



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

**EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO Y CONTENIDOS
DE CARBONO Y NITRÓGENO DEL SUELO EN UN
AGROECOSISTEMA GANADERO ALTOANDINO EN TENERIFE,
VALLE DEL CAUCA**

FRANCY ZORAYDA GÓMEZ BALANTA

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Palmira, Colombia

2015

**EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO Y CONTENIDOS
DE CARBONO Y NITRÓGENO DEL SUELO EN UN
AGROECOSISTEMA GANADERO ALTOANDINO EN TENERIFE,
VALLE DEL CAUCA**

FRANCY ZORAYDA GÓMEZ BALANTA

Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:
Magister en Ciencias Agrarias

Director:

Zootecnista M.Sc, LUIS MIGUEL RAMIREZ NADER

Línea de Investigación:

Producción Animal Tropical

Grupo de Investigación:

Desarrollo de Sistemas Sostenibles de Producción Ganadera - DESPROGAN

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Palmira, Colombia

2015



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
SEDE PALMIRA

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

ACTA DE JURADO DE TESIS

MAESTRÍA EN CIENCIAS AGRARIAS
LINEA DE INVESTIGACIÓN PRODUCCIÓN ANIMAL TROPICAL

En Palmira a los 16 días del mes de Marzo de 2015, se reunió en esta Sede el Jurado Calificador de Tesis, integrado por los doctores, HUGO SANCHEZ GUERRERO y EDGAR ALBERTO CÁRDENAS ROCHA.

Para calificar la Tesis de Grado de:

FRANCY ZORAYDA GOMEZ BALANTA

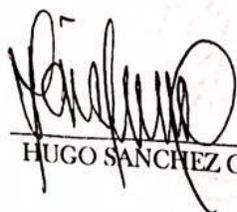
Titulada:

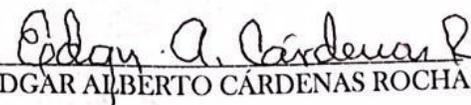
“Emisión de Gases de Efecto Invernadero y Contenidos de Carbono y Nitrógeno del Suelo en un Agroecosistema Ganadero Alto Andino en Tenerife, Valle Del Cauca”, bajo la dirección del profesor Luis Miguel Ramírez Nader.

Después de oír el informe del jurado evaluador compuesto por los doctores HUGO SANCHEZ GUERRERO y EDGAR ALBERTO CÁRDENAS ROCHA, y de haber cumplido con el proceso de evaluación, la tesis fue calificada como:

APROBADA

REPROBADA


HUGO SANCHEZ GUERRERO


EDGAR ALBERTO CÁRDENAS ROCHA

*A mi hija Guadalupe quien llego a dar felicidad
y colores a mi vida
Te adoro mi **Lupita**.*

*A mis hermanos Nathalia, Jose Arbey y Hector Adrian
y mis padres Zoraida Balanta y Adriano Gómez.*

*Mamá gracias por animarme a tomar
este camino y por tu constante apoyo.*

*“Hay un libro abierto siempre para todos los ojos:
La Naturaleza”*

Jean Jacques Rousseau

*“La Naturaleza es extraordinariamente creativa,
original, ingeniosa pero porque tiene tiempo.
Tiempo para diseñar, para inventar,
para probar, para fracasar y para acertar”*

Carlos López-Otín

Agradecimientos

En primera medida y en especial al Profesor Luis Miguel Ramirez Nader, mi director de Tesis, por su apoyo, confianza y acompañamiento permanente en este valioso proceso de aciertos y desaciertos, que se traducen en más aprendizaje.

Al Programa Jóvenes Investigadores e Innovadores “Virginia Gutiérrez de Pineda, Año 2011” de COLCIENCIAS, al Grupo de Investigación DESPROGAN y a la Dirección de Investigación de la Universidad Nacional de Colombia sede Palmira (DIPAL), por el apoyo en la financiación del proyecto de investigación.

A la Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, por ser más que un lugar de permanente aprendizaje y enriquecimiento profesional y personal, mi segunda casa.

A cada uno de los profesores activos y pensionados de la Universidad Nacional de Colombia sede Palmira que aportaron sus conocimientos y recomendaciones en el transcurso de la investigación: Enrique Ararat, Ricardo Malagón, Mario García, Diosdado Baena, Jaime Eduardo Muñoz, Marina Sanchez, Eyder Daniel Gómez, Elena Vasquez, Juan Carlos Menjivar.

A cada uno del personal de laboratorios que tuvieron la disposición permanente en brindar su colaboración y apoyo, Miguel Beltran Laboratorio de Física de Suelos, Señora Nubia Rodriguez Vargas del Laboratorio de Sanidad y Microbiología Agrícola, Marzory Andrade sala de Biometría de la Universidad Nacional de Colombia sede Palmira.

A la Familia del señor Camilo Escobar, señora e hijos, propietarios de la finca La Palma, por permitir el acceso a su predio y su voluntad de colaboración.

A mis compañeros de pregrado Lucy Viviana Orozco, Eliana Hernández y Julio Ernesto Revelo, quienes fueron un gran apoyo y compañía en la etapa de muestreo en campo.

Al Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), específicamente a María del Pilar Hurtado por aportar pautas importantes en el desarrollo del proyecto.

A mi familia, amigos y todas aquellas personas que estuvieron presentes en este proceso brindando su apoyo incondicional y desinteresado.

Gracias a la vida.

Resumen

Se evaluaron los contenidos de Carbono y Nitrógeno edáfico y la emisión de GEI del suelo en un agroecosistema ganadero altoandino localizado en Tenerife, Valle del Cauca, Colombia. Se realizó la medición de propiedades fisicoquímicas y biológicas; contenidos de C y N en tres coberturas vegetales: bosques naturales, potreros de Kikuyo *Pennisetum clandestinum* y cultivos de cebolla junca *Allium fistulosum*, así como, la determinación de la abundancia natural de isótopos estables $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del suelo y los flujos de GEI (CO_2 , CH_4 y N_2O) en bosques y potreros. Los contenidos de MO (g kg^{-1}) de los potreros (>194) fueron más altos que los de las coberturas de bosques (147.3) y cultivo (60,81). También, se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los %C: 11.6, 8.9, 3.5 y %N: 1.2, 0.8, 0.3 de las coberturas de potreros, bosques y cultivo de cebolla, respectivamente. Se determinó que el C almacenado en los 0.20 m de profundidad del suelo en zonas de potreros fue reemplazado en un 100% por la vegetación C_4 , y no existe C remanente de la vegetación C_3 que había antes de la potrerización. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados en potreros estuvieron entre -12,01 y -11,85‰ y en los bosques de -26,03‰; para $\delta^{15}\text{N}$, los valores fueron 11.1‰ y 7.93‰ en potreros y bosques, respectivamente. Los flujos positivos de CO_2 en los potreros, fueron más altos en comparación a los de los bosques (3.92 y 2.23 $\text{Kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$, respectivamente). No se evidenciaron emisiones de CH_4 ($\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en bosques (-110.84) ni en potreros (-71.06); en contraste, se encontraron emisiones de N_2O ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en potreros: 3.29 y bosques: 0.80. Los resultados anteriores, permiten establecer una línea base para la formulación de alternativas tecnológicas de manejo sostenible de estos agroecosistemas, encaminadas hacia el secuestro de C, y para mitigar la emisión de GEI.

Palabras claves: $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, Alternativas tecnológicas de manejo sostenible, Isótopos estables, Pasto Kikuyo *Pennisetum clandestinum*, Secuestro de Carbono.

Abstract

The contents soil Carbon and Nitrogen and Greenhouse Gases (GHG) emissions in cattle High-Andean agroecosystem located at Tenerife Valle del Cauca, Colombia was evaluated. In natural forests, Kikuyu *Pennisetum clandestinum* pastures and Onion *Allium fistulosum* cropping was determined the physicochemical and biological properties, C and N contents, as well the natural abundance of stable isotopes $\delta^{13}\text{C}$ $\delta^{15}\text{N}$ and soil GHG fluxes (CO_2 , CH_4 and N_2O) in forests and pastures. The OM contents (g kg^{-1}) of the paddocks (>194) were higher than native vegetation (147.3) and cropping (60.81). Also, significant differences ($P<0.05$) were found between the %C: 11.6, 8.9, and 3.5, %N: 1.2, 0.8 and 0.3 pastures, forests and onion cropping, respectively. It was determined that C stored in top 0.2 m deep soil areas of pastures was replaced a 100% by C_4 vegetation, and there is no remnant C of the C_3 vegetation that there was before the paddock. $\delta^{13}\text{C}$ values were found in pastures between -12.01 and -11.85‰ and native vegetation -26.03‰; for $\delta^{15}\text{N}$ values were 11.1‰ and 7.93‰ in pastures and forests, respectively. The positive CO_2 fluxes in the paddocks were higher compared to forest (3.92 and 2.23 $\text{kg m}^{-2} \text{yr}^{-1}$, respectively). CH_4 not emissions ($\text{mg m}^{-2} \text{yr}^{-1}$) in forests (-110.84) or pasture (-71.06) were evident; in contrast, N_2O emissions ($\text{g m}^{-2} \text{yr}^{-1}$) were found in pastures 3.29 and Forests: 0.80. Thus, the outcome of this study will provide basis for the development of alternative technologies for sustainable management of these agroecosystems, aiming toward C sequestration to mitigate GHG emissions.

Keywords: $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, Alternative technologies for sustainable management, Stable Isotopes, Kikuyu grass *Pennisetum clandestinum*, Carbon sequestration.

Contenido

RESUMEN	IX
INTRODUCCIÓN	1
1. MARCO TEÓRICO	7
1.1 GANADERÍA, MEDIO AMBIENTE Y CAMBIO CLIMÁTICO	7
1.2 GANADERÍA ALTOANDINA EN COLOMBIA	9
1.3 INTERACCIÓN ENTRE EL CARBONO Y EL NITRÓGENO DEL SUELO Y LOS GASES DE EFECTO INVERNADERO	10
1.3.1 CARBONO DEL SUELO	10
1.3.2 NITRÓGENO DEL SUELO	13
1.3.3 RELACIÓN C/N	16
1.3.4 GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI)	17
1.4 DINÁMICA DEL CARBONO Y NITRÓGENO EN EL SUELO	21
1.4.1 ABUNDANCIA NATURAL DE ISÓTOPOS ESTABLES $\Delta^{13}\text{C}$ Y $\Delta^{15}\text{N}$ EN LOS ECOSISTEMAS	23
1.5 ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS DE MANEJO SOSTENIBLE DEL SUELO EN RELACIÓN A LA CAPTURA DE CARBONO	27
2. METODOLOGÍA	31
2.1 LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	31
2.2 DETERMINACIÓN DE LAS ZONAS DE MUESTREO EN EL AGROECOSISTEMA GANADERO.	33
2.3 CARACTERIZACIÓN DE LOS AGROECOSISTEMAS DE LA FINCA LA PALMA	34
2.4 VARIABLES EVALUADAS	34
2.4.1 EVALUACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DEL SUELO	34
2.4.2 CUANTIFICACIÓN DE MICROORGANISMOS FIJADORES DE NITRÓGENO ASIMBIÓTICOS	35
2.4.3 DETERMINACIÓN DEL CARBONO Y NITRÓGENO TOTAL DEL SUELO E ISÓTOPOS ESTABLES $\Delta^{13}\text{C}$ Y $\Delta^{15}\text{N}$	36

2.4.4	ALMACENAMIENTO DE CARBONO Y NITRÓGENO EN EL SUELO	36
2.4.5	PROCEDENCIA DEL CARBONO ORGÁNICO ALMACENADO EN EL SUELO	37
2.4.6	MUESTREO DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI)	38
2.4.7	ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN	39
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	41
3.1	AGROECOSISTEMAS DE LA FINCA LA PALMA	41
*	CLASIFICACIÓN TOMADA DE PARENT <i>ET AL.</i> , (1990)	43
3.2	PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DEL SUELO	43
3.2.1	PROPIEDADES FÍSICAS	43
3.2.2	PROPIEDADES QUÍMICAS	46
3.3	MICROORGANISMOS FIJADORES DE NITRÓGENO ASIMBIÓTICOS	50
3.4	CARBONO Y NITRÓGENO DEL SUELO	53
3.4.1	CARBONO TOTAL Y ALMACENAMIENTO DE CARBONO	53
3.4.2	NITRÓGENO TOTAL Y ALMACENAMIENTO DE NITRÓGENO	57
3.4.3	RELACIÓN C:N	60
3.4.4	ABUNDANCIA NATURAL DE $\Delta^{13}\text{C}$ Y $\Delta^{15}\text{N}$	61
3.4.5	PROCEDENCIA DEL CARBONO ORGÁNICO ALMACENADO EN EL SUELO	64
3.5	GASES DE EFECTO INVERNADERO EN ZONAS DE BOSQUE NATURAL Y POTREROS	65
3.5.1	FLUJOS ACUMULADOS DE GEI	65
3.6	ANÁLISIS DE CORRELACIÓN CANÓNICA ENTRE LAS VARIABLES	71
3.7	ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS SOSTENIBLES	77
3.7.1	SISTEMAS AGROFORESTALES	78
3.7.2	CAPACIDAD DE CARGA AMBIENTALMENTE SOSTENIBLE	79
3.7.3	RECUPERACIÓN DE LAS PASTURAS	79
3.7.4	ASOCIACIÓN GRAMÍNEAS-LEGUMINOSAS	80
3.7.5	LABRANZA DE CONSERVACIÓN	82
3.7.6	SISTEMAS PRODUCTIVOS INTEGRADOS	82
4.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	83
4.1	CONCLUSIONES	83
4.2	RECOMENDACIONES	84
ANEXOS		85
BIBLIOGRAFÍA		90

Lista de figuras

	Pág.
FIGURA 1. CICLO DEL NITRÓGENO EN AGROECOSISTEMAS GANADEROS BOVINOS	15
FIGURA 2. DIAGRAMA SIMPLIFICADO DE LOS FLUJOS DE CARBONO Y NITRÓGENO EN EL SUELO EN UN AGROECOSISTEMAS BOVINO	22
FIGURA 3. LOCALIZACIÓN DE LA FINCA LA PALMA	32
FIGURA 4. PORCENTAJE POROSIDAD TOTAL A DOS PROFUNDIDADES ZONAS DE POTREROS Y BOSQUE NATURAL	45
FIGURA 5. CONTENIDOS DE MATERIA ORGÁNICA (G KG^{-1}) EN EL SUELO A DOS PROFUNDIDADES EN ZONAS DE POTREROS, BOSQUE NATURAL Y CULTIVO DE CEBOLLA	49
FIGURA 6. UFC/G DE SUELO RESULTANTES DEL AISLAMIENTO EN MEDIO ASHBY EN COBERTURAS VEGETALES EVALUADAS	51
FIGURA 7. PORCENTAJE DE CARBONO (%C) EN EL SUELO EN COBERTURAS VEGETALES EVALUADAS	54
FIGURA 8. ALMACENAMIENTO DE CARBONO ORGÁNICO EN EL SUELO EN COBERTURAS VEGETALES EVALUADAS	54
FIGURA 9. PORCENTAJE DE NITRÓGENO (%N) EN EL SUELO EN COBERTURAS VEGETALES EVALUADAS	59
FIGURA 10. ALMACENAMIENTO DE N EN EL SUELO EN COBERTURAS VEGETALES EVALUADAS	59
FIGURA 11. $\Delta^{13}\text{C}$ EN DIFERENTES COBERTURAS VEGETALES Y DOS PROFUNDIDADES DE MUESTREO	63
FIGURA 12. $\Delta^{15}\text{N}$ EN DIFERENTES COBERTURAS VEGETALES Y DOS PROFUNDIDADES DE MUESTREO	63
FIGURA 13. PORCENTAJE DE CARBONO DERIVADO DE LA PASTURA (C_4) Y REMANENTE DEL BOSQUE NATURAL (C_3) A 0,2M DE PROFUNDIDAD	64
FIGURA 14. FLUJOS ACUMULADOS PROMEDIOS DE CO_2 EN ZONAS DE BOSQUE NATURAL Y POTREROS	66
FIGURA 15. FLUJOS ACUMULADOS PROMEDIOS DE CH_4 EN ZONAS DE BOSQUE NATURAL Y POTREROS	67
FIGURA 16. FLUJOS ACUMULADOS PROMEDIOS DE N_2O EN ZONAS DE BOSQUE NATURAL Y POTREROS	69

Lista de tablas

	Pág.
TABLA 1. INTERPRETACIÓN DE LA RELACIÓN C/N	17
TABLA 2. PRÁCTICAS DE MANEJO RECOMENDADAS PARA EL SECUESTRO DE C, PROPUESTAS POR VARIOS AUTORES	29
TABLA 3. VARIABLES QUÍMICAS EVALUADAS	34
TABLA 4. VARIABLES FÍSICAS EVALUADAS	35
TABLA 5. TIPO Y PORCENTAJE DE CONFLICTO EN LA FINCA LA PALMA	42
TABLA 6. CLASE TEXTURAL Y COLOR EN ZONAS DE BOSQUE, POTREROS Y CULTIVO DE CEBOLLA	43
TABLA 7. DENSIDAD APARENTE DEL SUELO EN ZONAS DE BOSQUE, POTREROS Y CULTIVO DE CEBOLLA	45
TABLA 8. PH DEL SUELO EN ZONAS DE BOSQUE NATURAL, POTREROS Y CULTIVO DE CEBOLLA	46
TABLA 9. CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO DEL SUELO EN ZONAS DE BOSQUE NATURAL, POTREROS Y CULTIVO DE CEBOLLA	47
TABLA 10. CONTENIDOS DE MO DEL SUELO A DOS (2) PROFUNDIDADES EN ZONAS DE BOSQUE NATURAL, POTREROS Y CULTIVO DE CEBOLLA	50
TABLA 11. RELACIÓN C:N EN LAS DISTINTAS COBERTURAS VEGETALES EVALUADAS	61
TABLA 12. ABUNDANCIA DE $\Delta^{13}\text{C}$, $\Delta^{15}\text{N}$ PARA LAS DISTINTAS COBERTURAS VEGETALES EVALUADAS	62
TABLA 13. CORRELACIONES ENTRE VARIABLES FISICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DEL SUELO	73
TABLA 14. CORRELACIONES ENTRE VARIABLES MEDIDAS EN EL SUELO Y LOS FLUJOS DE GEI	75

Lista de Símbolos y abreviaturas

Abreviaturas

Abreviatura Término

<i>ADE</i>	Agua Destilada Estéril
<i>BFN</i>	Bacterias Fijadoras de Nitrógeno
<i>C</i>	Carbono
<i>C3</i>	Plantas metabolismo C3
<i>C4</i>	Plantas metabolismo C4
<i>CH₄</i>	Metano
<i>CIAT</i>	Centro Internacional de Agricultura Tropical
<i>C/N</i>	Relación Carbono: Nitrógeno
<i>CO₂</i>	Dióxido de Carbono
<i>COS</i>	Carbono Orgánico del Suelo
<i>DA</i>	Densidad Aparente
<i>FBN</i>	Fijación Biológica de Nitrógeno
<i>g</i>	Gramo
<i>GEI</i>	Gases de Efecto Invernadero
<i>Gt</i>	Gigatonelada (equiv. a 10 ⁹ t métricas)
<i>H⁺</i>	Catión Hidrógeno o Hidrogenión
<i>ha</i>	Hectárea
<i>IPCC</i>	Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático

Abreviatura Término

<i>Mg</i>	Megagramo (equiv. Tonelada)
<i>ml</i>	Mililitros
<i>MO</i>	Materia Orgánica
<i>MOS</i>	Materia Orgánica del Suelo
<i>N</i>	Nitrógeno
<i>N₂</i>	Nitrógeno Atmosférico
<i>NH₄⁺</i>	Amonio
<i>NO₃⁻</i>	Nitrato
<i>NO₂⁻</i>	Nitrito
<i>N₂O</i>	Óxido Nitroso
<i>O₂</i>	Oxígeno
<i>PCG</i>	Potencial de Calentamiento Global
<i>Pg</i>	Petagramo (equivalente a 10 ¹⁵ g)
<i>PIB</i>	Producto Interno Bruto
<i>t</i>	Tonelada
<i>UA</i>	Unidad Animal
<i>UFC</i>	Unidades Formadoras de Colonia

Símbolos con letras griegas

Símbolo	Término	Unidad SI
$\delta^{13}\text{C}$	Abundancia Natural de ¹³ C	‰
$\delta^{15}\text{N}$	Abundancia Natural de ¹⁵ N	‰

Introducción

La ganadería ha sido y sigue siendo cuestionada por su impacto negativo al medio ambiente, particularmente en términos de cambio climático (Steinfeld *et al.*, 2006, citado por Novak *et al.*, 2010); de la degradación de los suelos y de las coberturas vegetales, y por los cambios en los usos del suelo; los cuales tienen gran influencia sobre los ciclos biogeoquímicos y un gran potencial para alterar significativamente las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) (Sohl *et al.*, 2012).

Los sistemas ganaderos con pasturas tradicionales mal manejadas es uno de los usos del suelo que más aportan GEI a la atmósfera (Ciesla, 1996, Abarca, 1997, citados por Ramos, 2003), Indira *et al.* (2012) indican que los principales GEI asociados con la producción ganadera son: Dióxido de Carbono (CO₂), Metano (CH₄) y Óxido Nitroso (N₂O).

En las últimas décadas, posteriores a la revolución industrial – año 1750 – las concentraciones atmosféricas de CO₂, CH₄ y N₂O en la atmósfera han aumentado sin precedentes, debido a la actividad antrópica (Hergoualc'ha *et al.* 2012, IPCC, 2013). El Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC) en el quinto reporte *cambio climático 2013*, informan que las emisiones netas anuales de CO₂ antropógenas producidas por el cambio de uso del suelo y la deforestación fueron, en promedio, de 0,9 GtC año⁻¹ durante el período de 2002 a 2011. En el año 2005 a nivel mundial, la agricultura aportó entre el 10% al 12% de CO₂, el 40% de CH₄ y el 60% de N₂O (Mitloehner *et al.*, 2009).

Según la FAO (2014) las emisiones de GEI procedentes de la producción agropecuaria se incrementaron en un 14%, de 4700 millones de toneladas de CO₂eq en 2001 a más de 5300 millones de toneladas de CO₂eq en 2011; aumento producido principalmente en los países en desarrollo, debido a la expansión del total de la producción agrícola.

Con base en los inventarios adelantados en Colombia para el año 2004, se reportó un total de 180.010,57 Gigagramos (Gg) de CO₂ equivalente, de las cuales, la agricultura fue responsable del 38% y el cambio de uso del suelo del 14%; las emisiones por la fermentación entérica de los rumiantes (18,5%), los suelos agrícolas (18,1%), junto con la conversión de bosques a praderas (9,2%) y la emisión de CO₂ del suelo (4,1%), representaron el 50% de las emisiones totales para este mismo año (IDEAM, 2009).

La ganadería ocupa el 30% de la superficie terrestre global, excluyendo las áreas glaciales (Suárez, 2010), y el 75% de los suelos agrícolas a nivel mundial son utilizados para actividades ganaderas, incluyendo los cultivos de cereales y pastos para la alimentación animal (Buller *et al.*, 2014). En Colombia y sus distintas regiones, la mayoría de los agroecosistemas se encuentran en pasturas que ocupan entre el 60% y el 80% del área total del territorio, debido a las altas tasas de deforestación, especialmente de los bosques tropicales, lo que ha resultado en la reducción de los ecosistemas naturales (Murgueitio *et al.*, 2009).

La ganadería en Colombia se desarrolla aproximadamente sobre 38 millones de hectáreas del área del territorio nacional y está generando diferentes niveles de degradación y una significativa presión sobre la biodiversidad de los bosques del trópico bajo, los bosques andinos, los páramos, los humedales y los ecosistemas naturales en general (Chará *et al.*, 2011). Las consecuencias inmediatas han sido la reducción de la productividad, el aumento de los costos de producción y la degradación ambiental (FAO, 2001. Citado por Ramos, 2003).

Murgueitio *et al.*, (2009) señalan que la perturbación a los ecosistemas altoandinos, tiene efectos locales, regionales y globales. Los ecosistemas altoandinos, que pueden ser considerados como zonas con función amortiguadora de los páramos, están siendo afectados negativamente debido al desarrollo de prácticas agropecuarias, como son los cultivos limpios y la ganadería extensiva, que han dado como resultado una transformación progresiva de estas zonas en potreros, aumentando la vulnerabilidad de los páramos, amenazando permanentemente el recurso hídrico y causando la degradación del suelo.

El suelo es el principal reservorio de Carbono (C) de la biosfera, se ha estimado que a una profundidad de 1m y 3m, los contenidos son de 1.500Pg C y 2.300Pg C,

respectivamente (Palosuo, 2008). El suelo cumple una función ecosistémica clave, como es la regulación de los flujos de GEI entre él y la atmósfera, y viceversa; por lo cual, el deterioro del suelo y el agotamiento del C que en él se almacena, se traduce en emisión o pérdida de C.

El Carbono Orgánico del Suelo (COS) es el principal elemento que forma parte de la Materia Orgánica del Suelo (MOS) (Martínez *et al.*, 2008), el C es un elemento esencial para el desarrollo de la vida, forma parte de todos los compuestos orgánicos y es clave dentro de los sistemas productivos, por su influencia en propiedades químicas, físicas y biológicas que afectan la productividad de los cultivos (Morón *et al.*, 1999, Sawchik, 2001), es una fuente de alimento para la mayoría de la vida en el suelo, que a su vez sustenta a plantas superiores que existen como parte de sistemas ecológicos terrestres más complejos (Sandoval *et al.*, 2003). Las diferentes prácticas de manejo del suelo y de los cultivos pueden alterar significativamente esta propiedad (Sawchik, 2001), por lo tanto el COS es emitido a la atmósfera como CO₂ producto de las transformaciones oxidativas que ocurren en el suelo (Sandoval *et al.*, 2003).

El suelo puede actuar como fuente o reservorio de C dependiendo del uso y manejo que se le de al mismo (Lal *et al.*, 1990, Lal, 1997, citados por Martínez *et al.* 2008). Por lo tanto, el COS puede aumentar, disminuir o mantenerse en el mismo nivel dependiendo del uso (Guo y Gifford, 2002; Don *et al.*, 2011; Poeplau *et al.*, 2011, citado por Shi *et al.*, 2013).

La pérdida de COS también conduce a pérdidas de N del suelo, debido a la estrecha vinculación existente entre el C y N en algunas partes de sus ciclos, que corresponden en general a flujos de reciclaje dentro del ecosistema (Piñeiro, 2006). Cambios en el flujo de un elemento pueden afectar ciertos flujos del otro y, por lo tanto, impactar sobre los distintos espacios en donde el C y N son almacenados con cierta estequiometría (Baisden & Amundson 2003, citados por Piñeiro, 2006).

Como consecuencia de la mineralización de la MOS, las formas orgánicas de N son convertidas a formas inorgánicas (Morón *et al.*, 1999). Tras la mineralización del N orgánico y de los procesos de nitrificación y desnitrificación, se generan pérdidas de N, lo que puede contribuir a las emisiones de N₂O (Dalal *et al.* 2013).

Los agroecosistemas pueden ser manejados para reducir emisiones o pérdidas de C y N,

e incrementar los depósitos de C, pero las opciones se deben escoger con base en el conocimiento de la magnitud de los almacenamientos edáficos de un bioma o región agroecológica, y la respuesta de los suelos a diferentes usos (Carvajal *et al.*, 2009)

La actividad ganadera depende de servicios ecosistémicos, tales como la regulación hídrica y la productividad y fertilidad edáfica. Cualquier desequilibrio generado por el cambio climático sobre la oferta y regulación de estos servicios afecta negativamente los índices de productividad y de sostenibilidad ambiental (Chará *et al.*, 2011).

El cambio climático afecta a la ganadería, el hombre y el medio ambiente natural, de forma continua. Por esta razón, es importante para los ganaderos encontrar y conocer las alternativas o modelos productivos que reduzcan la emisión de éstos gases (Indira *et al.*, 2012), teniendo en cuenta que la influencia de los sistemas productivos ganaderos, depende mucho de su manejo (Hofstede *et al.*, 2003)

De acuerdo a Hofstede *et al.*, (2003) “... se debe considerar la importancia en el contexto social de la ganadería, es decir, la necesidad y el derecho de los habitantes para desarrollar actividades productivas; el hecho de que el impacto depende del manejo ganadero y del tipo de terreno, sugiere la necesidad de tomar medidas para aplicar las formas más eficientes y más sostenibles de uso ganadero”, en síntesis, “protección donde se debe y uso sustentable donde se puede”.

En la actualidad existe una tendencia hacia el desarrollo de sistemas agropecuarios más sostenibles, que mitiguen o limiten los efectos adversos de modelos agropecuarios insostenibles que afectan negativamente los distintos componentes del medio ambiente; uno de los tantos efectos de lo anterior, se ve reflejado en la perturbación de los flujos de C y N entre la atmósfera y los ecosistemas terrestres (Oelbermann *et al.*, 2004), en el aumento de la emisiones de GEI que contribuyen al calentamiento global (IPCC, 2007).

Se deben conocer de antemano los impactos generados sobre los distintos recursos, para generar información base, que permita implementar y/o ejecutar acciones que mitiguen los impactos negativos sobre los ecosistemas, y así ofrecer alternativas para el desarrollo sostenible de las comunidades que dependen de la agricultura.

Es claro, que siendo la ganadería bovina pilar fundamental de la seguridad alimentaria para muchas familias, no se puede pretender que se acaben o se censure este tipo de

producción pecuaria, pero si, aceptar responsablemente y reconocer las consecuencias de los efectos que esta actividad genera a los ecosistemas, y con ello desarrollar modelos productivos en donde el medio ambiente y la producción sean compatibles.

Por lo expuesto, la presente investigación tuvo como finalidad, contribuir en la generación de información base, que permita visualizar y medir el impacto generado por la ganadería bovina bajo pastoreo en agroecosistemas altoandinos y disponer de mejores herramientas cuando se trate de proponer alternativas tecnológicas de manejo que integren: favorabilidad ecológica, aceptabilidad social, viabilidad técnica y desarrollo sostenible de la ganadería en estas zonas agroecológicas.

Objetivos

General

Evaluar la Emisión de Gases de Efecto Invernadero y los contenidos de Carbono y Nitrógeno del suelo en un agroecosistema ganadero altoandino, localizado en el corregimiento de Tenerife, municipio de El Cerrito, Valle del Cauca.

Específicos

1. Realizar la medición de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo en tres tipos de coberturas vegetales.
2. Determinar los contenidos y almacenamientos de Carbono y Nitrógeno totales, y la abundancia isotópica a través del análisis de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en el suelo, bajo distintos usos o coberturas vegetales.
3. Medir y analizar comparativamente, los flujos de Gases de Efecto Invernadero: Dióxido de Carbono (CO_2), Metano (CH_4) y Oxido Nitroso (N_2O) en potreros y bosques naturales.

4. Formular alternativas tecnológicas para el manejo sostenible del agroecosistema en estudio.

Hipótesis

Los impactos y el grado de intervención de origen antrópico en los agroecosistemas (potreros y cultivos) de la finca en estudio, ubicada en una microregión altoandina, inciden sobre las características físicas, químicas y biológicas del suelo, generan cambios en los contenidos de Carbono y Nitrógeno edáfico, y afectan las emisiones y captura de GEI en comparación con zonas de bosques naturales adyacentes.

1. Marco Teórico

1.1 Ganadería, medio ambiente y cambio climático

La ganadería bovina convencional actualmente es protagonista en el tema ambiental, que genera controversias, debido a los efectos negativos que está provocando en el medio ambiente, entre ellos, la de ser vista como uno de los principales precursores del cambio climático y más aún cuando esta actividad es desarrollada inadecuadamente y genera efectos nocivos e irreversibles en los diferentes ecosistemas donde se desarrolla, como por ejemplo, la pérdida de biodiversidad, debido al cambio en el uso del suelo para establecer cultivos de pastos; y otros efectos ambientales variados y complejos como el deterioro de los suelos, la contaminación de las aguas y la emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI) (Murgueitio *et al.*, 2008).

La ganadería en Colombia se desarrolla aproximadamente sobre 38 millones de hectáreas del área del territorio nacional, en las distintas regiones del país, por lo que cerca de un 60% u 80% de los agroecosistemas están basados en pasturas, como resultado de la ampliación de la frontera agrícola y las altas tasas de deforestación, reduciendo así los ecosistemas naturales y generando diferentes niveles de degradación y una significativa presión sobre la biodiversidad de los bosques del trópico bajo, los bosques andinos, los páramos, los humedales y los ecosistemas naturales en general (Chará *et al.*, 2011; Murgueitio *et al.*, 2009).

La ganadería es una de las actividades pecuarias más importantes dentro de la economía colombiana, puesto que genera el 1,6% de la riqueza nacional, participa con el 20% del PIB agropecuario y representa el 53% del PIB pecuario (DANE – FEDEGAN, 2011), además se enmarca dentro de una cultura del quehacer de los pobladores de nuestro país (Murgueitio *et al.*, 2008).

La mayoría de los agroecosistemas ganaderos asentados en el mundo, se desarrollan en suelos inapropiados o con una vocación distinta, promoviendo la degradación ambiental (Murgueitio *et al.*, 2008), y disminuyendo la productividad de los ecosistemas. Estos impactos sobre el ambiente y la productividad de los agroecosistemas se manifiestan no solo en los suelos, sino también en las aguas, el aire, y en la pérdida de biodiversidad (Suárez, 2010).

Una de las grandes problemáticas actuales en Colombia y en el mundo, es la destrucción acelerada de los recursos naturales, entre ellos el suelo, el componente base para la producción ganadera y agrícola; este recurso es quizá el que mayor grado de intervención ha recibido, causado por actividades de manejo degradativas que afectan sus funciones naturales, sus servicios ecosistémicos, comprometiendo la sostenibilidad ambiental y la productividad de los agroecosistemas que en él se sustentan.

Los procesos de cambio de uso del suelo y la inadecuada gestión de las actividades relacionadas con la expansión de la ganadería y la agricultura, basadas en monocultivos y prácticas antrópicas inadecuadas, han llevado a que muchos ecosistemas presenten un dramático y progresivo deterioro del suelo, afectando las propiedades físicas, químicas y biológicas, que comprometen la productividad y fertilidad edáfica, por el agotamiento del Carbono Orgánico del Suelo (COS), producto de la degradación, que no solo afecta la calidad del suelo, sino que directamente aumenta las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) hacia la atmosfera, contribuyendo así al cambio climático global.

A la ganadería se le atribuye gran responsabilidad en las emisiones de GEI; las principales emisiones de GEI asociadas con la producción ganadera son el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O), generados por procesos de cambio del uso del suelo, deforestación (Indira *et al.*, 2012), fertilización nitrogenada irracional, entre otras.

Con base en los inventarios adelantados por el país para el año 2004, los sectores que más emisiones de GEI aportaron fueron: agricultura (38%); energía (37%) y cambio de uso del suelo y silvicultura (14%). Las emisiones por la fermentación entérica (18,5%), los suelos agrícolas (18,1%), junto con la conversión de bosques a praderas (9,2%) y la emisión de CO₂ del suelo (4,1%), representaron el 50% de las emisiones totales en el año 2004 (IDEAM, 2009).

1.2 Ganadería Altoandina en Colombia

La región Andina colombiana representa el 27% del área del país y paulatinamente ha sido transformada por los asentamientos humanos (Feijoo *et al.*, 2007), pues estas zonas han sido el soporte del desarrollo económico del país (Bohórquez *et al.*, 2012).

Cerca del 70% de la población colombiana habita en la región andina, por tal motivo las dos terceras partes de este territorio se encuentran severamente intervenidas por las actividades humanas. La acción antrópica se manifiesta, entre otros aspectos, en el avance de la frontera agropecuaria, la deforestación y la pérdida de la biodiversidad (Galindo *et al.*, 2003); la implementación de áreas de cultivos intensivos y la expansión ganadera, han promovido el cambio del uso del suelo (Bohórquez *et al.*, 2012). Cabe resaltar que estos ecosistemas tropicales andinos presentan una alta vulnerabilidad al cambio climático (Anderson *et al.*, 2010, citados por Franco *et al.*, 2013).

La ganadería ocupa más del 80% de la zona andina y es la actividad económica que mayor área cubre. Aunque no existen cifras exactas consolidadas al respecto se calcula que casi 12 millones de hectáreas se encuentran ocupadas por pastizales. Los principales impactos de la transformación de los ecosistemas por las actividades ganaderas no están estudiados a profundidad. Se destacan el cambio en la cobertura vegetal boscosa. Los efectos erosivos van desde moderados hasta verdaderas remociones masales del terreno y la compactación del suelo (Galindo *et al.*, 2003).

Los bosques altoandinos (entre 2.500 y 3.400 msnm) y andinos (entre 1.000 y 2.500 msnm) en el departamento del Valle del Cauca se encuentran entre los ecosistemas más degradados por la actividad antrópica (PNN, 2005).

Se han identificado múltiples problemáticas ambientales, asociado al conflicto del uso del suelo de ésta subregión, entre ellos: se identifica la actividad ganadera extensiva, los cultivos limpios transitorios, entre otras, a lo largo de la Cordillera Central (alta montaña y páramo) (PNN, 2005).

Es claro, que siendo la ganadería pilar fundamental de la seguridad alimentaria para muchas familias, no se puede pretender que se acaben o se censure este tipo de producción pecuaria, pero si responsablemente aceptar y reconocer las consecuencias

de los efectos que esta actividad genera a los ecosistemas por su mal manejo, y con ello desarrollar modelos productivos en donde el medio ambiente y la producción no se vean afectados.

La ganadería puede incrementar significativamente sus contribuciones socioeconómicas, mediante la adopción de una estrategia de reconversión de los sistemas ganaderos tradicionales (Galindo *et al.*, 2003) a sistemas ganaderos sostenibles, como los diseños agroforestales que son una excelente alternativa (Murgueitio *et al.*, 2008), así como otros modelos o estrategias productivas que ofrezcan beneficios ambientales.

De acuerdo con Murgueitio *et al.*, (2008) se ha demostrado que es viable la agregación de valores económicos y sociales al reconvertir la ganadería a modelos agroforestales, de tal manera que se generan externalidades ambientales positivas. La incorporación de los árboles en los sistemas ganaderos, según Pezo e Ibrahim (1996), citados por Messa (2009) generan los siguientes beneficios: **1.** contrarrestan los impactos ambientales negativos de los sistemas de producción. **2.** favorecen la restauración ecológica en áreas de pasturas degradadas. **3.** constituyen una alternativa para la diversificación de las fincas, generando productos e ingresos adicionales. **4.** contribuyen a reducir el uso de insumos externos. **5.** permiten intensificar el uso del recurso suelo, sin reducir su potencial productivo a largo plazo, y son una gran alternativa para secuestrar C en el suelo y la biomasa vegetal.

1.3 Interacción entre el Carbono y el Nitrógeno del suelo y los Gases de Efecto Invernadero

1.3.1 Carbono del Suelo

El ciclo del Carbono (C) es de gran importancia para la regulación del clima del planeta tierra, y en él se ven implicadas actividades básicas para el sostenimiento de la vida. Este ciclo comprende dos cursos que se suceden a distintas velocidades; el ciclo biológico y el ciclo biogeoquímico; el primero comprende los intercambios de C en forma de CO₂ entre los seres vivos y la atmósfera (fotosíntesis), sucede relativamente rápido, estimándose que la renovación del C atmosférico se produce cada 20 años, el segundo regula la transferencia de C entre la atmósfera y la litosfera (océanos y suelo) (Lenntech,

s.f., citado por Sierra, 2011).

El C en los suelos puede encontrarse en formas orgánicas (biomoléculas, hidratos de carbono, ligninas, proteínas, humus) e inorgánicas (principalmente en formas estables, como: CaCO_3 y $\text{MgCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$, HCO_3 , CO_2 y CO_3) (Jackson, 1964, citado por Martínez *et al.*, 2008). Los suelos tienen el mayor stock de C terrestre orgánico en la biosfera, el cual se ha estimado entre 1500 Pg y 2300Pg (Palosuo, 2008) a 1 y 3 metros de profundidad, respectivamente (Schlesinger, 1990, Gifford, 1994, Swift, 2001, y FAO, 2001; citados por Martínez *et al.* 2008). El stock de Carbono Orgánico del Suelo (COS) contiene el doble de C que el reservorio atmosférico y casi tres veces más que la vegetación (Mosquera *et al.*, 2012). Las estimaciones de C inorgánico dan valores de alrededor de 1.700 Pg, en formas como bicarbonatos, carbonatos y ácido carbónico (Martínez *et al.*, 2008).

El COS es un componente importante del ciclo global del C, ocupando 69.8% del C orgánico de la biosfera (FAO, 2001), y es el principal elemento que forma parte de la Materia Orgánica del Suelo (MOS); La MOS es la sumatoria de un conjunto de residuos orgánicos de origen animal y vegetal, en diferentes etapas de descomposición, y que se acumulan en la superficie y dentro del suelo; además incluye la biota edáfica (Martínez *et al.*, 2008). En la MOS se distingue una fracción lábil, disponible como fuente energética, que mantiene las características químicas de su material de origen (hidratos de carbono, ligninas, proteínas, taninos, ácidos grasos), y una fracción húmica, más estable, constituida por ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas (Galantini, 2002, Aguilera, 2000, citados por Martínez *et al.*, 2008).

El COS cumple un papel importante en el ciclaje de nutrientes, con un aumento del COS hay una mayor Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC); mayor capacidad de retención de agua y mejoramiento de la estructura del suelo, que pueden reducir la erosión (Conant *et al.*, 2002; Franzluebbers, 2010, citados por Neal *et al.*, 2013). El COS también regula la actividad biológica del suelo, mejora la biodisponibilidad de nutrientes para las plantas, además es un indicador clave de la calidad del suelo, tanto en sus funciones agrícolas, como ambientales (FAO, 2002). De manera general, la dinámica del C está afectado por el clima, el tipo de suelo (Mosquera *et al.*, 2012), la productividad del cultivo, la textura del suelo y las prácticas de manejo agrícolas (Neal *et al.*, 2013), los cuales interactúan

para determinar las propiedades físico-químicas y biológicas en el suelo (Feller & Beare, 1997, citado por Mosquera *et al.*, 2012).

El suelo puede actuar como fuente o reservorio de C dependiendo de su uso y manejo (Lal *et al.*, 1990, Lal, 1997, citados por Martínez *et al.*, 2008). Generalmente, el COS puede aumentar, disminuir o mantenerse en el mismo nivel dependiendo del uso que se le de al mismo (Guo & Gifford, 2002; Don *et al.*, 2011; Poeplau *et al.*, 2011, citado por Shi *et al.*, 2013). Los flujos entre el COS y la atmósfera son importantes y pueden ser positivos bajo la forma de captura o negativos como emisión de gases (FAO, 2002).

Se estima que desde que se incorporan nuevos suelos a la agricultura hasta establecer sistemas intensivos de cultivo se producen pérdidas de COS que fluctúan entre 30 y 50% del nivel inicial (Reicosky, 2002, citado por Martínez *et al.* 2008). La pérdida de material húmico de los suelos cultivados es superior a la tasa de formación de humus de suelos no perturbados por lo que el suelo, bajo condiciones de cultivo convencionales, es una fuente de CO₂ para la atmósfera (Kern & Johnson, 1993, Gifford, 1994, Reicosky, 2002, citado por Martínez *et al.*, 2008). Es decir que, la pérdida de COS de un agroecosistema se puede tener en cuenta para evaluar el impacto total en las emisiones de GEI a la atmósfera (Dalal *et al.*, 2013).

El rápido aumento de los GEI en los últimos 200 años ha creado la necesidad, no sólo para reducir las emisiones, sino también para aumentar el almacenamiento de COS, a través de cambios en el uso del suelo y las prácticas de manejo (Mosquera *et al.*, 2012). Históricamente, la conversión de la vegetación nativa a cultivos agrícolas intensivos en todo el mundo, ha dado lugar a una disminución del COS y la liberación de C a la atmósfera (Heenan *et al.*, 2004; Lal *et al.*, 2003, citados por Neal *et al.*, 2013). El calentamiento global está acelerando la descomposición de la MO, lo que acentuó el cambio climático (SOCO, 2009).

La acumulación de COS, es importante para mitigar los efectos del cambio climático (Arnalds, 2004; Etchevers *et al.*, 2006. citado por Mejía *et al.*, 2007). La captura de carbono y el aumento de la MOS tiene un impacto directo no solo sobre la calidad y la fertilidad de los suelos, sino que además tiene efectos positivos importantes sobre el ambiente, la resiliencia y la sostenibilidad agropecuaria (FAO, 2002).

La dinámica del C está dominado por la asimilación de CO₂ mediante la fotosíntesis y la

liberación de C a través de la respiración de plantas, microorganismos y animales, la transferencia de C al suelo en forma de hojarasca, madera y raíces, y la exudación de compuestos orgánicos a la rizosfera (Malhi *et al.*, 2000). Las existencias de COS representan un balance dinámico entre la absorción de residuos orgánicos y su mineralización (FAO, 2002). La mineralización transforma los compuestos orgánicos en inorgánicos, generalmente minerales solubles o gaseosos que pueden ser liberados a la atmósfera (Paustian *et al.*, 2000; Porta *et al.*, 2003, citados por Loayza, 2012).

Gran parte del C que ingresa al suelo (en condiciones aeróbicas) es lábil (alrededor de 55 PgC año⁻¹) y sola una pequeña fracción (1%) del que ingresa se acumula en la fracción húmica estable (0,4 PgC año⁻¹), que esta constituida por ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas (FAO, 2002, Martínez *et al.*, 2008). El humus o la fracción coloidal compleja supone entre el 60 y el 80% de la MOS y está compuesto por un 50 a 58% de C y un 4 a 5% de N (Loayza, 2012). La fracción activa o lábil esta disponible como fuente energética para la biota edáfica (Martínez *et al.*, 2008), la cual es mineralizada generalmente en menos de un año, dependiendo de las condiciones de campo (García, 2007).

Aunque los bosques siempre han sido considerados como los principales almacenadores de C, recientes investigaciones sobre mejoramiento de praderas tropicales han indicado que las existencias de COS en tales sistemas pueden ser igual a los bosques (Fisher *et al.*, 1994, citados por Mosquera *et al.*, 2012). Por lo que el mejoramiento de las pasturas, se ha asociado al aumento del COS (Chan *et al.*, 2010, citado por Neal *et al.*, 2013). Por lo tanto, la conversión de bosques tropicales a sistemas agroforestales se traduciría en una menor pérdida de COS en comparación a una conversión a cultivos limpios o pastizales (Mosquera *et al.*, 2012)

1.3.2 Nitrógeno del suelo

El Nitrógeno (N) constituye aproximadamente el 78% de los gases atmosféricos, siendo éste el principal reservorio del elemento (Behar *et al.* 2005, citado por Ibarra, 2010); otro de los principales almacenamientos de N es la Materia Orgánica del Suelo (MOS), dando como resultado una estrecha relación entre la MOS y el N total del suelo. Del total del N que hay en el suelo, aproximadamente el 98% se encuentra formando compuestos

orgánicos, que por lo general no están disponible para las plantas, sino que para ser absorbido tiene que pasar a formas inorgánicas. El N inorgánico representa un 2% del N total del suelo, encontrándose en formas de nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y nitrito (NO_2^-) (Perdomo *et al.*, s.f.).

El N está regulado principalmente por procesos biológicos, derivados de la actividad microbiana edáfica que afectan sobre todo a las formas minerales y a las formas orgánicas de reserva (Perdomo *et al.*, s.f.).

El ciclo del Nitrógeno, comprende cuatro procesos: fijación, mineralización o amonificación, nitrificación y desnitrificación (Sierra, 2011), procesos que generan pérdidas y ganancias de N del sistema y actúan en forma simultánea en el suelo (Perdomo *et al.*, s.f.) (Figura 1).

La fijación del N_2 al suelo se puede dar a través de las tormentas eléctricas, que rompen las moléculas de N_2 y luego las oxidan para formar NO_2^- y/o la fijación biológica, realizada por microorganismos – bacterias diazótroficas – que pueden ser simbióticas (obligados, asociativos o endófitos) y de vida libre, representadas en *Rhizobium* y *Frankia* para las obligadas y por *Cyanobacteria*, *Azospirillum*, *Azotobacter*, *Acetobacter diazotrophicus*, *Azoarcus* entre las asociativas o endófitas; *Achromobacter*, *Acetobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Azospirillum*, *Azotobacter*, *Azomonas*, *Bacillus*, *Beijerinckia*, *Clostridium*, *Corynebacterium*, *Derxia*, *Enterobacter*, *Herbaspirillum*, *Klebsiella*, *Pseudomonas*, *Rhodospirillum*, *Rhodopseudomonas* y *Xanthobacter*, entre las no simbióticas (Cerón *et al.*, 2012, Sierra, 2011).

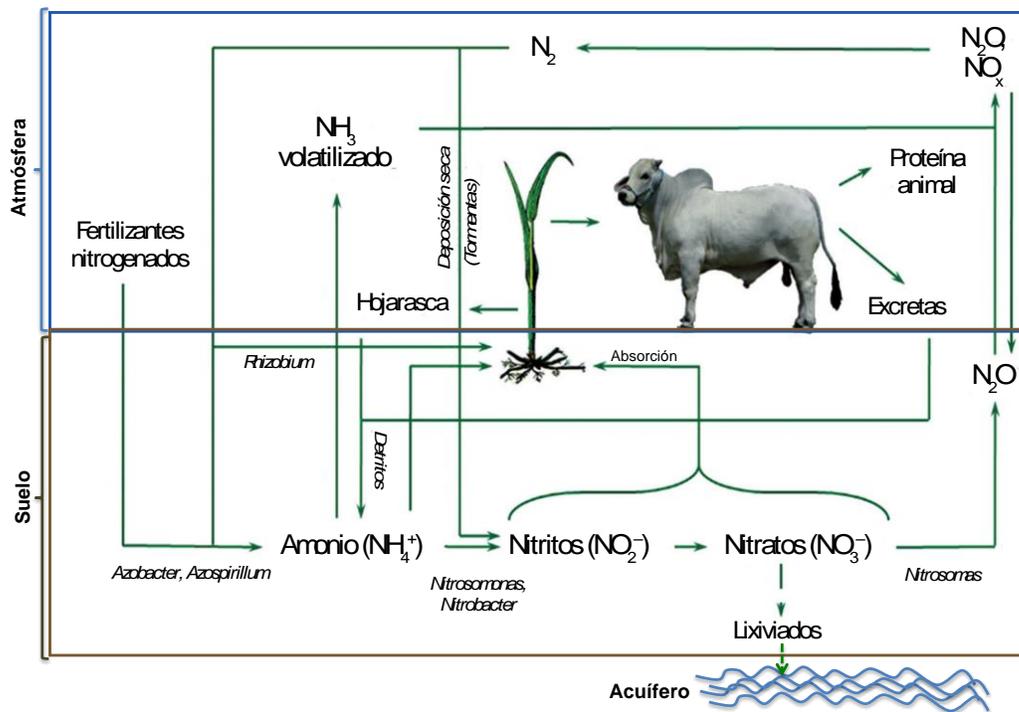
La Amonificación es la conversión de formas proteicas de tejidos a formas amoniacaes NH_4^+ por microorganismos descomponedores. La nitrificación corresponde a la oxidación biológica del NH_4^+ a NO_3^- por bacterias aeróbicas nitrificantes como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, y la desnitrificación es el proceso de reducción biológica realizado en el suelo por un gran número de microorganismos anaerobios facultativos, que utilizan el NO_3^- y el NO_2^- del suelo en lugar de O_2 como aceptores de electrones, reduciendo el N a formas gaseosas como son N_2O y N_2 (Perdomo *et al.*, s.f.), siendo este proceso opuesto a la fijación (Sierra, 2011).

Debido a que la mayoría del N del suelo es orgánico, existe siempre una estrecha asociación entre los contenidos de MOS y de N total del suelo (Perdomo *et al.*, s.f.). por

lo anterior, las pérdidas de COS también conducen a pérdidas de N del suelo, y esta pérdida de N puede contribuir a las emisiones de N₂O, tras la mineralización del N orgánico y de los procesos de desnitrificación (Dalal *et al.*, 2013). El ciclo del N condiciona la acumulación y la reserva de C en los agroecosistemas, debido a la estrecha vinculación existente entre el C y el N en algunas partes de sus ciclos; es posible que la carencia de un elemento limite la circulación y acumulación del otro; por lo tanto, la dinámica del C está fuertemente ligada a la del N (Piñeiro, 2006).

Con base en el informe *Climate Change 2013: the physical science basis* del IPCC una pequeña cantidad de emisión de N₂O puede hacer una contribución significativa a las emisiones de GEI a la atmósfera debido a su gran Potencial de Calentamiento Global (PCG) equivalente a 298 con respecto al CO₂, en un horizonte de tiempo de 100 años (Myhre *et al.*, 2013).

Figura 1. Ciclo del nitrógeno en agroecosistemas ganaderos bovinos



Fuente: Adaptado de Garzón y Cárdenas (2013)

Contenido de Nitrógeno Total en el suelo: Cuando se analiza el contenido total de N en el suelo, se hace referencia a la suma de sus formas inorgánicas (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) que representan un 2% del N total, y formas orgánicas (aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos y otros compuestos orgánicos que tengan N en su estructura) que constituyen aproximadamente el 98% del total del N (Perdomo *et al.*, s.f.). El contenido de N total en los suelos presenta un amplio rango, pero es común el comprendido entre 0.2 y 0.7% en la capa arable; el porcentaje tiende a disminuir con la profundidad el perfil del suelo (Blasco, 1970).

Existen dos métodos para determinar el N total: el *Método Kjeldahl*, el cual es esencialmente un procedimiento de oxidación vía húmeda y el *Método Dumas*, el cual es fundamentalmente una oxidación seca por combustión (NTC 5889).

1.3.3 Relación C/N

El Carbono y el Nitrógeno son los principales elementos químicos requeridos para los procesos de mineralización o descomposición de la MO; el C es importante debido a que es un elemento necesario para la producción de energía, mientras que el N para la construcción de tejidos, por lo que es de gran valor, y en especial para los agroecosistemas ganaderos, pues es requerido para el desarrollo y crecimiento de las especies forrajeras, principalmente las gramíneas (Sierra, 2011).

La relación C/N, está determinada por la calidad de los restos orgánicos de los suelos, y por lo tanto esta relación condiciona el proceso de mineralización de la MO edáfica; cuando la MO se descompone, el C es liberado más rápidamente que el N, lo que reduce la relación C/N (Sierra, 2011). La relación C/N del suelo, de las plantas y de los residuos vegetales es un importante indicador de su calidad y afecta diversos flujos en el ecosistema, como la descomposición, la inmovilización y la mineralización del N (Olofsson & Oksanen 2002, Halliday *et al.* 2003, Weiguo *et al.* 2003, citados por Piñeiro, 2006).

La relación C/N de la MOS es el principal indicador de su calidad y ha sido ampliamente utilizado para estimar las emisiones de N después de la descomposición de la MOS. La relación C/N está determinada por la cantidad de N que se mineraliza por unidad de C respirado e influye además el N que es inmovilizado por los descomponedores (Accoe *et*

al, 2004, citado por Piñeiro *et al*, 2006). Cuanto menor sea el valor de esta relación, mayor será el grado de mineralización de la materia orgánica y, por tanto, la calidad edáfica será superior.

La relación C/N es una variable crítica para los modelos biogeoquímicos utilizados que predicen los impactos de la agricultura, las perturbaciones en la descomposición de la MO y el ciclo del N en los ecosistemas terrestres (Chapin *et al*, 2002, citados por Piñeiro *et al*, 2006).

Una relación C/N baja por lo general contiene cantidades de N óptimas para satisfacer las necesidades de microorganismos degradantes, por lo tanto a medida que los residuos son descompuestos habrá N en exceso, en relación a lo que ellos necesitan, el cual se liberará para ser absorbidos por las plantas o perdidos (lixiviación, volatilización). Una relación C/N alta resulta en que el N es utilizado exclusivamente por los microorganismos edáficos y por tal motivo inmovilizado, disminuyendo los contenidos de N en el suelo (Ruíz, 2012).

Tabla 1. Interpretación de la relación C/N

Relación C/N	Liberación del Nitrógeno	Mineralización de la MO
< 10	Excesiva	Muy buena
10 – 12	Normal	Buena
12 – 15	Escasa	Mediana
> 15	Muy escasa	Deficiente

Tomado y adaptado de Ruiz (2012)

1.3.4 Gases de Efecto Invernadero (GEI)

Se denomina efecto invernadero a la absorción en la atmósfera de las radiaciones infrarrojas emitidas por la superficie terrestre, impidiendo que escapen al espacio exterior y aumentando la temperatura media del planeta (15°C), produciendo a escala planetaria un efecto similar al observado en un invernadero (Ferreira, 2008).

Los niveles de GEI los determinan el equilibrio que haya entre la captura o sumideros y flujos o emisiones (Ferreira, 2008). La mayoría de los principales GEI se producen de manera natural, pero el aumento de su concentración en la atmósfera durante los últimos

veinte años ha sido producto de las actividades antrópicas (IPCC, 2007). Desde el comienzo del periodo industrial, las emisiones antropogénicas han originado un incremento de las concentraciones de los GEI en la atmósfera, resultando en el calentamiento global; este incremento en la producción de GEI además de generar el cambio climático global, ha tenido efectos negativos en aspectos ambientales, sociales y económicos (Murgueitio *et al.*, 2008).

El N₂O, CH₄ y el CO₂, son los GEI más importantes relacionados con la agricultura y el cambio de uso de la tierra. El CH₄ y el N₂O tienen un Potencial de Calentamiento Global (PCG) más alto que el CO₂ (Ferreira, 2008), el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) en el informe *Climate Change 2013*, estimaron que en una escala de tiempo de 100 años, el PCG del CH₄ y el N₂O, es de 34 y 298 veces mayor que la del CO₂, respectivamente (Myhre *et al.*, 2013).

▪ Oxido Nitroso (N₂O)

El N₂O es un GEI altamente volátil (Place *et al.*, 2010), proviene principalmente del uso de fertilizantes nitrogenados y se forma principalmente por procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación en el suelo (Mandernack *et al.*, 2009; Place *et al.*, 2010). Su concentración está aumentando a una tasa del 0,25% por año. En la troposfera N₂O actúa como un gas de efecto invernadero estable, mientras que en la estratosfera juega un papel importante en la destrucción del ozono (Mandernack *et al.*, 2009).

Su concentración en la atmósfera ha aumentado aproximadamente un 15% desde la Revolución Industrial. Aunque su concentración en la atmósfera es mucho menor que el del CO₂, el N₂O es un gas invernadero mucho más eficaz por su alto PCG (Dave, 2010).

Las principales fuentes de N₂O son: **1.** Naturales: los suelos y los océanos, con emisiones estimadas en 10 millones de toneladas por año; **2.** Antrópicas, muchos estudios han demostrado que la fertilización nitrogenada realizada por la agricultura, aumenta las emisiones de N₂O del suelo (Hergoualc'ha *et al.*, 2012), a nivel mundial, entre 2 - 4 millones de toneladas por año de N₂O se cree son liberados a la atmósfera por esta vía (Dave, 2010).

Otro factor que puede favorecer las emisiones de este GEI, es la compactación del suelo, puesto que favorece el desarrollo de las zonas anaeróbicas dentro de suelo (Novak *et al.*,

2010). Se debe evitar la compactación, para ayudar a reducir la emisión de N₂O y además porque tiene un efecto directo sobre el rendimiento de los cultivos y el almacenamiento de C y la lixiviación de nitratos (Novak *et al.*, 2010).

▪ **Metano (CH₄)**

El CH₄ forma parte del trío de gases más importante de efecto invernadero (Unimedios, 2011), este es un poderoso GEI producido de forma natural y por las actividades humanas. Es el gas traza orgánico más abundante en la atmósfera, con una concentración promedio de 1,21 mg m⁻³; tiene una fuerte absorbancia de infrarrojos, de 20 a 30 veces mayor que la del CO₂, y cuando es emitido tiene un efecto perjudicial sobre la capa de ozono (Le Mer y Roger, 2001, citados por Thangarajan *et al.*, 2013).

Las concentraciones atmosféricas de CH₄ se han incrementado desde la era preindustrial y es ampliamente aceptado por la comunidad científica internacional que los bovinos representan una de las mayores y principales fuentes de CH₄ (Marín *et al.*, 2013).

El CH₄ es usualmente producido después de la degradación del C, durante la digestión o la fermentación ruminal, por las heces y es consumido en pequeñas proporciones por la oxidación microbiana en el suelo (Mayorga *et al.*, 2011).

La producción de CH₄ en el suelo resulta de un proceso microbiano estrictamente anaerobio conocido como metanogénesis (Palm *et al.*, 2014, Thangarajan *et al.*, 2013), requiere un potencial redox bajo (Eh < -200 mV) y una temperatura óptima entre 30°C y 40°C; se ha reportado que temperaturas más bajas afectan negativamente la actividad de las bacterias metanogénicas del suelo (Thangarajan *et al.*, 2013). El CH₄ producido puede ser oxidado a CO₂ por un proceso microbiano llamado metanotrofía, referente a cuando los microorganismos metanotrofos utilizan únicamente el CH₄ como fuente de carbono y energía (Thangarajan *et al.*, 2013).

Generalmente los suelos agrícolas contribuyen a las emisiones de CH₄ como resultado de los procesos de metanogénesis en condiciones de inundación, asociados principalmente con la producción de arroz (Palm *et al.*, 2014), según cifras de la FAO (2014) para el periodo 2001 – 2010 la producción de arroz inundado aportó el 10% del total de las emisiones globales de este GEI.

En suelos bien aireados, generalmente en tierras altas, prevalecen los procesos

oxidativos, y son comunes las comunidades de microorganismos edáficos metanótrofos por lo tanto, los suelos de montaña suelen ser importantes sumideros de CH₄ (Conrad, 2007, citado por Simek *et al.*, 2014, Ferreira, 2008).

Las principales fuentes de CH₄ son: los humedales, los cultivos de arroz, la industria y la ganadería (Dave, 2010); La actividad ganadera produce entre 15-20% de la emisión mundial de este gas (Carmona *et al.*, 2005) Se ha estimado que los rumiantes pueden producir entre 250 y 500 litros de CH₄ por día (Johnson y Johnson, 1995, citados por Marín *et al.*, 2013) y que dicha producción representa una pérdida de 2 al 12% de la ingesta de los rumiantes de la energía bruta (Johnson *et al.*, 2007, citados por Marín *et al.*, 2013). La tasa media de emisiones de CH₄ de vacas y del estiércol se estima que es de 11.36 gramos por vaca por hora (Mitloehner *et al.*, 2009).

▪ **Dióxido de carbono (CO₂)**

El CO₂ es el GEI que más contribuye al cambio climático, es producido principalmente por las actividades antrópicas. Es un subproducto de la respiración aerobia celular y la combustión de combustibles fósiles (IPCC, 2007). Su concentración en la atmósfera de la Tierra ha aumentado en más del 30% desde la Revolución Industrial (Dave, 2010).

La emisión de CO₂ del suelo constituye un flujo importante de Carbono de los ecosistemas y puede dar cuenta del 60 al 90% de respiración total de los mismos (Thangarajan *et al.*, 2013). Kuzyakov (2006), citado por Thangarajan *et al.*, (2013) distingue cinco fuentes biogénicas importantes de CO₂ en los suelos: **1.** la respiración de las raíces, **2.** la respiración rizomicrobial, **3.** la descomposición de los residuos vegetales, **4.** la adición de CO rápidamente disponible y **5.** la respiración basal por descomposición microbiana de la MOS.

Los aportes de las principales fuentes de CO₂ son: la respiración de los suelos: 60 Pg C anual por autótrofos y 55 Pg C por heterótrofos, los océanos: 92 Pg C anual; por la actividad volcánica: 0,02 – 0,05 Pg C al año; el cambio del uso del suelo: 1,7 Pg C anual en los trópicos; las fuentes fijas de energía: combustibles fósiles hasta 6,5 Pg C cada año (Dave, 2010).

El CO₂ emitido por la respiración de los bovinos no se considera un contribuyente neto al cambio climático debido a que los animales consumen las plantas que utilizan el CO₂ durante la fotosíntesis (Steinfeld *et al.*, 2006, citado por Place *et al.*, 2010).

1.4 Dinámica del Carbono y Nitrógeno en el Suelo

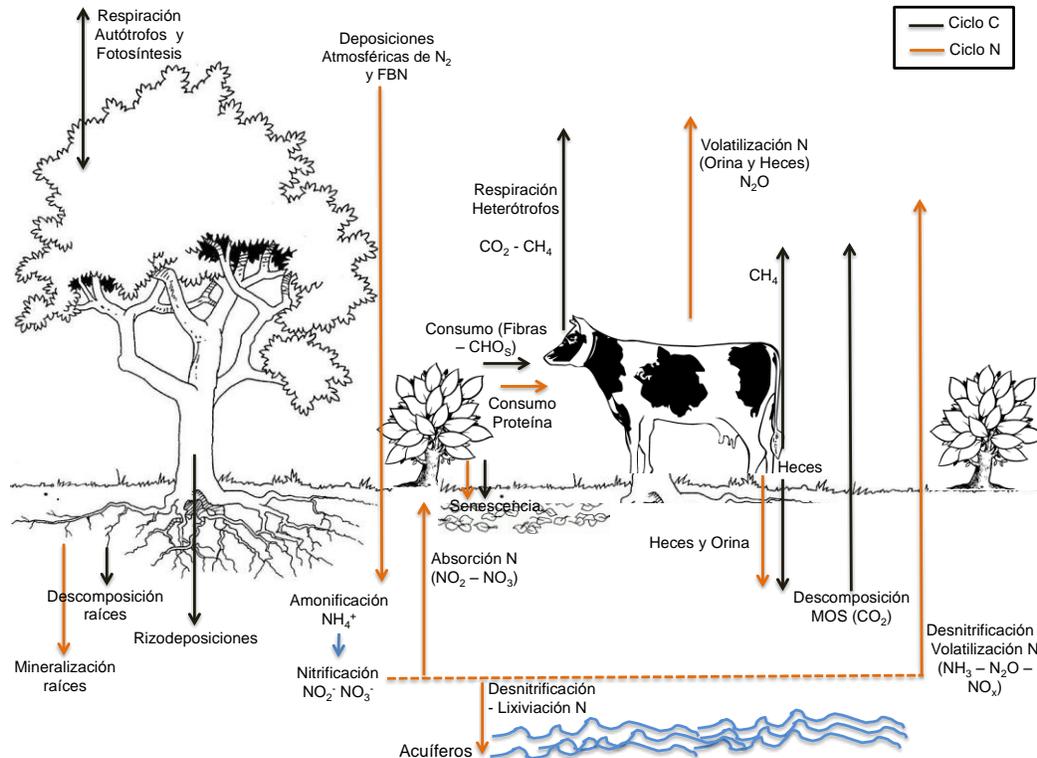
La dinámica del C y el N resume e integra buena parte del funcionamiento ecosistémico, ambos elementos circulan conjuntamente en ciertas partes de sus ciclos (consumo por herbívoros o senescencia) y separadamente en otras (volatilización, respiración, fotosíntesis, etc.), lo cual les confiere tanto interdependencia como autonomía (Figura 2) (Asner *et al.* 1997, citado por Piñeiro, 2006). Los enlaces C-C de las moléculas orgánicas son la principal forma de almacenamiento y transferencia trófica de la energía y el N es el nutriente que más comúnmente limita la productividad de los ecosistemas terrestres (Burke *et al.* 1998, Johnson & Matchett 2001, citados por Piñeiro, 2006).

La reserva de C de un suelo es el resultado del balance entre las entradas y las pérdidas, derivadas de los procesos de humificación y mineralización, respectivamente; la cantidad de C varía con el balance de las entradas de MO al suelo y las pérdidas producidas en forma de C orgánico disuelto, CO₂ o por procesos de erosión (Angers *et al.*, 1997; Paustian *et al.*, 1997; Dawson y Smith, 2007, citados por Loayza, 2012). El C orgánico es muy dinámico y su equilibrio se modifica fácilmente por las prácticas de manejo (Escobar *et al.*, 1991).

El suelo representa una reserva de C cuantitativamente relevante a escala global, y por lo tanto juega un papel imprescindible en el ciclo del C debido a que su fijación es 3.3 veces mayor que el atmosférico y 4.5 veces mayor que el biológico (Lal, 2004).

En el suelo los restos orgánicos se someten a cambios por procesos de oxidación parcial e hidrólisis de las sustancias orgánicas que lo constituyen (Díaz, 2008), lo cual es posible por factores climáticos o ambientales, como la temperatura y la humedad que influyen en la cantidad de C de los suelos, debido a su influencia sobre la acción de los microorganismos y por lo tanto a la velocidad de mineralización de la MO. También existen algunos factores edáficos que tienen una gran influencia sobre la evolución del COS, estos son la textura, la estructural, el pH y el potencial redox (Eh) (Loayza, 2012).

Figura 2. Diagrama simplificado de los flujos de Carbono y Nitrógeno en el suelo en un agroecosistemas bovino.



Fuente: Adaptado de Piñeiro (2006)

El COS representa un balance dinámico entre la absorción de material vegetal muerto o necromasa y la pérdida por descomposición o mineralización. Existen tipos o fracciones de C en el suelo con diferentes tasas de recambio (1.5 a más de 1000 años) entre ellas: el C orgánico activo o lábil, el C orgánico lento y el C orgánico pasivo, recalcitrante o estable. Así pues, el ciclo global del C depende en gran medida de la estabilidad de la MOS, puesto que esta condiciona su tiempo de residencia en el suelo (Loayza, 2012).

Los flujos entre el COS y la atmósfera son importantes y pueden ser positivos bajo la forma de captura o negativos como emisión de CO_2 . La tasa de emisión de CO_2 a la atmósfera depende del gradiente de concentración atmósfera/suelo y de propiedades del suelo como tamaño de poro, temperatura del aire y velocidad del viento en la superficie del suelo. Se estima que por respiración del suelo a escala global se liberan un total de 77 Pg C año^{-1} (Loayza, 2012).

La dinámica del Nitrógeno en la biosfera comprende principalmente la fijación de N_2 , la mineralización, la nitrificación, la desnitrificación (Hayatsu *et al.*, 2008, citados por Cerón *et al.*, 2012) y la oxidación anaeróbica del NH_4^+ (Hu *et al.*, 2011, citados por Cerón *et al.*, 2012), procesos mediados principalmente por microorganismos edáficos (Klotz y Stain, 2008, citados por Cerón *et al.*, 2012); principalmente bacterias que poseen nitrogenasas, enzimas que rompen el triple enlace del nitrógeno molecular y producen NH_4^+ (Loayza, 2012).

Los siguientes factores tienen efectos sobre la dinámica del N son: **1.** la temperatura, **2.** el tamaño de partícula de los residuos, **3.** la agregación, **4.** el tipo de suelo, **5.** la humedad, **6.** el anegamiento, **7.** la anaerobiosis, entre otros (Cerón *et al.*, 2012).

Los procesos de mineralización del N son determinantes para la disponibilidad del elemento en los ecosistemas terrestres, dados principalmente por la deaminación y degradación de la MO; recientemente se ha propuesto que la evaluación de las diferentes fracciones de la MO, se pueden utilizar para predecir el comportamiento de las tasas netas de mineralización del N (Cerón *et al.*, 2012).

La dinámica del Nitrógeno es acelerada por la labranza como por los procesos de fertilización (Ferreira, 2008).

1.4.1 Abundancia natural de Isótopos estables $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en los ecosistemas

El uso de técnicas isotópicas se han aplicado en las zonas tropicales para estudiar el ciclaje de la MOS, donde los bosques (plantas C_3) fueron sustituidos por cultivos con plantas C_4 (gramíneas y otros cultivos) (Queiroz *et al.*, 2013), además, porque pueden ser útiles para inferir sobre la degradación de los suelos (Lehmann *et al.*, 2002; Nadelhoffer & Fry, 1988, citados por Longbottom *et al.*, 2014), para evaluar la dinámica del C y el N en los ecosistemas y en el suelo (Longbottom *et al.*, 2014, Carreira *et al.*, 2010) y para evaluar las tasas de recambio del C, sobre todo en ambientes montañosos, donde los aportes o fuentes de C orgánico son mayores (Gutiñas, 2009, Longbottom *et al.*, 2014).

Los isótopos estables tienen la ventaja de estar presentes en forma natural, y los

cambios en su distribución y abundancia natural en plantas y suelos ofrecen información relevante relacionada con el funcionamiento de los ecosistemas (Valles *et al.*, 2003).

El C posee dos isótopos estables: el ^{12}C que es el más liviano y representa el 98,89% con respecto al total de C en la naturaleza, y el ^{13}C que representa el 1,11% del total y por otra parte un isótopo radiactivo inestable, el ^{14}C que representa el 0,01%. Si bien estos átomos se comportan químicamente de la misma manera (debido al mismo número de protones del núcleo), la diferencia en su masa (dada por la diferencia en el número de neutrones), provoca ligeras diferencias en el comportamiento físico-químico; estas diferencias conducen a un fraccionamiento isotópico debido a la discriminación entre los isótopos (Videla, 2008).

Durante el proceso de fotosíntesis, ocurre una discriminación isotópica al CO_2 , debida a las propiedades bioquímicas de las enzimas que fijan el C, y al proceso de difusión que controla la entrada de CO_2 a las hojas (Videla, 2008). El C contenido en la biomasa vegetal en su mayor parte es ^{12}C , pero también se encuentran átomos de ^{13}C y ^{14}C . Como el ^{13}C es estable, la cantidad del mismo no disminuye después de la muerte del organismo, contrario a lo que ocurre con el ^{14}C , que se va desintegrando (Santiago *et al.*, 2005, Guerrero *et al.*, 2000).

Los principales pasos de discriminación isotópica en la incorporación biológica del C son: (i) la captación y difusión intracelular del CO_2 , y (ii) la fijación fotosintética del CO_2 . (Guerrero *et al.*, 2000). Esta discriminación es variable entre las plantas terrestres, dependiendo de la vía fotosintética tomada. Se conocen tres vías fotosintéticas principales: el ciclo de Calvin-Benson o C_3 , el ciclo de Hatch-Slack, o C_4 , y el ciclo CAM (Crassulacean Acid Metabolism). Las plantas de ciclo C_3 fijan el CO_2 atmosférico a través de la enzima RUBISCO (Ribulosa 1,5 bifosfato carboxilasa/oxigenasa), mientras que las C_4 cuentan con un proceso enzimático adicional de fijación de CO_2 mediado por la enzima PEP-carboxilasa (fosfoenolpiruvato carboxilasa). La PEP-carboxilasa presenta alta afinidad por el CO_2 , mientras que la RUBISCO presenta una menor afinidad por el CO_2 y por eso esta última discrimina mucho más el isótopo ^{13}C , en relación al isótopo liviano, ^{12}C , que la PEP-carboxilasa, y de esta forma las plantas de ciclo C_3 acumulan menos ^{13}C (Videla, 2008, Guerrero *et al.*, 2000).

La discriminación isotópica de un elemento se indica por la letra delta minúscula (δ), y la

expresión $\delta^{13}\text{C}$ indica la abundancia natural del isótopo. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ referidos en unidades por mil (‰) se calculan respecto al estándar PDB (*PeeDee Belemnite*), que corresponde a un fósil marino del Cretácico (*Belemnitella americana*) de la formación PeeDee de Carolina del Sur, EE.UU (Guerrero *et al.*, 2000). La medición de la cantidad de los distintos isótopos se lleva a cabo mediante espectrometría de masas (Guerrero *et al.*, 2000).

La mayoría de plantas C_3 tienen valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -24 a -30 ‰, con un valor promedio de -27‰. La PEP-carboxilasa discrimina menos que la RUBISCO, de tal manera que, en plantas C_4 , los valores de $\delta^{13}\text{C}$ se sitúan entre -10 y -16 ‰, con un valor promedio de -13‰. En las plantas CAM el fraccionamiento isotópico es intermedio entre las plantas C_3 y las C_4 (Vogel, 1993, citado por Queiroz *et al.*, 2013, Videla, 2008, Guerrero *et al.*, 2000). Es decir que se pueden establecer fácilmente las diferencias entre las especies C_3 y C_4 , utilizando isótopos de C porque sus rangos de abundancia natural de $\delta^{13}\text{C}$ no se sobreponen (Cerling *et al.*, 1999, citados por Santiago *et al.*, 2005). Los valores promedios son afectados por el clima, la extensión agrícola, entre otros (Longbottom *et al.*, 2014).

El CO_2 atmosférico contiene los isótopos de C que existen naturalmente (^{12}C , ^{13}C y ^{14}C); las propiedades químicas del $^{13}\text{CO}_2$ son idénticas al $^{12}\text{CO}_2$ pero debido a una leve diferencia en la masa (2.3%), la mayoría de las plantas asimilan menos el $^{13}\text{CO}_2$, por lo que las plantas discriminan en contra del isótopo pesado. Guerrero *et al.* (2000) indican que las enzimas de las plantas discriminan negativamente las moléculas de $^{13}\text{CO}_2$, lo mismo ocurre con el N (donde prefieren el ^{14}N , y no el ^{15}N). Dado que la fijación biológica de CO_2 discrimina contra ^{13}C , los valores $\delta^{13}\text{C}$ del material celular biosintetizado son más negativos que el sustrato de C utilizado (el CO_2 atmosférico) (Guerrero *et al.*, 2000).

Durante la mineralización de MO en el suelo, que proviene mayoritariamente de residuos de plantas, el COS conserva la marcación isotópica según la ruta metabólica de la vegetación que le dio origen, permitiendo conocer y datar cambios en la vegetación (Balesdent y Mariotti, 1996, citados por Videla, 2008, Santiago *et al.*, 2005, Martínez, 2008) a través del tiempo. Por lo que, en la actualidad el estudio de la abundancia natural del isótopo estable ^{13}C se ha constituido en una herramienta muy importante para ayudar a comprender y a seguir la dinámica de la MOS (Videla, 2008).

El N tiene dos isótopos estables, el ^{14}N (el más abundante, 99,6337%) y el ^{15}N (0,3663%) (Junk y Svec 1958, citados por Giuliano *et al.*, 2014). Debido a que la proporción de ^{15}N en el aire es constante, ésta se utiliza como estándar para la determinación de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ (Guerrero *et al.*, 2000). El N fijado biológicamente tiene un valor $\delta^{15}\text{N}$ similar al del N_2 de la atmósfera (0‰), por esto, plantas como las leguminosas que fijan N_2 a través de relaciones simbióticas con bacterias deben tener valores $\delta^{15}\text{N}$ similares a 0‰ (Delwiche y Steyn, 1970; Shearer y Kohl, 1986), mientras que las plantas no fijadoras tienen un $\delta^{15}\text{N}$ similar al de su fuente de N.

Las reacciones que tienen lugar durante las diferentes fases que componen el ciclo del N (fijación, mineralización, nitrificación y desnitrificación) tienden a producir, generalmente, un enriquecimiento en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el sustrato (el suelo) mientras que provocan el agotamiento del mismo en el producto generado. Es decir que la mineralización seguida por la nitrificación y la lixiviación son, las principales causas del enriquecimiento en $\delta^{15}\text{N}$ en el suelo (Giuliano *et al.*, 2014).

El valor de $\delta^{15}\text{N}$ en el suelo se ve afectado por diversos factores como: la profundidad del suelo, el clima, los cambios de temperatura del suelo, los distintos usos del suelo, la vegetación, el drenaje, entre otros (Giuliano *et al.*, 2014).

Shearer y Kohl (1986), citados por Valles *et al.*, (2003) mencionan que los suelos están más enriquecidos en ^{15}N ($\delta_{15}\text{N} = -6$ a $+16\text{‰}$) en comparación con el N_2 de la atmósfera ($\delta^{15}\text{N} = 0\text{‰}$) y este enriquecimiento se debe a la discriminación isotópica en los procesos de volatilización de amonio, nitrificación, desnitrificación y otras transformaciones del N en el suelo. Ya que el ^{15}N es más pesado que el ^{14}N los compuestos con el primero tienden a reaccionar más lentamente. El efecto neto es que a través del tiempo el suelo se vuelve ligeramente más enriquecido con ^{15}N (Valles *et al.*, 2003).

Las variaciones en ^{15}N obtenidos a partir de fuentes naturales oscilan entre 10 y + 10 ‰, resultado de los procesos fisiológicos de las plantas, la actividad microbiana, la naturaleza de las fuentes de N aplicadas a los cultivos y la demanda por las plantas (Högberg, 1997. Citado por Queiroz *et al.*, 2013).

El empleo del isótopo estable ^{15}N tiene una amplia aplicación en la comprensión de los procesos químicos o biológicos que afectan el ciclo del N y el movimiento de compuestos nitrogenados en el sistema suelo/planta (Valles *et al.*, 2003). También la evaluación del

^{15}N puede proporcionar información sobre los principales procesos de transformación y de pérdidas de N en los ecosistemas; debido a que a mayores pérdidas de N, aumentan los contenidos de $\delta^{15}\text{N}$ (Queiroz *et al.*, 2013).

1.5 Alternativas Tecnológicas de Manejo Sostenible del Suelo en relación a la captura de Carbono

El secuestro de C en el suelo se refiere al aumento del C almacenado en el suelo mediante la captura de CO_2 de la atmósfera, quedando así inmovilizado respecto a la circulación biogeoquímica (Palm *et al.*, 2014, Loayza, 2012),

El secuestro de C en el suelo puede ser optimizado mediante cambios en el uso del suelo (Palm, *et al.* 2014); estos cambios están referidos a la implementación de prácticas de manejo agrícolas apropiadas, que restauren el C perdido, a través de la captura de CO_2 atmosférico, y que demoren el retorno del C almacenado en el suelo hacia la atmósfera (Thangarajan *et al.*, 2013).

La mayoría de los suelos de los agroecosistemas (por ejemplo, los suelos agrícolas) han perdido de un tercio a tres cuartos de los depósitos del COS originales; pérdidas atribuidas a una serie de factores, como son el cambio del uso del suelo de ecosistemas naturales a agroecosistemas, que ha dado como resultado pocas entradas de C y aumento de las salidas de C ($C_{\text{salida}} > C_{\text{entrada}}$) (Lal *et al.*, 2009).

El desarrollo de sistemas agrícolas que aumenten el COS son imprescindibles, ya que reducirían al mismo tiempo los flujos de CO_2 y mejorarían la fertilidad, la productividad y la capacidad de recuperación de los suelos (Díaz-Zorita *et al.*, 2002;. Cerri *et al.*, 2004; Freibauer *et al.*, 2004;. Lal, 2004;. Ogle *et al.*, 2004;. Paustian *et al.*, 2004, citados por Villarino *et al.*, 2014). Por lo tanto el objetivo del uso y manejo del suelo es restaurar el stock de COS (Lal *et al.*, 2009).

El stock de C puede aumentarse cuando se da la siguiente relación: $C_{\text{entrada}} > C_{\text{salida}}$, lo que se puede lograr a través de la conversión de uso del suelo y/o la adopción de medidas de conservación efectivas que reduzcan las pérdidas de nutrientes y agua, recuperen los suelos erosionados o degradados, aumenten la producción de biomasa, disminuyan la mineralización, entre otros (Lal *et al.*, 2009).

Las tecnologías que optimizan la entrada de C al suelo, de acuerdo a Lal *et al.*, (2009) son: la labranza cero, el uso de coberturas con residuos de cultivos (*mulch*), los sistemas de cultivos complejos o integrados (que proporcionan una cubierta vegetal continua y producen una gran cantidad de biomasa, incluyendo la biomasa de raíces) tiene un impacto positivo sobre la productividad agronómica y la producción de biomasa. Estas prácticas de manejo de conservación, aumentan las entradas de C, en comparación con las prácticas convencionales (Palm *et al.*, 2014). Estudios realizados en diferentes lugares del mundo, como Brasil, Argentina, EEUU y Australia han demostrado que se puede incrementar el secuestro de C con diferentes técnicas de manejo del suelo, tales como la siembra directa, el establecimiento de cultivos con labranza mínima y las rotación de cultivos (Macías *et al.*, 2005).

Se ha reportado que el potencial de secuestro de C bajo sistemas de no labranza y *mulch* es de 300 a 500 kg C ha⁻¹ año⁻¹ y de 600 kg C ha⁻¹ año⁻¹ para la labranza de conservación, en los primeros 20 cm de profundidad del suelo (Lal *et al.*, 1998, citado por Sandoval *et al.*, 2003).

El mejoramiento de los pastos y forrajes, y el pastoreo controlado son también alternativas de manejo que optimizan los depósitos de C del suelo en las tierras de pastoreo (Lal *et al.*, 2009).

El potencial de la actividad fotosintética en los trópicos puede permitir que haya altos niveles de captura o secuestro de C, lo que es significativo en la conversión a gran escala de sistemas de manejo convencional intensivo a sistemas agroforestales (Mosquera *et al.*, 2012).

Una gran cantidad de C puede ser acumulado y devuelto a los depósitos de COS por las plantas cultivadas. Cuando los residuos de cosecha se quedan en la superficie del suelo, los nutrientes se liberan gradualmente a través de la mineralización hecha por los microorganismos del suelo. La tasa anual de entrada de C del suelo provenientes de los residuos de cultivos juega un papel importante en el mantenimiento de los niveles del COS en los agroecosistemas, lo que podría ayudar a mitigar las emisiones atmosféricas de CO₂ (Oelbermann *et al.*, 2004).

La capacidad de secuestrar C de cualquier ecosistema terrestre depende principalmente de dos componentes: el área total de esos ecosistemas y el número de árboles por

unidad de área. Por ejemplo, los Sistemas Silvopastoriles presentan mayor potencial que los sistemas de sólo gramíneas para la fijación de C, por contar con una mayor producción de biomasa tanto aérea como radical, lo que genera mayor captura de C orgánico en un rango de profundidad más amplio en el suelo. Adicionalmente, se mejora la capacidad productiva del suelo mediante el reciclaje de nutrientes que está siendo aprovechado por el sistema radicular de las diferentes especies vegetales asociadas al sistema (Murgueitio *et al.*, 2008).

Los Sistemas Agroforestales pueden secuestrar grandes cantidades de C y en algunos casos se asemejan a los bosques secundarios (Ortiz *et al.*, 2006), por lo tanto representan una oportunidad para reducir las concentraciones de CO₂ en la atmósfera (Hergoualc'ha *et al.*, 2012). Este sistema no sólo proporciona una diversidad de cultivos para el agricultor, sino que también protege el suelo contra la erosión al reducir el impacto de las gotas de lluvia, y la hojarasca de los árboles proveen de MO permanente para así mantener los niveles de nutrientes en el suelo (Oelbermann *et al.*, 2004). Watson *et al.* (2000); citado por Oelbermann *et al.*, (2004), prevén que el secuestro de C de los sistemas agroforestales de pequeña escala en los trópicos oscila entre 1,5 y 3,5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, con una triplicación de las reservas de C a 70 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, en un periodo de 20 años (Oelbermann *et al.*, 2004).

Tabla 2. Prácticas de manejo recomendadas para el secuestro de C, propuestas por varios autores.

Práctica	Autor
Laboreo de conservación	Lal, 2001; Lal, 2004
Labranza cero o mínima	Lal, 2001; Macías <i>et al.</i> , 2005; Lal <i>et al.</i> , 2009
Compost y abonos orgánicos	Lal, 2001; Ospina <i>et al.</i> s.f
Sustitución de productos químicos tóxicos	Lal, 2004
Agricultura de precisión	Lal, 2001
Conservación del agua	Lal, 2001; Ospina <i>et al.</i> s.f

Riego racional	Lal, 2004
Conservar y potencializar la diversidad de	Lal, 2004
Mejoramiento del manejo de pasturas y control del pastoreo (racional – rotacional)	Lal, 2001; Oelbermann <i>et al.</i> , 2004; Lal, 2004; Lal <i>et al.</i> , 2009
Reforestación	Lal, 2001
Siembra directa	Ospina <i>et al.</i> s.f; Macías <i>et al.</i> , 2005
Sistemas de producción integrados (Agroforestales, agrosilvopastoriles, silvopastoriles)	Ospina <i>et al.</i> s.f; Oelbermann <i>et al.</i> , 2004; Ortiz <i>et al.</i> , 2006; Murgueitio <i>et al.</i> , 2008; Hergoualc'ha <i>et al.</i> , 2012; Mosquera <i>et al.</i> , 2012
Coberturas edáficas tipo mulch	Lal, 2004; Lal <i>et al.</i> , 2009
Rotación de cultivos complejos y/o con alta diversidad	Lal, 2004; Macías <i>et al.</i> , 2005
Control y recuperación de suelos	Lal, 2001; Ospina <i>et al.</i> s.f; Lal, 2004
Cultivos de cobertura y abonos verdes	Ospina <i>et al.</i> s.f; Lal, 2004
Mejoramiento manejo integral del suelo	Lal, 2004

2. Metodología

2.1 Localización del área de estudio

El estudio se desarrolló en la finca La Palma (03° 42' 55.2"N, 076° 04' 44.2"W) ubicada en el Corregimiento de Tenerife, municipio de El Cerrito (Figura 3), sobre la cordillera Central, al oriente del departamento del Valle del Cauca, entre los Páramos de Las Hermosas, Los Domínguez y Pan de Azúcar (Alcaldía de El Cerrito, 2013), sobre la subcuenca del Río Coronado uno de los principales afluentes del sistema de la Cuenca Hidrográfica del Río Amaime (Arizabaleta y Villegas, 1969). Según CVC e IDEA (2008) en esta zona la precipitación fluctúa entre 1.200 y 1.400 mm/año.

Geológicamente, esta zona está ubicada en el Sistemas de Fallas de Romeral y hace parte del Complejo Cajamarca con más del 76% del área y de los metagabroides de Bolo Azul y el complejo Quebradagrande. Presenta suelos moderadamente profundos con buen contenido de materia orgánica y de buen drenaje, con deficiencias marcadas de Fósforo y medianas de Nitrógeno y Potasio (Estrada, 2003).

Por su ubicación, la zona se encuentra catalogada dentro del sistema de clasificación de Holdridge como Bosque Húmedo Montano Alto (bh – MA) (Estrada, 2003). La topografía predominante en la zona es de montañosa a escarpada.

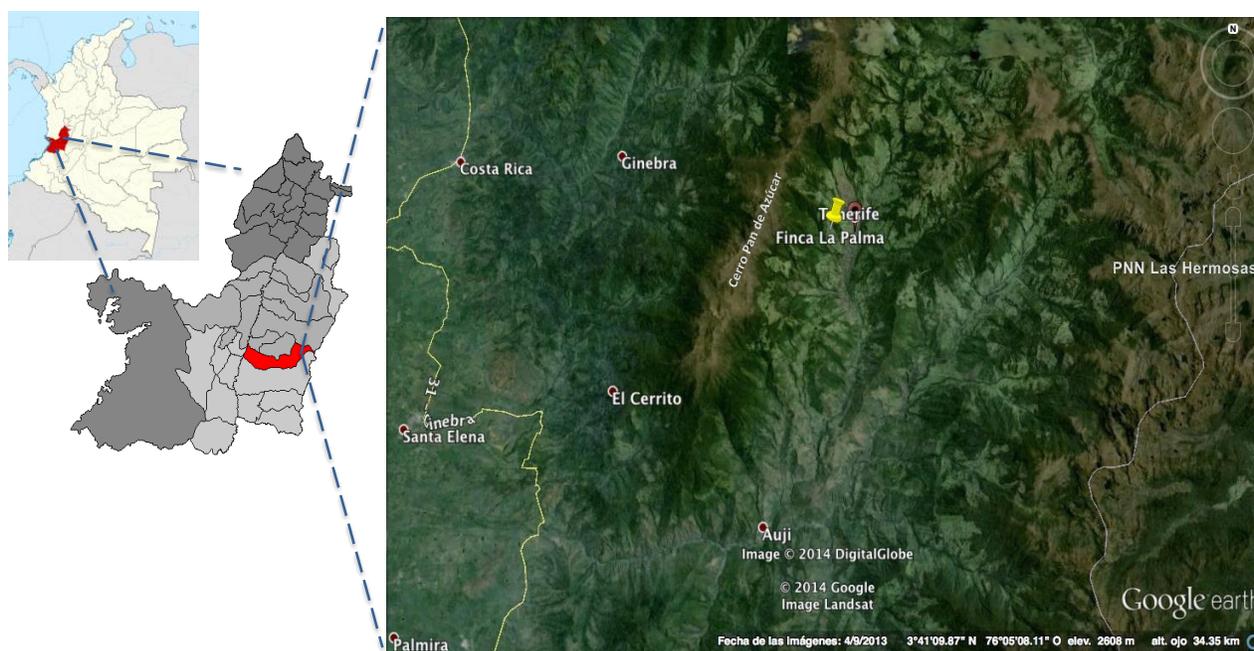
El predio (finca La Palma) está en un rango altitudinal de 2.200 - 3.000 msnm, con temperatura ambiental de 12°C a 16°C en promedio; la producción de ganado bovino está dispuesta por encima de los 2.450 msnm, áreas donde predominan topografías de fuertemente ondulada a escarpadas. Por otro lado, sobre los 3.000 msnm se encuentra la zona de influencia o amortiguadora del Cerro del Páramo Pan de Azúcar (3.834 msnm),

que está ubicado en un ecotono, con pobre cobertura vegetal, debido a los fuertes procesos de erosión natural que son una constante en su topografía de altas pendientes, por la presencia de suelos pobres en nutrientes y por la acción antrópica (extracción de los recursos naturales que el cerro posee) (Muñoz, 2006).

El área total con la que cuenta la finca La Palma es de 254 hectáreas, divididas así: 114 hectáreas en bosque natural (44.9%), 126 hectáreas en potreros (49.6%) y 14 hectáreas en cultivos intensivos de cebolla junca *Allium fistulosum* L. (5.5%).

El modelo productivo ganadero del predio se basa en un sistema de rotación de potreros, que depende de la disponibilidad forrajera y del área de los potreros, con baja carga animal, alrededor de 0.54 UA/ha; las zonas de pastoreo están compuestas mayoritariamente por pasto kikuyo *Pennisetum clandestinum* y plegadera *Lachemilla orbiculata*. Por otro lado, el sistema de manejo del cultivo de cebolla junca se desarrolla bajo un modelo de monocultivo, con aplicación constante de abonos orgánicos (gallinaza), enmiendas para corregir el pH del suelo y biocidas para el control de enfermedades y nemátodos.

Figura 3. Localización de la finca La Palma.



Tomado de Google earth, 2014

2.2 Determinación de las zonas de muestreo en el Agroecosistema Ganadero.

Los criterios para la selección de los sitios de muestreo, se hicieron de acuerdo con el tipo de cobertura (relacionada con el uso del suelo: bosque natural, pasturas y cultivos de cebolla junca *Allium fistulosum* L.), la pendiente (%) y la altitud (msnm) en las siguientes categorías:

Tipo de Cobertura:

- Bosque Natural (BN)
- Pastura Naturalizada (P)
- Cultivo de Cebolla* (Ce)

Relieve o pendiente:

- <25%
- >25%

Altitud:

- Altitud 1 – Zona Baja (2.600 msnm - 2.700msnm)
- Altitud 2 – Zona Alta (2.700 msnm -2.900 msnm)

Para el caso del Bosque, la pendiente no fue considerada como variable determinante. Se definieron los valores de pendientes (>25% y <25%) de acuerdo con lo establecido por la CVC (2013), quienes consideran que las tierras para praderas de pastoreo incluyen terrenos planos a fuertemente ondulados con pendientes menores del 25%, con el objeto de no afectar la sostenibilidad del suelo.

Cada una de las unidades de muestreo ubicadas dentro del Agroecosistema fueron Geo-referenciadas.

* La cobertura vegetal correspondiente al cultivo de cebolla (Ce), no estaba planificada inicialmente como área de evaluación, pero debido a los resultados preliminares obtenidos en las zonas de potreros y bosques naturales, se vió la necesidad de incluirla como una cobertura y uso de suelo complementaria, para contrastar con las otras zonas evaluadas, por lo tanto fue muestreado al final del estudio (enero de 2014).

2.3 Caracterización de los Agroecosistemas de la Finca La Palma

A través de recolección de información biofísica, y geo-referenciación del predio La Palma se lograron desarrollar mapas de la distribución y ubicación espacial de los agroecosistemas y las distintas coberturas vegetales, que fueron evaluadas en este estudio.

2.4 Variables evaluadas

2.4.1 Evaluación de las propiedades físico-químicas del suelo

La medición de las variables fisicoquímicas del suelo se realizaron en la etapa inicial del proyecto (mayo de 2013), a dos profundidades (0 – 0.1 m y 0.1 – 0.2 m) en cada una de las zonas de muestreo seleccionadas. Cada muestreo se desarrolló contiguo a los sitios donde se ubicaron los anillos de medición de Gases de Efecto Invernadero (GEI). Se tomaron tres (3) muestras (repeticiones) a dos (2) profundidades. Las muestras de suelo del cultivo de cebolla se realizaron al final del estudio (enero de 2014).

Para la determinación de las propiedades físicas y químicas se tomaron muestras aproximadas de 150 g y 500 g de suelo, respectivamente. Fueron secadas a temperatura ambiente y llevadas posteriormente a los laboratorios para las distintas determinaciones (Propiedades Químicas: Laboratorio de Servicios Analíticos del Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT); Propiedades Físicas: Laboratorio de Suelos área física de la Universidad Nacional de Colombia sede Palmira).

Tabla 3. Variables Químicas evaluadas

Parámetro	Métodos
pH	pH Agua 1:1
Materia Orgánica	Walkley-Black Espectrom
Capacidad Intercambio Catiónico – CIC	Amonio Acetato
Nitrógeno Total	N-total Espectometría

Tabla 4. Variables Físicas evaluadas

Parámetro	Métodos
Textura	Bouyoucos
Densidad Aparente	Cilindro o anillos de Uhland
Humedad	Fórmula: $\% \text{Humedad} = \frac{P_1 - P_2}{P_2} \times 100$ Donde, P ₁ : Peso suelo húmedo P ₂ : Peso suelo seco
Porosidad	Fórmula: $n = \left(1 - \frac{D.a}{D.r} \right) \times 100$ Donde, n: % Porosidad total D.a = Densidad aparente D.r = Densidad real
Color	Tabla de Color Munsell

2.4.2 Cuantificación de Microorganismos Fijadores de Nitrógeno Asimbióticos

La cuantificación de microorganismos fijadores de N₂ asimbióticos se desarrolló en el Laboratorio de Sanidad y Microbiología Agrícola de la Universidad Nacional de Colombia sede Palmira (febrero – junio de 2014); para tal fin, se utilizó el medio de cultivo Ashby, con el objeto de tener un medio de cultivo libre de Nitrógeno y así poder cuantificar los microorganismos capaces de Fijar Nitrógeno Atmosférico; este medio de cultivo sin Nitrógeno en su composición, permite que cepas con potencial para fijar N₂ sean las únicas que crezcan.

Se obtuvieron muestras de suelo en cada una de las coberturas evaluadas (bosque,

potreros y cultivo de cebolla) – sitios de muestreo establecidos, y se procedió de acuerdo al método descrito por Salazar *et al.* (2013), de la siguiente manera: se tomaron 10 gramos de suelo, los cuales fueron adicionados a 90ml de Agua Destilada Estéril (ADE), consiguiendo así la solución madre, de donde se tomó 1ml y se mezcló en 9ml de ADE (dilución 10^{-1}) a partir de esta primer dilución se llevaron a cabo las siguientes diluciones sucesivas hasta 10^{-6} . Posteriormente, se realizó la siembra superficial en medio Ashby por triplicado, utilizando 0,1ml de cada dilución. Se dejaron las cajas Petri a temperatura ambiente durante 10 días, para finalmente hacer el recuento de la población o colonias microbianas y por último calcular las Unidades Formadoras de Colonia (UFC) por gramo de suelo.

2.4.3 Determinación del Carbono y Nitrógeno Total del Suelo e Isótopos Estables $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$

A través del método de combustión seca, se determinó el contenido de Carbono y Nitrógeno total del Suelo y la abundancia natural de los Isótopos estables ^{13}C y ^{15}N , utilizando la metodología descrita por Rondón *et al.*, (1994).

Se tomaron muestras en cada sitio de muestreo previamente establecidos, considerando que fuesen zonas adyacentes a la ubicación de los anillos de muestreo de los GEI, a dos (2) profundidades (0 – 0.1 m y 0.1 – 0.2 m) y posteriormente las muestras fueron llevadas al CIAT.

Las muestras fueron analizadas en un Espectrómetro de masas con analizador de Isótopos Estables (Europa Integra). El análisis es destructivo, ya que las muestras de suelo son pasadas a estado gaseoso para poder ionizar la muestra y en estado gaseoso es llevada al detector del equipo por medio de Helio como gas de arrastre o fase móvil. De esta manera, se pueden establecer simultáneamente los niveles de Carbono total, Nitrógeno total, ^{13}C y ^{15}N en cada una de las muestras de suelo (Rondón *et al.*, 1994).

2.4.4 Almacenamiento de Carbono y Nitrógeno en el suelo

Los contenidos de C y N en el suelo en megagramos de carbono por hectárea (MgC ha^{-1}) se calcularon a partir de los valores de %C y %N, densidad aparente y profundidad, basándose en las formulas seguidas por Carvajal (2008);

$$\text{Carbono en suelo (MgC ha}^{-1}\text{)} = \%C * DA * P$$

$$\text{Nitrógeno en suelo (MgN ha}^{-1}\text{)} = \%N * DA * P$$

Donde:

%C = Porcentaje de carbono

%N = Porcentaje de nitrógeno

DA = Densidad Aparente (g cm⁻³)

P = Profundidad de muestreo (cm)

2.4.5 Procedencia del Carbono Orgánico almacenado en el suelo

Con base en los valores de almacenamiento de C y las abundancias naturales de $\delta^{13}\text{C}$ encontradas en potreros y bosques se determinó la procedencia del COS, basandose en las ecuaciones formuladas por Fernandes *et al.*, (2007) y Manfrinato *et al.*, (2001).

$$C_s = C_p + C_f$$

$$C_s = \text{Stock}C_p$$

$$C_f = (\text{Stock}C_p \cdot \delta^{13}C_p + \delta^{13}C_{\text{pref}} \cdot \text{Stock}C_p) / \delta^{13}C_{\text{pref}} - \delta^{13}C_f$$

$$C_p = \text{Stock}C_p - C_f$$

Fernandes *et al.*, (2007)

Donde:

C_s = Carbono del suelo

C_f = Carbono remanente del bosque

C_p = Carbono introducido por el pastizal

StockC_p = Stock Carbono del pastizal

$\delta^{13}C_p$ = $\delta^{13}C$ encontrado del pastizal

$\delta^{13}C_{\text{pref}}$ = $\delta^{13}C$ referencia del pastizal

$\delta^{13}C_f$ = $\delta^{13}C$ encontrado del bosque

$$C_p = (\delta^{13}C_p + \delta^{13}C_f) / (\delta^{13}C_{pref} + \delta^{13}C_f) * \%C_{tp}$$

$$C_f = \%C_{tp} - C_p$$

$$\%C_{derf} = C_f / \%C_{tp}$$

$$\%C_{derp} = C_p / \%C_{tp}$$

Manfrinato *et al.*, (2001)

Donde:

C_f = Carbono remanente del bosque

C_p = Carbono introducido por el pastizal

$\%C_{tp}$ = Porcentaje de Carbono total del pastizal

$\delta^{13}C_p$ = $\delta^{13}C$ encontrado del pastizal

$\delta^{13}C_{pref}$ = $\delta^{13}C$ referencia del pastizal

$\delta^{13}C_f$ = $\delta^{13}C$ encontrado del bosque

$\%C_{derf}$ = Porcentaje de Carbono derivado del bosque

$\%C_{derp}$ = Porcentaje de Carbono derivado del pastizal

2.4.6 Muestreo de Gases de Efecto Invernadero (GEI)

Para el monitoreo de los flujos de GEI entre el suelo y la atmósfera, se utilizó la Técnica de la Cámara Cerrada (*Closed-Chamber Technique* o CCT) (Rondón, 2000; Montenegro y Abarca, 2002; citados por Ferreira, 2008) (Anexo 1). La CCT es utilizada en el muestreo de Gases de Efecto Invernadero por ser simple de operar, rápida y con costos relativamente más bajos en comparación con otras técnicas. Esta técnica es utilizada a nivel internacional para la medición de los gases de efecto invernadero y se encuentra estandarizada y validada en el CIAT (Chu, H *et al.*, 2007, citados por Reza *et al.*, 2011).

Las cámaras de medición de los Gases de Efecto Invernadero fueron instaladas en zonas que cumplieran con los parámetros mencionados anteriormente, con el objeto de evaluar el impacto de la ganadería sobre los suelos y el efecto sobre la mayor o menor

emisión de GEI; como referencia o testigo se consideró el Bosque Natural contiguo o paralelo, dentro del mismo rango altitudinal de las zonas de potreros.

Los muestreos se realizaron cada 30 días, en dos periodos (mayo – julio de 2013, octubre – diciembre de 2013), para un total acumulado de medición de 6 meses; tratando de que los muestreos cubrieran época lluviosa y época seca. Se utilizaron tres (3) cámaras y se consideró cada cámara como una repetición. Se tomaron muestras de 15 ml de aire a los 0, 15, 30 y 45 minutos, a partir de la instalación de la cámara. Se midió y registró la temperatura en grados centígrados dentro de la cámara cada vez que se obtuvieron las muestras de aire. Al momento del muestreo de los GEI, se tomaron muestras de 50g de suelo adyacentes a las cámaras, para determinar la humedad del suelo al momento de la medición.

Las muestras de aire fueron inyectadas en frascos de vidrio con vacío, para posteriormente enviarlas al Laboratorio de Servicios Ambientales del CIAT, para determinar las concentraciones de CO₂ por un analizador con detección infrarroja, y las concentraciones de CH₄ y N₂O por cromatografía de gases (Shimadzu ® GC-14A con detectores FID y ECD).

2.4.7 Análisis de la Información

Para las variables relacionadas con las propiedades físicoquímicas y biológicas del suelo, Carbono y Nitrógeno Total, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ y los flujos acumulados de GEI, se realizó un Análisis de Varianza (ANDEVA) bajo un diseño de Bloques Completos al Azar, para establecer diferencias estadísticas entre coberturas (bosque natural no intervenido, potreros y cultivo limpio de cebolla), altitudes, profundidades y tipo de pendiente. Las medias fueron comparadas mediante la Prueba de TUKEY a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$.

Se realizó análisis de correlación canónica entre flujos de GEI y las otras variables medidas en el suelo. Para todos los análisis se utilizó el software estadístico SAS 9.4.

3. Resultados y Discusión

3.1 Agroecosistemas de la Finca La Palma

A través de la geo-referenciación se ubicaron espacialmente los diferentes agroecosistemas presentes en el predio La Palma, determinándose tres (3) tipos de agroecosistemas predominantes dentro del área: **1.** Pasturas naturalizadas con predominancia de *Penissetum clandestinum* de más de 100 años de edad **2.** Cultivos limpios *Allium fistulosum* L. establecidos desde hace 45 años y **3.** Relictos de bosque. Se encontró que la mayor área de cobertura vegetal (67.8%) se encuentra en pastos naturalizados de *P. clandestinum* (>100 años de edad), con escasa presencia de especies arbóreas u arbustivas, además que en los potreros se encuentran diseminadas en baja proporción ejemplares de Palma de Cera *Ceroxylon quindiuence*.

Las zonas de pastoreo, tienen áreas disimiles en potreros, algunos muy extensos y otros pequeños, por lo general con pendientes fuertemente onduladas a escarpadas. Solo existen divisiones de potreros más pequeños y distribuidos con dimensiones similares, en un área relativamente pequeña (en la parte media de la finca a una altitud de 2.600 msnm, donde la pendiente es de plana a medianamente ondulada (pendiente menores de 12%).

▪ **Determinación de Áreas Biofísicas Homogéneas - ABH**

Se consideraron como factores de delimitación de las Áreas Biofísicas Homogéneas – ABM: **1.** El porcentaje de pendiente: área con <25% se consideraron como aptas para pastoreo y >25% no aptas para el pastoreo de bovinos; **2.** La profundidad del suelo: para toda la finca se consideraron los suelos como medianamente profundos y **3.** La textura del suelo; que para el predio se encontró que predomina la clase textural Franco Arenoso; además se consideraron como áreas homogéneas las áreas de protección de fuentes de agua (relictos de bosque).

Con base en los criterios anteriores, se determinaron siete (7) áreas homogéneas, las cuales se delimitaron en un mapa biofísico, al cual se le superpuso la información para obtener el mapa de uso actual (Anexo 2, mapa 1) enmarcando las subdivisiones correspondientes a los usos del suelo (potreros en pastoreo con bovinos, cultivos limpios de cebolla junca y relictos de bosque protectores).

También se determinó el mapa de uso potencial, tomando como referente principal el porcentaje de pendiente; por ser este criterio uno de los más importantes en los procesos de conservación del suelo y darle un uso acorde a la capacidad o potencialidad del mismo, que garantice a largo plazo su sostenibilidad y cumplimiento de sus servicios ecosistémicos. Con base en lo anterior, se determinaron seis (6) usos potenciales: cultivos limpios, sistemas semi-intensivos de pastoreo, sistemas silvopastoriles y zonas de protección exclusiva (Anexo 2, mapa 2).

Al establecer la comparación entre el uso actual del suelo y su uso potencial, según la metodología seguida por Parent *et al.*, (1990) se desarrolló el mapa de conflicto de uso del suelo (Anexo 2, mapa 3), y se clasificó el conflicto en las siguientes categorías:

- Adecuado: Cuando el uso actual corresponde al uso potencial.
- Subutilizado: cuando el uso actual es menor que el uso potencial, pudiéndose intensificar la utilización.
- Inadecuado: cuando el uso actual es mayor que el uso potencial; esto es un conflicto de sobreuso del suelo.
- Muy inadecuado: cuando el uso actual está demasiado por encima del uso potencial; esto es un conflicto por sobre uso mayor del suelo.

Encontrándose diferentes áreas y sus porcentajes en las diferentes categorías de conflicto, como se presenta en la tabla 5.

Tabla 5. Tipo y porcentaje de conflicto en la Finca La Palma

Tipo de Uso*	Área (ha)	Porcentaje (%)
Adecuado	18,65	30,41
Inadecuado	39,22	63,97
Muy Inadecuado	2,36	3,85
Protección	0,63	1,03

Subutilizado	0,45	0,73
Total	61,31	100

* Clasificación tomada de Parent *et al.*, (1990)

3.2 Propiedades Físico-Químicas del Suelo

3.2.1 Propiedades Físicas

Textura y color: La clase textural encontrada en ambos bosques y los potreros de la zona baja fue Franco Arenoso, en los potreros de la zona alta de Arenoso Franco y en el cultivo limpio de cebolla Limoso (Tabla 6). Un estudio hecho por Gómez (2011), en la cuenca alta y media del río Otún, en el departamento de Risaralda, entre altitudes de 1.800 y 2.250 msnm, encontró que en bosques secundarios subandinos predominó la clase textural de suelo Arenoso Franco, mientras que en plantaciones forestales predominó el tipo Arenoso.

El color del suelo en todas las zonas (Bosques y Potreros) (Tabla 6), indica que estos poseen altos contenidos de materia orgánica en su perfil. De acuerdo con Pardos (2010) existe una alta correlación entre los contenidos de MO o de Carbono Orgánico y el color del suelo.

Tabla 6. Clase Textural y Color en zonas de bosque, potreros y cultivo de cebolla

Tipo de Cobertura	Clase Textural	Color
BNZA	Franco Arenoso	7.5YR 2/1
BNZB	Franco Arenoso	7.5YR 2/1
PZAp1	Arenoso Franco	10YR 2/2
PZAp2	Arenoso Franco	7.5YR 2/2
PZBp1	Franco Arenoso	7.5YR 1.7/1
PZBp2	Franco Arenoso	7.5YR 1.7/1
Ce	Limoso*	---

* Dato extraído de trabajo de grado de pregrado en Ing. Agronómica Julio Ernesto Revelo; Textura calculada por tacto. Zonas de potreros (**PZAp1**: Potrero Zona Alta pendiente1; **PZAp2**: Potrero Zona Alta Pendiente2; **PZBp1**: Potrero Zona Baja pendiente1; **PZBp2**: Potrero Zona Baja pendiente2), zonas de Bosque natural (**BNZA**: Bosque Natural Zona Alta; **BNZB**: Bosque Natural Zona Baja) (Zona Baja: 2.600 - 2.700 msnm; Zona Alta: 2.701 - 3.000 msnm. Pendiente1: < 25%; Pendiente2: >25%) y Cultivo de Cebolla (**Ce**).

Densidad Aparente y porosidad total: La densidad aparente no presentó diferencias significativas ($P < 0.05$) para las distintas zonas de potreros y de bosque natural evaluadas, pero sí para el cultivo de cebolla. Se encontraron diferencias entre las dos (2) profundidades de muestreo evaluadas. Todos los datos muestran que existe una mayor densidad aparente en la profundidad de 0.1 a 0.2 m (Tabla 7).

El porcentaje de porosidad total, está relacionada con los datos de densidad aparente (relación inversamente proporcional). No se encontraron diferencias entre coberturas, pero si entre las dos profundidades evaluadas (Figura 4). Los resultados indicaron que existen menos poros en el perfil de 0,1 – 0,2 m, para bosques y potreros, donde se destacan el PZB_{p2} (66,6%) y el BNZB (67,51%); los valores en el BNZB podrían indicar que ha habido algún proceso de intervención antrópica, al hacer la comparación con el BNZA (74,02%).

Noguera *et al.*, (2010), encontraron en una zona de vida de bosque húmedo montano bajo (bh-MB) en el departamento de Nariño, diferencias entre la densidad aparente para distintos usos del suelo, siendo más alta en potreros de *P. clandestinum*, con un valor de 1,17 g cm⁻³, mientras que el bosque secundario presentó un promedio de 0,48 g cm⁻³, siendo éste el que mostró el valor más bajo. Estudios de Díaz (2008) en un ecosistema de bosque altoandino (2500-3200 msnm) en el departamento del Cauca, encontró valores de densidad aparente en potreros de *P. clandestinum* para dos profundidades (0 – 0.05 m y 0.05 – 0.2) de 0.70 y 0.81 g cm⁻³, y para bosque natural de 0.38 y 0.46 g cm⁻³, respectivamente.

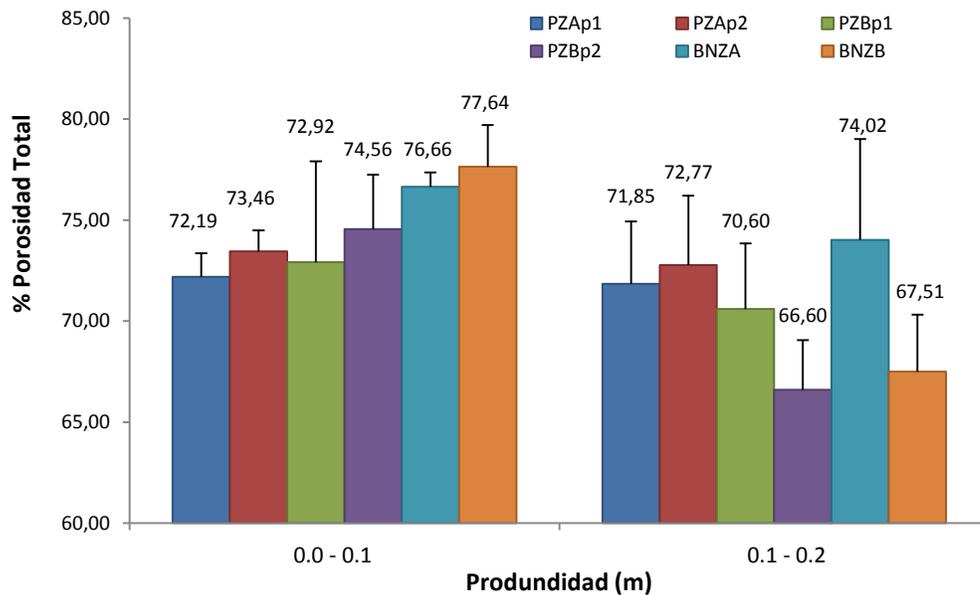
Estudios realizados por Carvajal (2008), en el departamento del Valle del Cauca, en altitudes de 1.450 – 1.600 msnm, encontró datos de densidad aparente (g cm⁻³) a 0 – 0,1m de 0,56 y a 0.1 – 0.2 m de 0,61.

Molina (2011), encontró en ecosistemas altoandinos del Valle del Cauca, que en bosques la densidad aparente para los primeros 10 cm de profundidad fue de 0,62 g cm⁻³ y en potreros de la misma zona, valores de 0,70 g cm⁻³, para ambas coberturas estadísticamente no se presentaron diferencias. Según el mismo autor, lo anterior puede ser el resultado del tipo de ganadería practicada en esta zona, la cual está basada en un manejo de tipo extensivo, por lo cual no se han generado procesos de compactación del suelo, y por otro lado, que se puede asociar a los altos contenidos de materia orgánica en el suelo.

Tabla 7. Densidad Aparente del Suelo en zonas de bosque, potreros y cultivo de cebolla

Profundidad (m)	Densidad Aparente (g cm ⁻³)						
	BNZA	BNZB	PZAp1	PZAp2	PZBp1	PZBp2	Ce
0.0 - 0.1	0.54b	0.53b	0.61b	0.58b	0.58b	0.61b	1,09b
0.1 - 0.2	0.60a	0.84a	0.63a	0.62a	0.67a	0.80a	1,16a

Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$; Zonas de potreros (**PZAp1**: Potrero Zona Alta pendiente1; **PZAp2**: Potrero Zona Alta Pendiente2; **PZBp1**: Potrero Zona Baja pendiente1; **PZBp2**: Potrero Zona Baja pendiente2), zonas de Bosque natural (**BNZA**: Bosque Natural Zona Alta; **BNZB**: Bosque Natural Zona Baja) (Zona Baja: 2.600 - 2.700 msnm; Zona Alta: 2.701 - 3.000 msnm. Pendiente1: <25%; Pendiente2: >25%) y Cultivo de Cebolla (**Ce**).

Figura 4. Porcentaje de Porosidad Total a dos (2) profundidades en zonas de potreros y bosque natural

Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$; Zonas de potreros (**PZAp1**: Potrero Zona Alta pendiente1; **PZAp2**: Potrero Zona Alta Pendiente2; **PZBp1**: Potrero Zona Baja pendiente1; **PZBp2**: Potrero Zona Baja pendiente2), zonas de Bosque natural (**BNZA**: Bosque Natural Zona Alta; **BNZB**: Bosque Natural Zona Baja) (Zona Baja: 2.600 - 2.700 msnm; Zona Alta: 2.701 - 3.000 msnm. Pendiente1: <25%; Pendiente2: >25%) y Cultivo de Cebolla (**Ce**).

3.2.2 Propiedades Químicas

pH: Los valores de pH de las zonas de bosque y potreros evaluados se encuentran dentro de la clasificación hecha por la USDA (1998) como: medianamente ácido (5,6 – 6,0) a ligeramente ácido (6,1 – 6,5) y el cultivo de cebolla como neutro (6,95). Estadísticamente existen diferencias entre los potreros de la zona alta y baja, entre los bosques y el cultivo de cebolla (Tabla 8).

Tabla 8. pH del Suelo en zonas de bosque natural, potreros y cultivo de cebolla

Tipo de Cobertura	pH (Un)		Categoría (USDA, 1998)
	Media	SD*	
BNZA	5,918d	0,2	Moderadamente ácido
BNZB	6,47b	0,17	Ligeramente ácido
PZAp1	6,08c	0,06	Ligeramente ácido
PZAp2	6,13c	0,1	Ligeramente ácido
PZBp1	5,89d	0,09	Moderadamente ácido
PZBp2	5,79d	0,13	Moderadamente ácido
Ce	6,95a	0,09	Neutro

* SD: Desviación Estandar; Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$; Zonas de potreros (**PZAp1**: Potrero Zona Alta pendiente1; **PZAp2**: Potrero Zona Alta Pendiente2; **PZBp1**: Potrero Zona Baja pendiente1; **PZBp2**: Potrero Zona Baja pendiente2) y zonas de Bosque natural (**BNZA**: Bosque Natural Zona Alta; **BNZB**: Bosque Natural Zona Baja) (Zona Baja: 2.600 - 2.700 msnm; Zona Alta: 2.701 - 3.000 msnm. Pendiente1: < 25%; Pendiente2: >25%) y Cultivo de Cebolla (**Ce**)

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC): Estadísticamente se observaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las medias de las profundidades evaluadas (0 – 0.1 m: 42.63a cmol kg⁻¹ y de 0.1 – 0.2 m: 37.80b cmol kg⁻¹). Entre bosques y potreros no se encontraron diferencias estadísticas ($P < 0.05$), en cambio el cultivo de cebolla junca estadísticamente se diferenció de las otras dos (2) coberturas vegetales evaluadas (Tabla 9).

Según la clasificación de la fertilidad del suelo con relación a la CIC, los bosques y potreros tienen fertilidad edáfica alta, y el cultivo de cebolla media. Los datos de CIC

(cmol kg⁻¹) están directamente relacionados con los contenidos de MO, debido a la estrecha relación entre ambas variables, lo que incide directamente en la capacidad del suelo en intercambiar diferentes elementos minerales, que aumenta notablemente con la presencia de MO, base de la fertilidad del suelo.

Tabla 9. CIC del Suelo en zonas de bosque natural, potreros y cultivo de cebolla

Profundidad (m)	CIC (cmol kg ⁻¹)						
	BNZA	BNZB	PZAp1	PZAp2	PZBp1	PZBp2	Ce
0.0 - 0.1	49.57a	39.10a	46.07a	52.80a	45.60a	47.40a	17,85a
0.1 - 0.2	43.53b	26.97b	46.17b	44.80b	41.10b	43.57b	18,47b

Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$; Zonas de potreros (**PZAp1**: Potrero Zona Alta pendiente1; **PZAp2**: Potrero Zona Alta Pendiente2; **PZBp1**: Potrero Zona Baja pendiente1; **PZBp2**: Potrero Zona Baja pendiente2), zonas de Bosque natural (**BNZA**: Bosque Natural Zona Alta; **BNZB**: Bosque Natural Zona Baja) (Zona Baja: 2.600 - 2.700 msnm; Zona Alta: 2.701 - 3.000 msnm. Pendiente1: < 25%; Pendiente2: >25%) y Cultivo de Cebolla (**Ce**).

Materia Orgánica (MO): En todos los sitios muestreados, se obtuvieron altos niveles de Materia Orgánica (g Kg⁻¹), superiores a 60.0 g de MO kg⁻¹ de suelo en zonas de potreros y bosques. Para los PZAp1, PZAp2 y PZBp1 se encontraron medias mayores de 194 g de MO kg⁻¹ de suelo (198.56, 202.42, 194.43 g Kg⁻¹, respectivamente) en comparación al BNZA, BNZB y PZBp2 (159.48, 135.05, 179.57 g Kg⁻¹, respectivamente), y el cultivo de cebolla con una media igual a 60,81 g de MO kg⁻¹ de suelo. Estadísticamente se establecieron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las coberturas vegetales (potreros, bosques y cultivo de cebolla) (Figura 5) y entre las profundidades evaluadas (Tabla 10).

La tendencia fue, que a medida que aumentó la profundidad, disminuyeron los contenidos de MO. Los valores de MO en las zonas de potreros en comparación a los bosques, son superiores, lo cual puede explicarse al tipo de morfología y anatomía de las raíces de las gramíneas, como *P. clandestinum* principalmente, el cual tiene una amplia propagación y desarrollo de su sistema radical, otro factor determinante asociado, puede ser el efecto de la cosecha del forraje que realizan los animales, lo que permite que haya

una actividad permanente de muerte y renovación de raíces de la pastura, favoreciendo así la acumulación de MOS.

La inferencia anterior concuerda con lo mencionado por Ramos (2003), quien expone que el comportamiento de la MO en el suelo bajo pastizales, está relacionada con las entradas permanentes de C al suelo, dado el comportamiento de biomasa de raíces finas, es decir la constante muerte o renovación de las raíces finas de los pastos.

Los suelos de los pastizales suelen ser ricos en MO, debido en parte a la rizodeposición activa (Jones & Donnelly, 2004, citados por Soussana *et al.*, 2014) y a la actividad de las lombrices de tierra y otra fauna edáfica, que promueven la formación de agregados que estabilizan el COS durante períodos prolongados (Sixet *et al.*, 2002; Bossuyt *et al.*, 2005, citados por Soussana *et al.*, 2014) y también favorece el almacenamiento de C (Balesdent & Balabane, 1996, citados por Soussana *et al.*, 2014).

Como consecuencia de un mayor contenido de MO se presenta una mejor estructura y aumento de la presencia de canales o poros. De acuerdo con Montiel (2000) los cambios en el contenido de la MO de los suelos modifican las propiedades físicas como la estructura y la densidad aparente, así como la porosidad total. El clima es un factor que ejerce una fuerte influencia sobre la mineralización de la MO, haciéndola más lenta, lo que permite una mayor acumulación de C (Díaz, 2008).

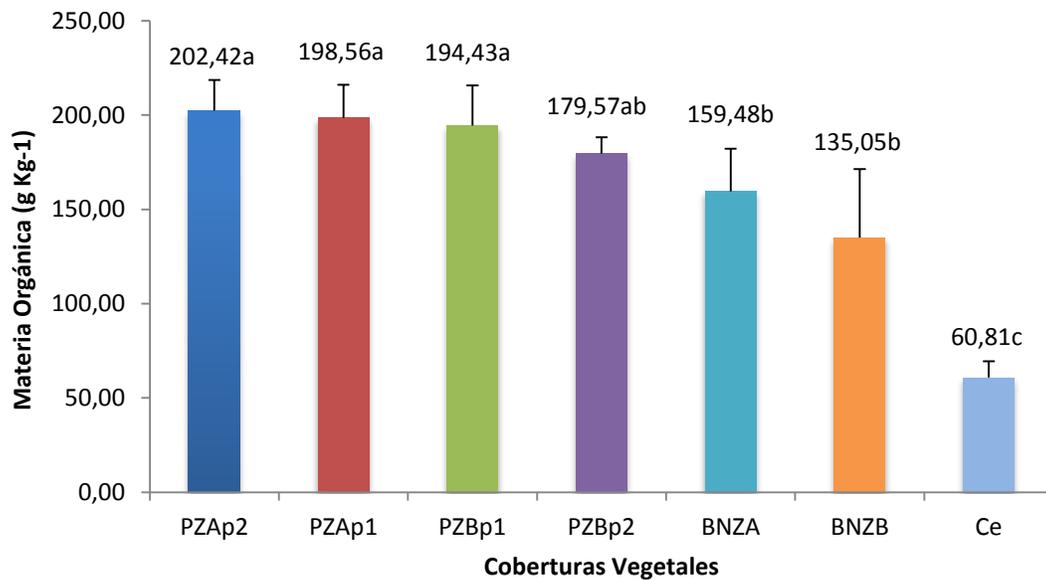
El incremento de MO tiende a disminuir la densidad aparente del suelo, debido a que sus componentes son menos densos que los componentes minerales (Henríquez, 1999, citado por Ramos, 2003).

Por otra parte, los bajos contenidos de MO observados en el cultivo de cebolla, pueden deberse a las prácticas de manejo, que en estos suelos agrícolas se desarrollan, como son la labranza constante y la eliminación de la cobertura vegetal acompañante (control de arvenses), por lo que se incrementan la aireación, se modifica el clima de la capa superior del suelo (humedad y temperatura) y, frecuentemente, se acelera la velocidad de descomposición de la MO edáfica (Balesdent *et al.*, 2000, citado por Guntiñas, 2009), sumado a lo anterior las labores de siembra, de labranza y control de plantas acompañantes, exponen el suelo a agentes erosivos (agua y viento) facilitando el contacto de los organismos heterótrofos del suelo con la presión parcial de oxígeno de la atmósfera, favoreciendo la mineralización de la MOS (Martínez *et al.*, 2008).

El contenido de la MO en el suelo disminuye frecuentemente con la intensidad de labranza incrementando los flujos de CO₂ desde el suelo hacia la atmósfera (Reicosky *et al.*, 1997, citados por Martínez *et al.*, 2008).

La perturbación del suelo por labranza es una de las mayores causas de la disminución de la MOS (Balesdent *et al.*, 1990, Six *et al.*, 2004, y Olson *et al.*, 2005, citados por Martínez *et al.*, 2008. Dalal *et al.*, 2013). Estas prácticas agrícolas que mezclan las capas del suelo y rompen los agregados del suelo, aceleran la descomposición de la MO (Paustian *et al.*, 1998; Conant *et al.* 2007, citados por Soussana *et al.*, 2014).

Figura 5. Contenidos de materia orgánica (g MO Kg⁻¹ suelo) en zonas de potreros, bosque natural y cultivo de cebolla



Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$.

Tabla 10. Contenidos de MO del Suelo a dos (2) profundidades en zonas de bosque natural, potreros y cultivo de cebolla

Profundidad (m)	MO (g kg ⁻¹)						
	BNZA	BNZB	PZAp1	PZAp2	PZBp1	PZBp2	Ce
0.0 - 0.1	186,13a	170,49a	208,74a	226,06a	225,83a	195,34a	62,39a
0.1 - 0.2	132,84b	99,61b	188,38b	178,77b	163,03b	163,79b	59,22b

Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$; Zonas de potreros (**PZAp1**: Potrero Zona Alta pendiente1; **PZAp2**: Potrero Zona Alta Pendiente2; **PZBp1**: Potrero Zona Baja pendiente1; **PZBp2**: Potrero Zona Baja pendiente2), zonas de Bosque natural (**BNZA**: Bosque Natural Zona Alta; **BNZB**: Bosque Natural Zona Baja) (Zona Baja: 2.600 - 2.700 msnm; Zona Alta: 2.701 - 3.000 msnm. Pendiente1: < 25%; Pendiente2: >25%) y Cultivo de Cebolla (**Ce**).

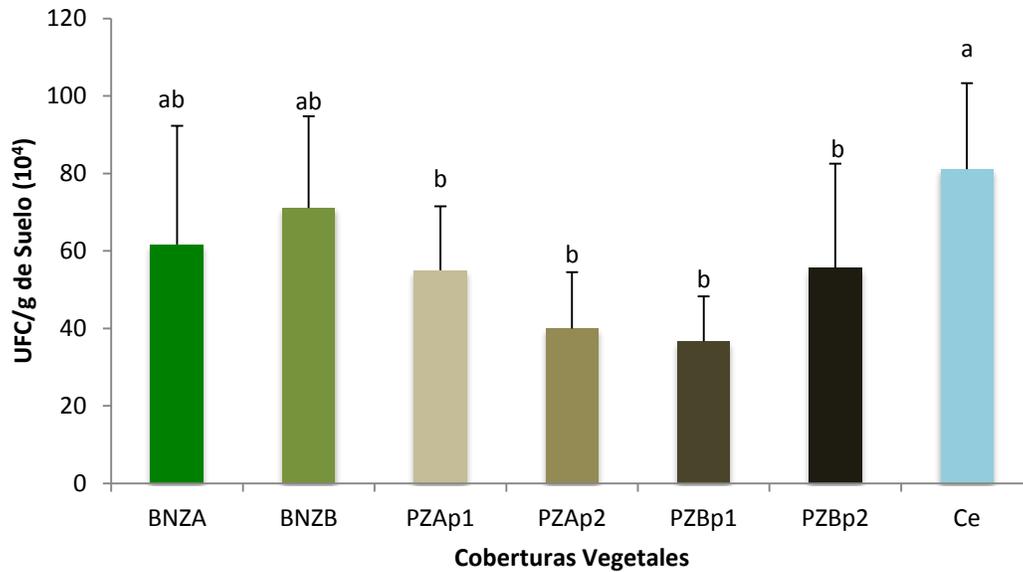
3.3 Microorganismos fijadores de Nitrógeno Asimbióticos

Para el recuento de la Unidades Formadoras de Colonia, se tuvieron en cuenta los datos obtenidos de la dilución 10^{-4} , debido a que las otras diluciones estuvieron por fuera del rango de sensibilidad (número de colonias desarrolladas).

Se determinaron las Unidades Formadoras de Colonia por gramo de suelo – UFC/g de suelo – en cada una de las coberturas evaluadas: Bosque Natural, Potreros y Cultivo de Cebolla. Se pudo evidenciar que los Bosques y el Cultivo de Cebolla, tuvieron las mayores poblaciones de microorganismos, $71,1 \times 10^{-4}$ y $61,7 \times 10^{-4}$ para el BNZB y BNZA respectivamente, y $81,1 \times 10^{-4}$ para el Cultivo de Cebolla, en comparación a los potreros (**PZAp1**: 55×10^{-4} , **PZAp2**: 40×10^{-4} , **PZBp1**: $36,7 \times 10^{-4}$, **PZBp2**: $55,6 \times 10^{-4}$), (Figura 6).

Estadísticamente el cultivo de cebolla presentó diferencias significativas ($P < 0.05$) con los potreros, en cambio los bosques naturales no se diferenciaron de las zonas de potreros ni del cultivo limpio de cebolla junca.

Figura 6. UFC/g de suelo resultantes del aislamiento en Medio Ashby en las coberturas vegetales evaluadas



Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$

Los resultados obtenidos en el cultivo de cebolla, se pueden relacionar con la fertilización orgánica que se le aplica al cultivo permanentemente y a las enmiendas utilizadas para el suelo, que buscan principalmente regular el pH del suelo y llevarlo a la neutralidad, con el objeto de suplir los requerimientos del cultivo *per se*; según Sylvia *et al.*, (1999), citados por Lozano (2003), los altos contenidos de C (aportados por los abonos orgánicos) estimulan la fijación del N_2 ; el Ca aplicado en las enmiendas es importante en las bacterias diazotróficas como *Azotobacter spp*, para la formación de quistes (Perez & Torralba, 1997; García, 1994; Sylvia *et al.*, 1999, citados por Lozano, 2003); y además, la actividad nitrogenasa se ve incrementada en un pH cercano a la neutralidad, con disponibilidades de compuestos carbonados o energéticos (ATP) y con bajas concentraciones de compuestos de nitrógeno (Perez & Torralba, 1997, citados por Lozano, 2003), y aumenta con la temperatura (Lozano, 2003).

Los datos obtenidos contrastan con estudios hechos en el sur de la amazonia, donde se encontró que la abundancia de bacterias aerobias de los suelos bajo pastizal reportaron los recuentos más altos (7 y 11×10^6 UFC/g de suelo), seguido por los suelos bajo bosque

(9.39 y 10×10^5 UFC/g de suelo) y finalmente los suelos bajo cultivos – *chagras* (2.93 y 3.2×10^5 UFC/g de suelo) (Mantilla *et al.*, 2009).

Por otro parte, el escaso desarrollo y/o crecimiento de UFC en los potreros se puede relacionar con lo mencionado por Burrell *et al.*, (1991), citados Lozano (2003), quienes afirman que en microorganismos fijadores de N_2 , la actividad de la nitrogenasa se detiene en presencia de NH_4^+ y se activa nuevamente al desaparecer la presencia de NH_4^+ , también con lo indicado por Perez & Torralba, (1997), citados por Lozano (2003) quienes mencionan, que la acción del complejo enzimático nitrogenasa es inhibido por la presencia en el medio de concentraciones de compuestos nitrogenados, que generan competencia entre los microorganismos fijadores y no fijadores. Donde el N es abundante (caso zonas de potreros), la fijación de N_2 es energéticamente costosa y los fijadores de N_2 tienden a ser competitivamente excluidos por otras especies que no realizan fijación de N_2 (Faurie *et al.*, 1996; Soussana & Tallec, 2010, citados por Soussana *et al.*, 2014).

Asimismo, las concentraciones de oxígeno alrededor de las raíces (principalmente en sistemas radicales robustos, como el del *P. clandestinum*) pueden limitar la fijación de N_2 ; el O_2 también permite que los organismos diazotróficos respiren más C para proteger la nitrogenasa, lo que afecta la eficiencia de la fijación (Sylvia *et al.*, 1999, citados por Lozano, 2003). La acidez del suelo en las zonas de potreros, también puede ser un factor limitante de la fijación atmosférica de N_2 , debido a efectos directos de la concentración de H^+ (García, 1994, citado por Lozano, 2003).

En un estudio realizado por Gómez (2011) en el departamento de Risaralda, en altitudes de 1.800 y 2.250 msnm, se encontraron densidades de Bacterias Fijadoras de Nitrógeno (BFN) en un orden de 10^3 UFC/g, valores menores reportados en otros agroecosistemas estudiados; indica el mismo autor que lo anterior se puede asociar a cambios en el pH del suelo y en la disponibilidad de fósforo (P), ya que este elemento es un nutriente limitante en la mayoría de bosques montañosos tropicales (Vitousek 1984, citado por Gómez, 2011) y se encuentra en exceso en suelos fertilizados artificialmente para la producción agrícola (Van de Wal *et al.*, 2007, citados por Gómez, 2011).

De acuerdo con lo anterior, en relación a la disponibilidad de P, se encontró en datos de análisis de suelo realizados en la zona de estudio (extraídos del trabajo de grado de

pregrado en Ing Agronómica de Julio Ernesto Revelo), valores de P en zonas de potreros de 4 – 6 mg Kg⁻¹, y en los cultivos de cebolla de 515 mg Kg⁻¹, lo que también permite explicar el comportamiento de los microorganismos fijadores de N₂ de vida libre en el cultivo de cebolla y potreros.

La Fijación Biológica del Nitrógeno (FBN) es un proceso de alto consumo energético debido a sus altos requerimientos de ATP (Vitousek *et al*, 2002; Reed *et al.*, 2011, citados por Keuter *et al.*, 2014).

En general la actividad de las Bacterias Fijadoras de Nitrógeno (BFN) libres está restringida en la mayoría de suelos forestales en áreas tropicales y subtropicales, debido a la abundancia de fijadoras mutualistas (Sprent, 1999, citado por Gómez, 2011), pero puede ser ligeramente mayor en sistemas plantados debido a que hay menos especies vegetales con las que se puedan establecer simbiosis mutualistas (Binkley & Giardina, 1997, citados por Gómez, 2011).

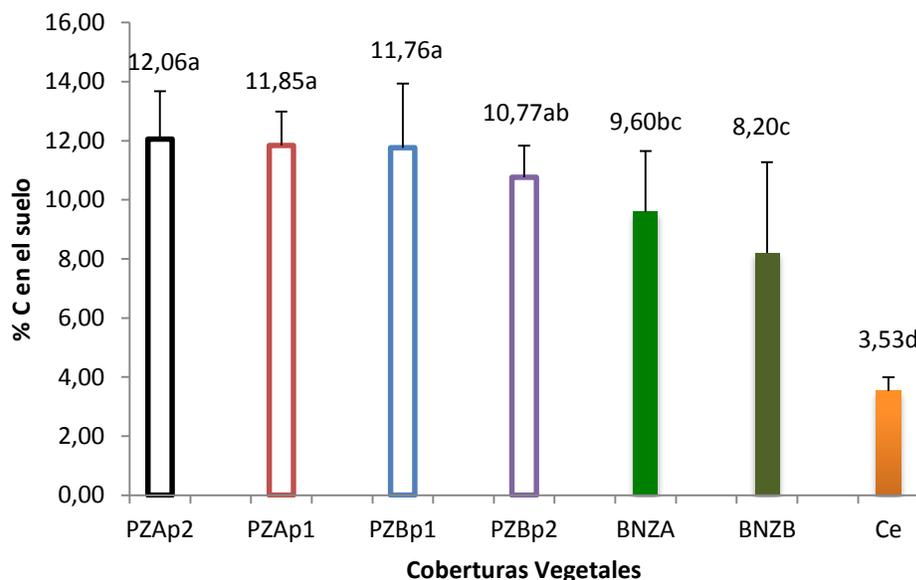
3.4 Carbono y Nitrógeno del Suelo

3.4.1 Carbono Total y almacenamiento de Carbono

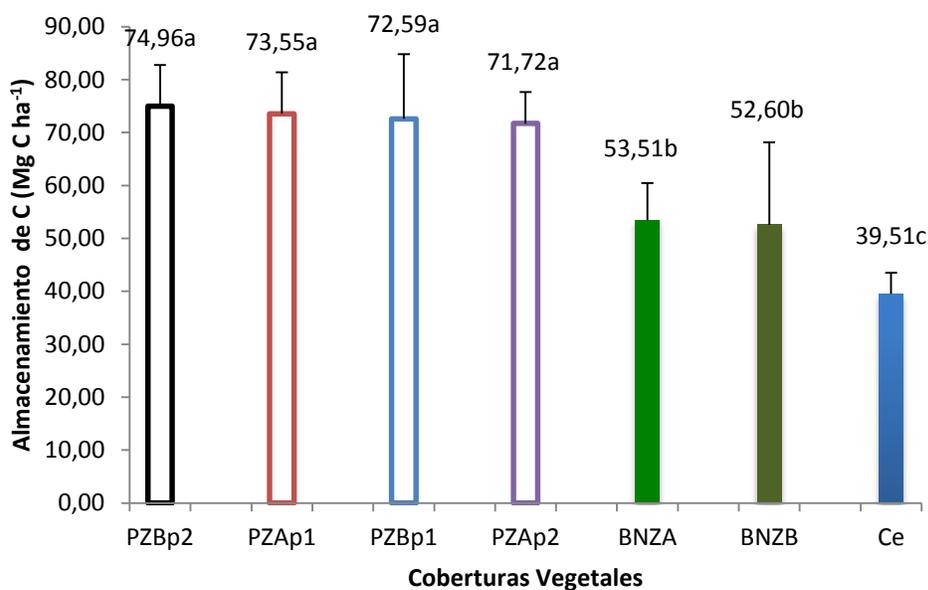
El análisis de los resultados del %C, indicó que existen diferencias significativas entre las tres (3) coberturas vegetales evaluadas, y entre las medias de las dos profundidades (0 – 0.1m: 11.22%; 0.1 – 0.2: 8.87%) y que no existen diferencias significativas entre las pendientes evaluadas en las zonas de potreros.

Los potreros presentaron los valores más altos de %C, en comparación a los otras dos (2) coberturas vegetales (Figura 7).

El almacenamiento de Carbono en las tres (3) coberturas evaluadas, estadísticamente indicó, que existen diferencias significativas ($P<0.05$) entre las zonas de potreros, los bosques naturales y el cultivo de cebolla, (Figura 8). No se evidenciaron diferencias estadísticas ($P<0.05$) entre las profundidades evaluadas.

Figura 7. Porcentaje de Carbono del suelo en las coberturas vegetales evaluadas

Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$.

Figura 8. Almacenamiento de Carbono Orgánico en el suelo en las coberturas vegetales evaluadas

Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$.

Los valores de %C y almacenamiento de C en el suelo bajo los cultivos de cebolla junca (3.53% y 39.51 Mg C ha⁻¹, respectivamente), demostraron que las prácticas de manejo intensivas que se desarrollan en el mismo, han resultado en el agotamiento del C y con ello la pérdida de la calidad edáfica, generando afectaciones sobre la estructura, fertilidad y salud del suelo, lo que se puede evidenciar, en la necesidad del productor, de aplicar fertilizantes y biocidas para controlar nemátodos y otras afectaciones, para así garantizar los rendimientos del cultivo. De acuerdo con Sandoval *et al.*, (2003), los contenidos de C del suelo tienden a disminuir en sistemas de agricultura convencional, con prácticas intensivas de manejo (como la permanente labranza), porque la MOS es oxidada, y por otro lado, porque el efecto de la temperatura sobre suelo es mayor, lo que promueve los procesos mineralización de la MOS.

En zonas de potreros se pudo evidenciar contenidos superiores de Carbono en comparación a los bosques, lo que permite inferir que el cambio del uso del suelo de bosques a potreros no ha afectado el almacenamiento de COS, y que la abundancia de raíces (forma de propagación) del pasto kikuyo *P. clandestinum* en los primeros 0.2 m del perfil del suelo, permite que haya un aporte permanente y considerable de MO al suelo, de acuerdo con Cerri *et al.*, (1991) y Brown *et al.* (1992), citados por Ramos, (2003) las altas tasas de producción de raíces de los pastos pueden explicar la alta capacidad de acumulación de Carbono por parte de las pasturas, por lo cual el pastoreo conlleva a un mayor secuestro de COS (Franzuebbers & Stuedemann, 2010, citados por Neal *et al.*, 2013).

Lo anterior permite asegurar que aunque las pasturas propician la pérdida de C nativo o proveniente del Bosque Natural, a la vez favorecen la acumulación de este elemento, a través de la incorporación de biomasa y material de descomposición de la nueva vegetación, que es permanentemente renovada por la acción del pastoreo (Escobar *et al.*, 1991) y que en áreas de pasturas bien manejadas donde antes se encontraban bosques, los sistemas radicales de los pastos pueden redistribuir el C en las capas más profundas del suelo, donde se almacena en formas más estables y es menos susceptible a oxidación y por tanto su pérdida como gas invernadero (Ramos, 2003).

Las diferencias encontradas entre los bosques y las zonas de potreros, puede deberse a que los bosques o cultivos forestales (vegetación C₃) depositan la mayoría de sus residuos en la superficie, a diferencia de la pradera (plantas C₄) que incorpora sus

residuos al interior del mismo, dado que éstos provienen mayoritariamente de su biomasa radical (Cespedes, 2007). Dixon *et al.* (1994) citados por Ramos (2003) indican que la mitad del C almacenado por los bosques se encuentra sobre el suelo, y por otra parte Neal *et al.*, (2013) refieren que los forrajes perennes C₄ muestran altos índices de secuestro anual de COS, en los primeros centímetros del perfil de suelo.

Diferentes estudios realizados demuestran el potencial de almacenamiento de C de las pasturas, por ejemplo Manfrinato *et al.*, (2001) encontraron que la conversión del bosque a pastizales aumentó el almacenamiento de C en el suelo en los primeros 0.1 m de profundidad (Bosque = 3,67% C; 36,33 t C ha⁻¹ vs Potreros = 6,01% C; 59,47 t C ha⁻¹); Molina (2011) encontró en estudios realizados en la zona amortiguadora del Parque Nacional Natural Las Hermosas, en el departamento del Valle del Cauca, en altitudinales de 2600 y 3600 msnm, almacenamientos de C en los primeros 0.1 m de profundidad para bosques y potreros valores equivalentes a 33,72 t ha⁻¹ y 25,29 t ha⁻¹, respectivamente; Carvajal (2008) en altitudes de 1.450 – 1.600 msnm, encontró que el %C y almacenamiento de C fueron mayores en los primeros centímetros del perfil del suelo y tendieron a disminuir con la profundidad (0 – 0,1 m: %C = 7,72; Stock C (t C ha⁻¹) = 42,88. 0.1 – 0.2 m: %C = 6,48; Stock C (t C ha⁻¹) = 39,51) presentando diferencias altamente significativas entre las capas de suelo.

Ramos (2003) encontró que pasturas mejoradas presentaron el mayor promedio de CO total almacenado, en comparación a bosques secundarios y pasturas degradadas; expone que estas diferencias pueden deberse a que las pendientes de los bosques en estudio fueron de 23 a 55% en comparación a los potreros (28-30%), este factor combinado con las fuertes precipitaciones de la zona de estudio generan arrastre del material orgánico depositado en el sistema como producto de la senescencia y muerte vegetal, por lo cual las entradas de C al sistema se ven disminuidas. Situación que no ocurre en los pastizales, dado que una de las principales entradas de C al suelo es producido por el cambio permanente y de intensidad periódica de raíces de los pastos (MacDiken 1997; Snowdon *et al.* 2001, citados por Ramos, 2003) y que directamente se quedan atrapadas en el suelo (Ramos, 2003).

Carvajal (2008) halló que en altitudes de 1.450 – 1.600 msnm en pastizales de 4 a 7 años de establecidos, se presentaron almacenamientos de C (121.89 y 114.13 t C ha⁻¹)

mayores a los de los relictos de selva; acumulaciones de C derivadas de la vegetación (C3), los cuales aportaron 101.57 y 96.24 t C ha⁻¹ respectivamente.

Otros estudios encontraron que en pastizales bien manejados en la región amazónica se han encontrado reportes de acumulación de C en el suelo en un de orden de 2,7 a 6,0 Mg ha⁻¹ (Moraes *et al.*, 1996; Neill *et al.*, 1997; Bernoux *et al.*, 1998a; Cerri *et al.*, 1999, 2003, citados por Nunes *et al.*, 2010). Por otro lado, Dalal *et al.*, (2013) no encontraron diferencias significativas entre los stocks de COS total entre pasturas y vegetación nativa, por lo que concluyeron que la velocidad de adición C al suelo fue similar a la pérdida de C.

Investigaciones de Neal *et al.*, (2013) determinaron que existen efectos del tipo de especies forrajeras, sobre las características químicas del suelo, por ejemplo que en suelos bajo gramíneas como *Paspalum* sp y *P. clandestinum* se encontraron contenidos de COS más altos en comparación a otras especies evaluadas, estimando aumentos del COS en un orden de 7.0 g kg⁻¹ en un periodo de 3 años.

Considerando los flujos acumulados de emisión de CO₂ (Figura 14) en zonas de potreros obtenidos en este estudio, se infiere que posiblemente el tipo de Carbono que se encuentra en los suelos de los potreros es más lábil o menos estable, lo que se ve reflejado en la mayor pérdida de C en forma de CO₂; también que el Carbono de las zonas boscosas es más estable debido a que se encuentra protegido por las diferentes formas de agregación en el suelo, basandose en lo mencionado por Guntiñas (2009), quien enfatiza que la MO que se mineraliza más rápidamente es la más lábil, tal como los carbohidratos solubles, los compuestos fenólicos, las proteínas hidrosolubles, los péptidos y los aminoazúcares, por lo que cuanto más abundantes sean estos compuestos mayor será la posibilidad de mineralización y, por consiguiente, la emisión de CO₂.

3.4.2 Nitrógeno Total y almacenamiento de Nitrógeno

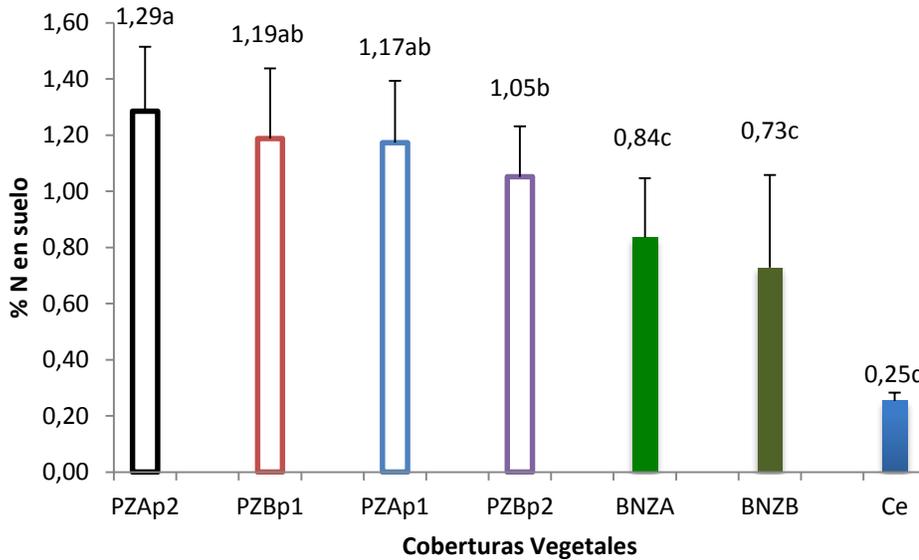
Entre los bosques, potreros y cultivo de cebolla se encontraron diferencias estadísticas para los contenidos de Nitrógeno total en el suelo; las zonas de potreros no presentaron diferencias significativas entre ellos (PZAp1: 1,17%, PZAp2: 1,29%, PZBp1: 1,19%, PZBp2: 1,05%), así como entre los bosques (BNZA: 0,84%, BNZB: 0,73%). El cultivo de

cebolla tuvo los contenidos más bajos de Nitrógeno total (0,25%) (Figura 9). Estadísticamente las dos profundidades evaluadas mostraron diferencias entre sus medias (0 – 0.1m: 1.08%; 0.1 – 0.2: 0.78%).

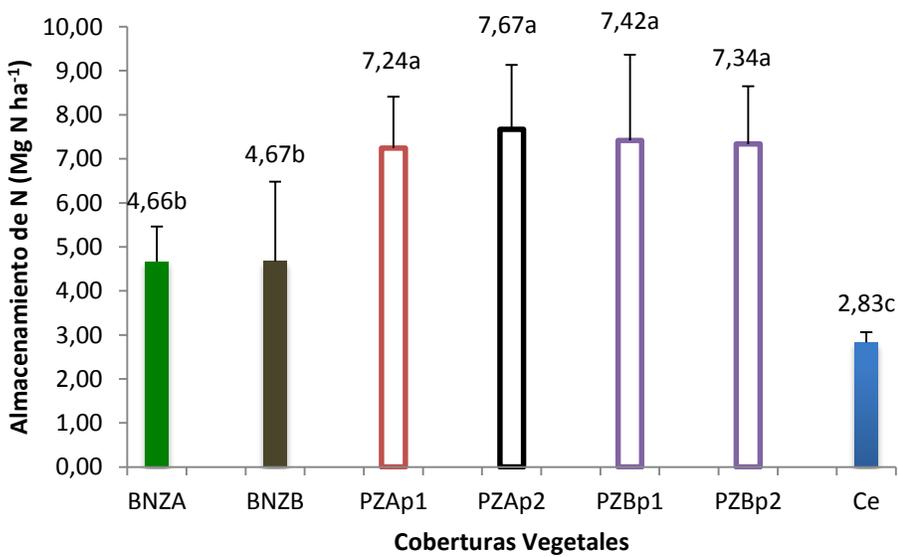
El almacenamiento de N (Mg ha^{-1}) en las tres (3) coberturas evaluadas, estadísticamente mostraron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre ellas, evidenciando que las zonas de potreros presentaron los valores más altos de Mg de N por hectárea, seguido de los bosques y por último el cultivo de cebolla (Figura 10). Se evidenció también que existen diferencias entre medias de los dos perfiles del suelo analizados (0 – 0.1 m = 6.66 Mg ha^{-1} ; 0.1 – 0.2m = 5.30 Mg ha^{-1}).

La figura 10, permite evidenciar que existe un notable agotamiento del N del suelo bajo el cultivo limpio de cebolla *Allium fistulosum* L, debido probablemente, a que el N es el nutriente que mayor demanda el cultivo de cebolla, para un crecimiento y desarrollo eficientes, que garantice idóneos rendimientos por unidad de área (Machado, 2012); según Maier, *et al* (2002) citados por Machado (2012) para alcanzar el 95% del potencial productivo de la cebolla es necesario aplicar alrededor de 300kg de N por hectárea en condiciones tropicales, debido a que, como menciona González *et al.* (2008) un cultivo de cebolla con rendimientos entre 37 y 75 t ha^{-1} , extrae aproximadamente de 51 a 90 Kg de N ha^{-1} .

Los altos contenidos de N del suelo en las zonas de potreros en comparación con los de los bosques naturales, se pueden explicar con base en lo expuesto por Soussana *et al.*, (2014) quienes afirman que el manejo de sistemas de pastoreo con baja densidad o baja carga animal, permite que los bovinos aumenten el reciclaje de N en el suelo y la productividad primaria neta, lo que conlleva a un mayor secuestro de C y N en el suelo, contrario a lo que ocurriría cuando se aumenta o se intensifica el número de bovinos por unidad de área. Y además que, en áreas de bosque natural, la dinámica de deposición de los restos vegetales, en su mayoría en la superficie del suelo, afecta directamente los contenidos de nutrientes edáficos, al dar una dinámica distinta a la MO, contrario a las zonas de potreros, en donde una proporción importante de la biomasa vegetal está constituida por las raíces, que para el caso del pasto kikuyo, el desarrollo radical es robusto en los primeros centímetros del perfil del suelo y el aporte de MO producto del recambio o muerte de las raíces es significativo, permanente y son descompuestas dentro del suelo (Perdomo *et al.*, s.f.).

Figura 9. Porcentaje de Nitrógeno total del suelo en las coberturas vegetales evaluadas

Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$

Figura 10. Almacenamiento de Nitrógeno en el suelo en las coberturas vegetales evaluadas

Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$

Manfrinato *et al.* (2001) encontraron que la conversión del bosque a pastizales aumentó el almacenamiento de N (Bosque = 0,29% N; 2,87 t N ha⁻¹ vs Potreros = 0,41% N; 4.03 t N ha⁻¹), para el caso específico de pasturas de *P. clandestinum*, investigaciones realizadas por Neal *et al.*, (2013), encontraron que pasturas kikuyo tuvieron los valores más altos de N total del suelo, en comparación a pastizales con otras especies establecidas, alcanzando incrementos en el orden de 0.6 g kg⁻¹ (aproximadamente 278 Kg N ha⁻¹ año⁻¹).

Estudios hechos por Carvajal (2008) en altitudes de 1.450 – 1.600 msnm, encontraron que los porcentajes y almacenamientos de N fueron mayores en los primeros centímetros del perfil del suelo y tendieron a disminuir con la profundidad (0 – 0,1 m: %N = 0,69; Stock N (t N ha⁻¹) = 3,86. 0.1 – 0.2 m: %N = 0,56; Stock N (t N ha⁻¹) = 3,43) presentando diferencias altamente significativas entre las profundidades del suelo evaluadas.

3.4.3 Relación C:N

Los resultados de la relación C:N indicaron que existen diferencias significativas entre las medias de las profundidades evaluadas, donde de 0 – 0,1 m hubo una mayor relación C:N (12.91) en comparación a la profundidad de 0.1 – 0.2 m (12.01), también que los bosques, potreros y cultivo de cebolla se diferenciaron entre sí, estadísticamente (Tabla 11).

La relación C:N en el cultivo de cebolla se debe a las pocas reservas de N (0.25%) que tiene el suelo bajo este sistemas productivo, así como también el agotamiento de la MO (60,81 g MO Kg⁻¹ suelo) y del C (3.53%), debido a las prácticas de manejo intensivas sobre el suelo, que promueven el agotamiento de estos nutrientes esenciales para la preservación de la calidad y sostenibilidad del suelo.

La relación C:N encontrada en las distintas coberturas, permite observar el cultivo de cebolla tiene una relación C:N más alta, respecto a los bosques y pasturas, lo que da lugar a una mineralización de la MO del suelo deficiente y además una escasa liberación de N, en comparación a las coberturas de bosque natural, que por su relación C:N se puede inferir que se conserva la calidad edáfica, producto de una buena mineralización de la MOS y una idónea liberación del N; los potreros también poseen buena tasa de

mineralización de la MOS, por lo tanto, un suelo de buena calidad, con tasas de liberación de N aceleradas o excesivas.

Estudios de Carvajal (2008) en altitudes de 1.450 – 1.600 msnm, encontraron relaciones C:N en las profundidades de suelo 0 – 0,1 m y 0.1 – 0.2 m equivalentes a 11.17 y 11.57, respectivamente; presentando diferencias altamente significativas entre las capas de suelo.

Tabla 11. Relación C:N en las distintas coberturas vegetales evaluadas

Identificación	Cobertura	C:N
BNZA	Bosque	11.55b
BNZB		11.56b
PZAp1	Potrero	10.25c
PZAp2		9.46c
PZBp1		9.99c
PZBp2		10.35c
Ce	Cultivo Cebolla	14.12a

Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$; Zonas de potreros (**PZAp1**: Potrero Zona Alta pendiente1; **PZAp2**: Potrero Zona Alta Pendiente2; **PZBp1**: Potrero Zona Baja pendiente1; **PZBp2**: Potrero Zona Baja pendiente2), zonas de Bosque natural (**BNZA**: Bosque Natural Zona Alta; **BNZB**: Bosque Natural Zona Baja) (Zona Baja: 2.600 - 2.700 msnm; Zona Alta: 2.701 - 3.000 msnm. Pendiente1: < 25%; Pendiente2: >25%) y Cultivo de Cebolla (**Ce**).

3.4.4 Abundancia natural de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$

La abundancia natural de $\delta^{13}\text{C}$, conserva la tendencia del %C, al encontrarse diferencias significativas entre las zonas de bosque y potreros. Para las dos (2) profundidades del suelo evaluadas también se encontraron diferencias significativas (Figura 11).

Se encontraron diferencias significativas, entre los usos del suelo o coberturas vegetales. Los potreros presentaron valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -12,01 y -11,85‰ y los bosques medias de -26,09 y -25,97‰ para BNZA y BNZB, respectivamente (Tabla 12).

Los valores obtenidos para $\delta^{13}\text{C}$ reflejan rangos propios de suelo con cobertura bajo plantas C_3 (bosques) y en el caso de las plantas C_4 (pasturas); lo que permite inferir que la señal isotópica propia del bosque que estuvo en los suelos que actualmente están bajo

pastizales ha ido sido reemplazada a través del tiempo.

En relación a la abundancia natural de $\delta^{15}\text{N}$, hay diferencias entre las coberturas vegetales analizadas, donde el factor de variabilidad está determinado por la zona altitudinal. Los potreros son los que poseen los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$ (PZAp1: 10,24‰, PZAp2: 10,23‰, PZBp1: 11,94‰, PZBp2: 11,83‰) en comparación a las zonas boscosas (BNZA: 6,94‰, BNZB: 8,92‰) (Tabla 12).

Para las dos (2) profundidades evaluadas para $\delta^{15}\text{N}$ en los distintos usos del suelo, se encontraron diferencias significativas (Figura 12).

En estudios de Carvajal (2008) no se encontraron diferencias significativas para la abundancia natural de $\delta^{13}\text{C}$, entre las zonas de muestreo, que se encontraban en altitudes diferentes.

Sisti *et al.* (2004) citados por Carvajal (2008) afirman que la MOS en las partes más bajas está más humificada, lo que hace que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ sean menos negativos a medida que se profundiza en el perfil.

La variación en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ del suelo y su evolución en el tiempo son controladas principalmente por los aportes de C de la vegetación y secundariamente por procesos de descomposición biológicos (Nadelhoffer & Fry, 1988; Garten *et al.*, 2000, citados por Bai *et al.*, 2012).

Tabla 12. Abundancia de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ para las distintas coberturas vegetales evaluadas

Identificación	Cobertura	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
		(‰)	
BNZA	Bosque	-26,09b	6,94d
BNZB		-25,97b	8,92c
PZAp1	Potrero	-12,01a	10,24b
PZAp2		-11,85a	10,23b
PZBp1		-11,93a	11,94a
PZBp2		-11,85a	11,83a

Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$; Zonas de potreros (**PZAp1**: Potrero Zona Alta pendiente1; **PZAp2**: Potrero Zona Alta Pendiente2; **PZBp1**: Potrero Zona Baja pendiente1; **PZBp2**: Potrero Zona Baja pendiente2), zonas de Bosque natural (**BNZA**: Bosque Natural Zona Alta; **BNZB**: Bosque Natural Zona Baja) (Zona Baja: 2.600 - 2.700 msnm; Zona Alta: 2.701 - 3.000 msnm. Pendiente1: < 25%; Pendiente2: >25%).

Figura 11. $\delta^{13}\text{C}$ en diferentes coberturas vegetales y dos profundidades de muestreo

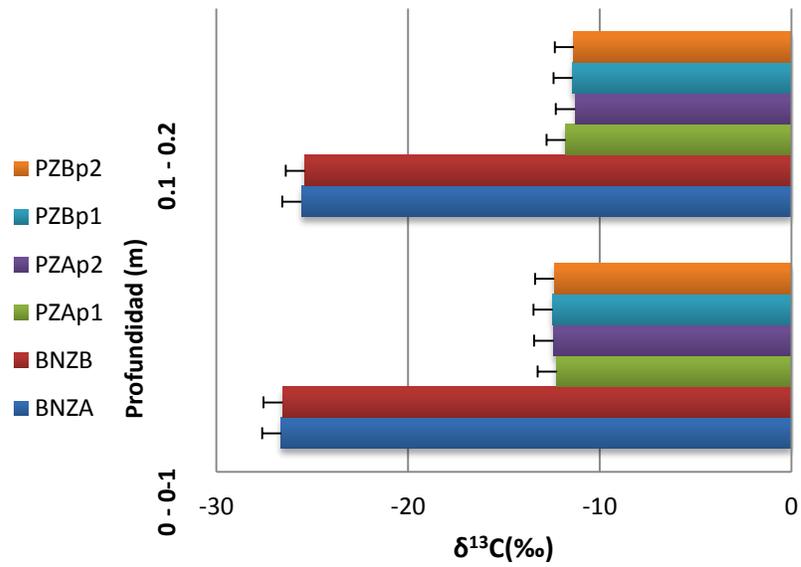
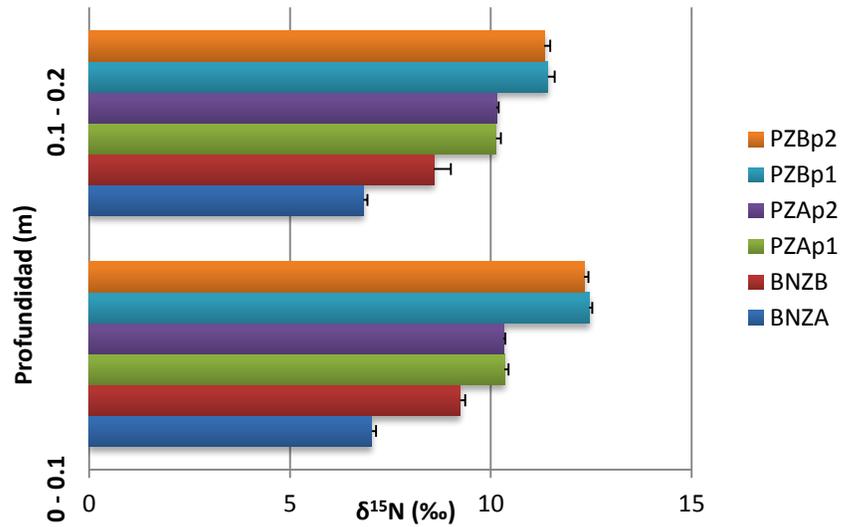


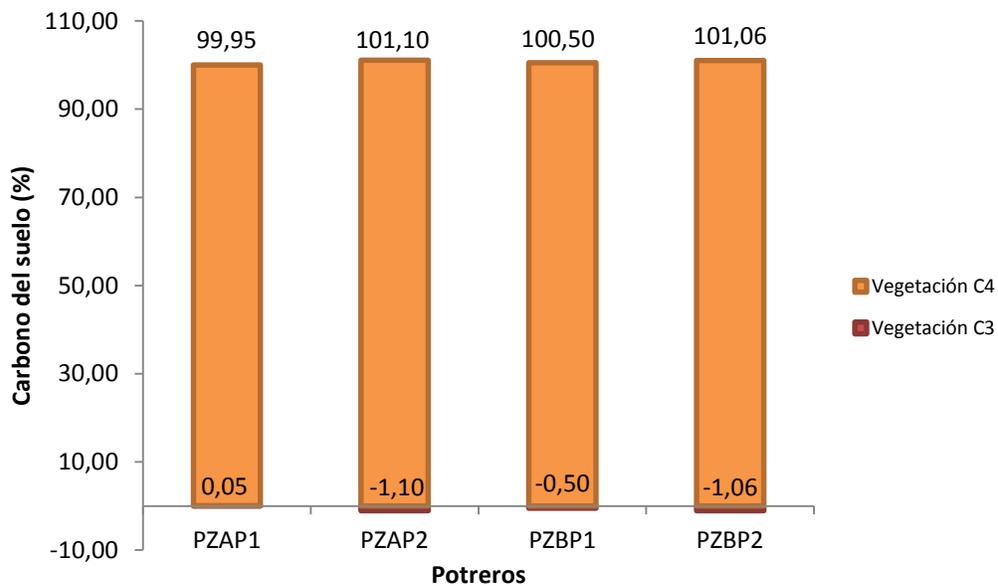
Figura 12. $\delta^{15}\text{N}$ en diferentes coberturas vegetales y dos profundidades de muestreo



3.4.5 Procedencia del Carbono Orgánico almacenado en el suelo

Con base en los valores de almacenamiento de C y las abundancias naturales de $\delta^{13}\text{C}$ encontradas en potreros y bosques se determinó la procedencia del COS almacenado en las zonas de potrero, aplicando las ecuaciones descritas por Fernandes, *et al.*, (2007) y Manfrinato *et al.*, (2001) (*ver metodología*), este calculo mostró el C remanente del Bosque Natural (vegetación C_3) y el C introducido por la vegetación C_4 (pasturas) establecida después del proceso de potrerización (Figura 13).

Figura 13. Porcentaje de Carbono derivado de la pastura (C_4) y remanente del Bosque Natural (C_3) a 0,2m de profundidad



El porcentaje de Carbono derivado o introducido por la pastura (vegetación C_4) en la MO del suelo en las zonas de potreros evaluadas fue, en el PZAp₁: 99,95%, PZAp₂: 100%, PZBp₁: 100%, PZBp₂: 100%, lo que indica que el total del C de la MO que se encuentra en los primeros 0,2 m del perfil de suelo ha sido introducido por las especies C_4 , y que el pool de C de la vegetación C_3 que existió antes de la expansión agrícola o potrerización, fue reemplazado en su totalidad; lo que significa que el 100% del C almacenado en los primeros 0.2 m del perfil del suelo de las áreas convertidas en pastizales es oriundo de las mismas pasturas.

Dalal *et al.*, (2013), determinaron que las pérdidas del COS derivado de plantas C₃ estaban casi equilibradas por el secuestro de C de plantas C₄, después del cambio de uso de suelo, de vegetación nativa a pasto buffel *Cenchrus ciliaris* cv. Biloela; después de 23 años, el COS en un 34-45% fue reemplazado por C aportado por pastizales de *Cenchrus ciliaris* cv. Biloela (C₄).

Carvajal (2008), encontró que en altitudes de 1.450 – 1.600 msnm el %C total promedio varió entre 5.57 y 6.81%, y la mayor proporción fue derivada de la vegetación C₃. Los altos porcentajes de C derivado de plantas C₃ en pastizales establecidos por muchos años, comparado con relictos de selva de la misma zona alta, con C proveniente de vegetación C₄, indica que el depósito de carbono de la vegetación C₃ es recalcitrante, mientras que el correspondiente a vegetación C₄ posee tasas de retorno relativamente rápidas (Lemenih *et al.*, 2005, citado por Carvajal, 2008).

En las zonas donde la vegetación ha cambiado de un tipo de vía fotosintética a otra, ejemplo, C₃ a C₄, o viceversa, el COS refleja una combinación de elementos tanto de la vegetación pasada y actual, la señal isotópica de la vegetación original que persiste en la reservas de COS depende de la tasa de rotación del COS en el ecosistema (Nadelhoffer & Fry, 1988; Garten *et al.*, 2000, citados por Bai *et al.*, 2012).

3.5 Gases de Efecto Invernadero en zonas de Bosque Natural y Potreros

3.5.1 Flujos Acumulados de GEI

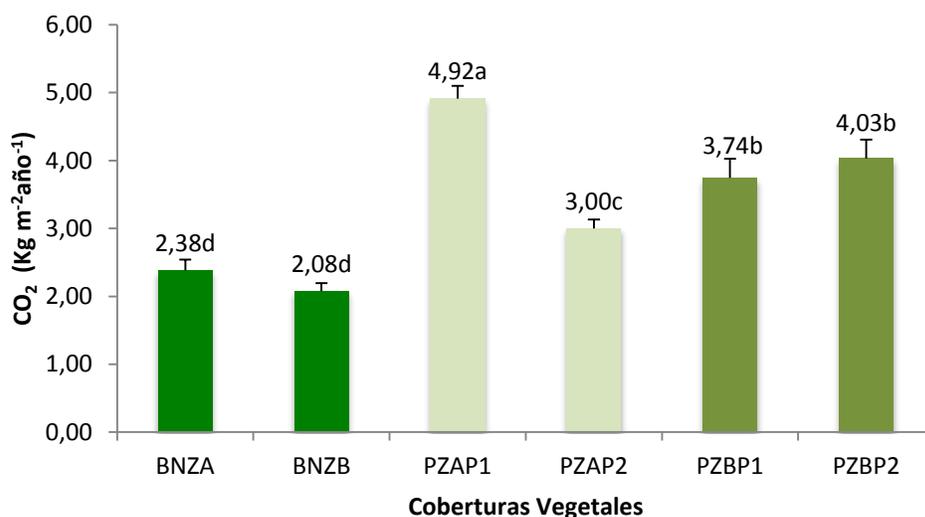
A continuación se muestran los flujos acumulados de emisiones de GEI, Dióxido de Carbono (CO₂), Metano (CH₄) y Oxido Nitroso (N₂O) para las coberturas vegetales evaluadas: BNZA, BNZB, PZAp1, PZAp2, PZAp1 y PZBp2.

Es importante destacar que los valores negativos representan flujos netos desde la atmosfera al suelo (secuestro o captura) y los valores positivos indican una emisión neta del suelo hacia la atmósfera (CORPOICA *et al.*, 2011)

El comportamiento del CO₂ mostró que los bosques tienen menores emisiones (BNZA: 2,38 Kg m⁻² año⁻¹, BNZB: 2,08 Kg m⁻² año⁻¹) en comparación a los potreros; se evidenció

que existen diferencias significativas entre las coberturas vegetales (bosque natural y potreros); estadísticamente no hubo efecto de la pendiente sobre las emisiones de CO₂ en las zonas bajas de los potreros (PZBp1: 3,74 Kg m⁻² año⁻¹, PZBp2: 4,03 Kg m⁻² año⁻¹), pero sí para los potreros de la zona alta (PZAp1: 4,92 Kg m⁻² año⁻¹, PZAp2: 3,00 Kg m⁻² año⁻¹), entre los bosque no se evidenciaron diferencias entre sus promedios, (Figura 14).

Figura 14. Flujos acumulados promedios de CO₂ en zonas de bosque natural y potreros



Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$

Las emisiones de CO₂ desde el suelo, están relacionadas con la respiración del suelo, incluyendo la respiración microbiana, de las raíces y de la fauna, principalmente en los primeros centímetros, donde se ubica la actividad de las raíces y de los organismos edáficos (Ferreira, 2008).

Otra variable que tiene gran influencia en las emisiones de CO₂, mencionada por Guntiñas, (2009) es la calidad de la MO, puesto que, no toda la MO del suelo es susceptible de ser mineralizada a la misma velocidad.

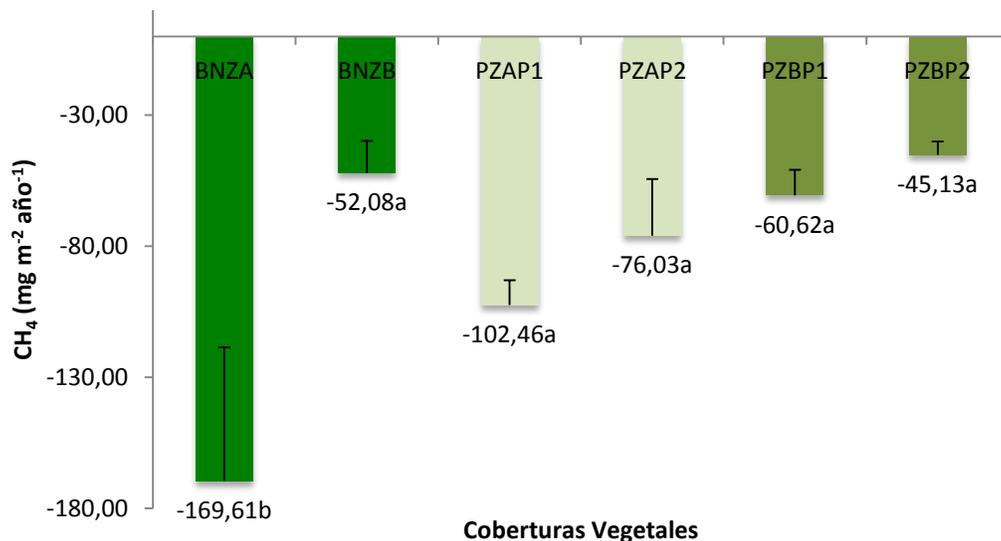
Robert (1966), citado por Guntiñas (2009) menciona que la MO del suelo es un factor determinante de la actividad biológica del suelo, por lo que se puede decir que la sensibilidad del C del suelo a la temperatura influye en la cantidad de CO₂ que puede

emitir dicho suelo; esta inferencia podría explicar los flujos positivos de CO₂ más altos en las zonas de potreros en comparación a los bosques, debido a que el efecto de la radicación solar sobre las pasturas y el suelo, aumenta la temperatura sobre la superficie, favoreciendo así la respiración a nivel foliar y edáfica.

Numerosos estudios experimentales demuestran que la temperatura incrementa la descomposición del COS, lo que daría lugar al incremento de las emisiones de CO₂ de los suelos, proveniente de la respiración microbiana (Gresi, 1992, citado por Guntiñas (2009).

Para el caso del CH₄, se observó que ambas coberturas vegetales (bosques naturales y potreros), se comportaron como sumideros de CH₄, al no presentarse flujos positivos de este GEI hacia la atmósfera, lo que significa que no existen pérdidas de C, por esta vía. Estadísticamente el BNZA se diferenció de las otras coberturas vegetales, siendo esta área la de mayor capacidad de captura o sumidero de CH₄, -169,61 mg m⁻² año⁻¹ (Figura 15).

Figura 15. Flujos acumulados promedios de CH₄ en zonas de bosque natural y potreros



Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$

En un estudio realizado por Carvajal (2008) se encontró, que en sitios con coberturas de relictos de selva, guadual y cultivo de café se consumió CH_4 , indicando que posiblemente en estos usos de suelo, las bacterias metanotróficas oxidaron el CH_4 antes de que saliera del suelo, contribuyendo con la disminución de sus concentraciones en la atmósfera.

La formación de CH_4 , en general, se controla y se ve afectada principalmente por las concentraciones de oxígeno y aceptores de electrones alternativos (por ejemplo NO_3^- , NO_2^- , Fe_3^+), la temperatura y la cantidad y tipo de MO, que a su vez están todos regulados por factores físicos (como el nivel freático), la biota edáfica y las plantas (Bodelier *et al.*, 2014).

Los suelos aeróbicos o bien aireados son importantes sumideros de CH_4 (Guntiñas, 2009); El consumo del CH_4 atmosférico en suelos bien aireados por acción de los microorganismos edáficos es un proceso que ocurre en todos los ámbitos, independientemente del clima y del uso del suelo (Stuedler *et al.*, 1989, Mosier *et al.*, 1991, Keller *et al.*, 1993, Murdiyarso *et al.*, 1996. Citados por Guntiñas, 2009). El consumo de CH_4 está influenciado por las prácticas agrícolas y la intensificación del uso del suelo tanto en las zonas templadas (Bronson y Mosier, 1993. Citados por Guntiñas, 2009) como en las tropicales (Murdiyarso *et al.*, 1996. Citados por Guntiñas, 2009). Bodelier *et al.*, (2014), indican que la captación de CH_4 del suelo, es claramente dependiente de la diversidad de microorganismos que realizan la oxidación aeróbica del CH_4 .

Los suelos (bosques, praderas, agrícolas) pueden ser una fuente, así como sumidero de CH_4 atmosférico, esta tendencia depende en gran medida de una serie de parámetros físicos del suelo (humedad, pH, CO, nutrientes, etc) que son directa o indirectamente influenciados por las plantas (Bodelier *et al.*, 2014).

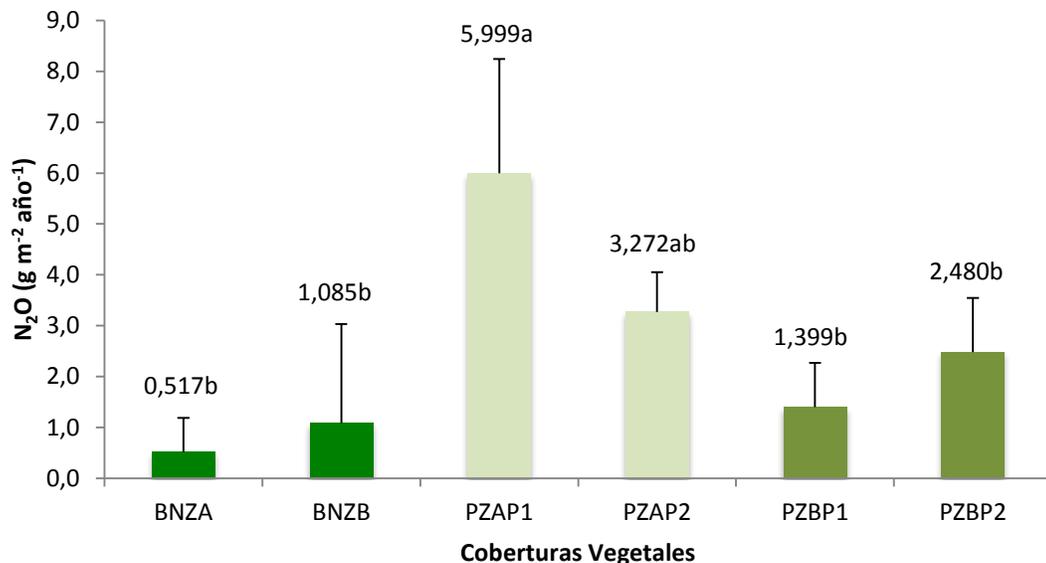
Estudios hechos por CORPOICA *et al.*, (2011), mostraron que suelos cultivados con *P. clandestinum* se comportaron como emisores de CH_4 , con un flujo constante de $0,2549 \text{ g m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ y que cultivos de solo Lotus *Lotus uliginosus*, y asociación de *L. uliginosus* con *P. clandestinum* fueron sumideros de CH_4 con flujos entre $(-0.1908 \text{ g m}^{-2} \text{ min}^{-1})$ y $(-0.1177 \text{ g m}^{-2} \text{ min}^{-1})$ y entre $(-0.0076 \text{ g m}^{-2} \text{ min}^{-1})$ y $(-0.1239 \text{ g m}^{-2} \text{ min}^{-1})$ respectivamente.

Las emisiones de N_2O de los bosques y los potreros, mostraron que ambas coberturas tuvieron flujos positivos (emisiones) de este GEI; los potreros de la zona alta presentaron

un mayor flujo neto de pérdida de Nitrógeno en forma de N_2O (5,99 y 3,27 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$ PZAp1 y PZAp2, respectivamente), contrario a los bosques que tienen una tendencia de menor emisión (0,517 y 1,085 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$, BNZA y BNZB, respectivamente) (Figura 16). Estadísticamente no existieron diferencias significativas entre los bosques naturales y los potreros de la zona baja.

La mayor emisión del PZAp1 se podría relacionar con que, debido a la topografía del área (porcentaje de pendiente menor a 25), los animales lo seleccionan como sesteadero, conllevando a la deposición de excretas y orina de los bovinos, en estas zonas.

Figura 16. Flujos acumulados promedios de N_2O en zonas de bosque natural y potreros



Medias con la misma letra no presentan diferencias significativas $P < 0.05$

De acuerdo con Berger (2001), los sitios de descanso de los animales son áreas que presentan una gran compactación del suelo y reciben importantes cantidades de heces y orina, y por lo tanto de N, por lo que pueden ser considerados como “hot spots” de emisiones de N_2O . Por otro lado, Flécharde *et al.* (2007) citados por Soussana *et al.*, (2014) demostraron que la mayor parte de las emisiones de N_2O procedentes de los

suelos bajo sistemas de pastizales, ocurrieron en puntos o zonas específicas, asociadas con parches de orina o, en momentos específicos como la fertilización con N o estiércol.

En las pasturas destinadas al pastoreo animal (principalmente en sistemas de producción intensivo) se producen importantes emisiones de N_2O (Oenema *et al.*, 1997; Saggarr *et al.*, 2004; Hyde *et al.*, 2006; Carter, 2007, citados por Berger, 2011) debido a que los animales devuelven al suelo altas concentraciones de N y C disponible mediante la excreción (Saggarr *et al.*, 2004; van Groenigen *et al.*, 2005, citados por Berger, 2011).

Las emisiones de N_2O en los pastizales se deben a la rápida absorción de NH_4^+ y NO_3^- por parte de los microorganismos (Personeni & Loiseau, 2005, citados por Soussana *et al.*, 2014) y por las raíces (Maire *et al.*, 2009, citados por Soussana *et al.*, 2014).

Ferreira (2008) menciona que los suelos son fuentes naturales de N_2O , y que los factores que influyen sobre los niveles de emisión de N_2O , están relacionados al ciclo del N, como la aplicación de fertilizantes nitrogenados, los procesos de descomposición de la MO en el suelo y otro aspecto muy importante, el contenido del agua en el suelo, el cual determina la actividad microbiana y los procesos de nitrificación y desnitrificación, que dan como resultado la producción de N_2O .

Guntiñas (2009) expone que la conversión de los bosques tropicales a pastos y cultivos agrícolas acelera el ciclaje del C y del N edáficos, y genera un incremento de las emisiones de N_2O a corto plazo. Keller *et al.* (1993) citados por Guntiñas (2009), encontraron que después de la conversión de un bosque a pastizales, las emisiones de N_2O fueron disminuyendo paulatinamente, aunque tardaron en alcanzar de 10 a 20 años el nivel basal característico del bosque.

El tipo de estructura edáfica, el contenido en agua, la temperatura, las poblaciones microbianas presentes, así como las fuentes lábiles de C son parámetros que afectan al balance entre la emisión atmosférica de N_2O y su transformación en N_2 (Guntiñas, 2009).

Firestone & Davidson (1989), citados por Guntiñas (2009) han considerado que es la interacción entre las variables: contenido de agua del suelo, que regularía el aporte de oxígeno, la temperatura quienes regulan la cantidad y velocidad de formación de los productos finales de las reacciones implicadas, ya que la mayoría de los microorganismos edáficos tienen un rango de temperaturas dentro del cual las

velocidades de reacción son óptimas, la concentración de NH_4^+ o NO_3^- en el suelo, al ser estos los sustratos que regulan las velocidades de reacción y, en el caso de la desnitrificación, regulan la relación $\text{N}_2\text{O}:\text{N}_2$, las fuentes de C orgánico, ya que actuarían como limitantes de la actividad microbiana, y el pH, ya que controla tanto la nitrificación como la desnitrificación y, por tanto, influiría en la relación entre $\text{N}_2\text{O}:\text{N}_2$ (Robertson, 1989; Frohling *et al.*, 1998. Citados por Guntiñas, 2009).

3.6 Análisis de correlación canónica entre las variables

Al realizar el análisis de correlaciones canónicas entre los grupos de variables físicoquímicas, biológicas y de flujos de GEI, se encontraron algunas relaciones entre ellas.

Se encontraron correlaciones directas y relaciones negativas entre las variables físicoquímicas y biológicas (Tabla 13).

El pH tuvo una relación inversamente proporcional con las variables relacionadas con la abundancia natural de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, y el almacenamiento de C, este último resultado concuerda con lo encontrado con Manfrinato *et al.* (2001), quienes hallaron una relación negativa entre C y pH (-0,19). Aguilera, (2000) citado por Martínez *et al.*, (2008) indica que los contenidos de MOS o C afectan el pH, debido a los diversos grupos activos que aportan grados de acidez, a las bases de cambio y al contenido de N presente en los residuos orgánicos aportados al suelo.

En suelos donde los contenidos de C son altos, el pH disminuye por el aumento en la presión parcial de CO_2 en la atmósfera del suelo; el CO_2 de la atmósfera se combina con agua y forma ácido carbónico, que al disociarse genera H^+ que acidifica el suelo (Carrasco, 1992, citado por Martínez *et al.*, 2008).

Aquellas variables que afectaron positivamente los contenidos de MO en el suelo son, de acuerdo al coeficiente de correlación: %C (0.99), %N (0.91), stock de C (0.75), stock de N (0.67), $\delta^{13}\text{C}$ (0.67), CIC (0.61). Los resultados obtenidos, sugieren relaciones positivas de la MO con variables relacionadas con el C y el N; de igual modo, se evidencian

correlaciones entre el C y N ($r = 0.90$), lo que indica que existe una estrecha relación entre ambos elementos (C y N) de tal manera, que la presencia de uno favorece la captura o almacenamiento del otro.

Carvajal (2008) encontró, que los porcentajes y almacenamientos de C y N estuvieron altamente correlacionados, lo anterior se pudo haber presentado según el mismo autor, porque la disponibilidad de N regula el crecimiento de las plantas y por consiguiente la fijación de C. Estudios de Manfrinato *et al.* (2001), encontraron correlaciones entre el C y N de 0,96.

La CIC tuvo relaciones positivas con la MO, los %C y %N e inversa con la densidad aparente, lo anterior, evidencia que a medida que los contenidos de MO, C y N son altos, se pueden esperar valores altos de CIC; la relación negativa entre CIC y la densidad aparente, se puede asociar con que en los suelos con alta densidad, los contenidos de MO son bajos, lo que afectaría directamente la capacidad de intercambio de cationes. De acuerdo con Sierra (2011) la MO está estrechamente ligada con la naturaleza química del suelo, ya que esta es una gran fuente de N y otros minerales esenciales.

En relación al $\delta^{13}C$, se encontró que esta afectado con variables relacionadas con el C y el N; para explicar lo anterior se encontró que la variación en los valores $\delta^{13}C$ del suelo y su evolución en el tiempo son controladas principalmente por los aportes de C de la vegetación y secundariamente por procesos de descomposición biológicos (Nadelhoffer & Fry, 1988; Garten *et al.*, 2000, citados por Bai *et al.*, 2012). Manfrinato *et al.* (2001), encontraron correlaciones entre el C y $\delta^{13}C$ iguales a -0,250.

La relación entre la C:N y las UFC (0.68), indica que existe una alta relación entre el índice (C:N) y la actividad biológica del suelo; cuando la proporción de C es alta (lo que se traduce en una relación alta de C:N), conlleva a que el C en abundancia cause proliferación de microorganismos en el suelo que descomponen los materiales carbónicos, tomando todo el N del suelo y fijándolo en sus cuerpos (Sierra, 2011). Los microorganismos tienden a inmovilizar el N cuando las relaciones C:N son altas, por el contrario cuando esta relación es baja el N, el exceso de este elemento sobre el C, conlleva a que los microorganismos utilicen todo C (energía) y por lo tanto el N se pierda por volatilización, principalmente (Muñoz, 2004).

Tabla 13. Correlaciones entre variables fisicoquímicas y biológicas del suelo.

Variables	pH	MO	CIC	%C	$\delta^{13}\text{C}$	StockC	%N	StockN	$\delta^{15}\text{N}$	CN	DensA	Poros	UFC
pH	1.000												
MO	-0.3334	1.000											
CIC	-0.2536	0.6088	1.000										
%C	-0.3247	0.9952	0.5886	1.000									
$\delta^{13}\text{C}$	-0.5987	0.6673	0.2520	0.6563	1.000								
StockC	-0.4939	0.7499	0.3315	0.7420	0.7947	1.000							
%N	-0.3319	0.9106	0.5028	0.9017	0.7667	0.7445	1.000						
StockN	-0.3150	0.6742	0.3905	0.6796	0.6936	0.7848	0.7381	1.000					
$\delta^{15}\text{N}$	-0.4749	0.4387	-0.0400	0.4466	0.8182	0.5853	0.5565	0.5962	1.000				
CN	0.2705	-0.5690	-0.2348	-0.5480	-0.7271	-0.5675	-0.8516	-0.5920	-0.5934	1.000			
DensA	-0.3874	-0.5308	-0.6345	-0.5338	-0.1530	0.1334	-0.5233	-0.2988	0.1692	0.3082	1.000		
Poros	0.3941	-0.3328	-0.0693	-0.3192	-0.6291	-0.8154	-0.3555	-0.5011	-0.4357	0.3135	-0.8499	1.000	
UFC	0.2581	-0.4791	-0.0516	-0.4284	-0.5376	-0.5830	-0.6101	-0.3971	-0.4314	0.6815	-0.4145	0.3935	1.000

La correlación de la porosidad y las UFC fue de 0.39; diferentes autores indican que la porosidad se correlaciona con la actividad microbiana aeróbica y anaeróbica, y con los procesos asociados a la respiración, la mineralización y la desnitrificación (Franzluebbers, 1999; Magid *et al.*, 1999;.. Schimel *et al.*, 1999; Skopp *et al.*, 1990, citados por Harrison-Kirk *et al.*, 2013). Harrison-Kirk *et al.*, (2013) observaron una relación lineal positiva de 0,54 entre el contenido de COS y la porosidad.

La densidad aparente presentó una relación inversa con la porosidad total de -0.85, Jensen *et al.* (1996) citados por Ferreira (2008), señalan que la compactación del suelo provoca una reducción de la macroporosidad, porosidad total y de la superficie para el movimiento de los gases y el agua, lo cual también reduce la tasa de intercambio de gases.

Referente a la variable de UFC de microorganismos FBN de vida libre, se encontraron relaciones positivas con C:N (0.68) y la porosidad total del suelo (0.40); por lo contrario relaciones inversas moderadas a altas con %N (-0.61), stock de C (-0.58), $\delta^{13}\text{C}$ (-0.54), %C (-0.43), densidad aparente (-0.41), entre otras; Gómez (2011) encontró correlaciones entre las BFN y las siguientes variables: densidad aparente de -0,25, % Carbono: -0.19, %Nitrógeno: -0.18.

Diferentes autores indican que la fijación microbiana de N_2 , tiene una relación inversa con los contenidos de N, pues una deficiencia estimula la FBN o por el contrario un exceso inhibe la actividad de la nitrogenasa (Rózycki *et al.* 1999, citados por Mantilla *et al.*, 2009).

Por otro lado, al correlacionar los flujos de GEI con las variables físicoquímicas y biológicas del suelo, se observaron correlaciones moderadas (0,4 – 0,6) a altas (0,6 – 0,8) del CO_2 , CH_4 y N_2O , principalmente con las variables físicas y químicas (Tabla 14).

Tabla 14. Correlaciones entre variables medidas en el suelo y los Flujos de GEI

Variables	CO₂	CH₄	N₂O
pH	-0.5390	0.1601	-0.1064
MO	0.4225	0.1252	0.4351
CIC	0.1541	-0.3218	0.1810
%C	0.4177	0.1425	0.4389
δ¹³C	0.8075	0.3885	0.5513
StockC	0.5804	0.1802	0.4233
%N	0.4512	0.2676	0.4437
StockN	0.3731	0.3100	0.3125
δ¹⁵N	0.6124	0.6973	0.2380
CN	-0.4254	-0.3982	-0.3580
DensA	0.4127	0.5594	0.1307
PorosTotal	-0.5311	-0.6191	-0.2878
UFC	-0.3509	-0.2995	-0.2137

Al relacionar el CO₂ con las propiedades físicoquímicas y biológicas del suelo, se evidenciaron correlaciones positivas con las siguientes variables, MO, %C, δ¹³C, StockC, %N, δ¹⁵N, densidad aparente; y relaciones negativas con pH, C:N y porosidad total.

Velasco *et al.*, (2004) indican que existe una correlación alta entre los GEI y los contenidos de MO, debido a que la producción de CO₂ y demás gases es el resultado de los procesos de la descomposición o mineralización de la MO.

Gaucher (1971) citado por CORPOICA *et al.*, (2011) estableció relaciones entre las emisiones de CO₂ y el pH del suelo; la correlación se debe a que el pH actúa sobre las proporciones relativas del CO₂ libre y de CO₂ compuesto. Se afirma que pH ácidos entre 5 a 6 mantienen una elevada proporción de CO₂ libre, a diferencia de pH alcalinos que favorecen la fijación de CO₂ combinado y disuelto.

En un estudio desarrollado por Harrison-Kirk *et al.*, (2013) demostraron que el contenido de COS y la textura son factores importantes que afectan la producción de CO₂ y N₂O, ellos evidenciaron relaciones positivas o directamente proporcionales entre las variables;

para el caso de CO₂, el flujo aumentó cuando se incrementó el contenido de COS, obteniéndose una correlación de 0,96 (<0,001).

Para el caso de CH₄ se encontraron correlaciones positivas con δ¹⁵N y densidad aparente, y relaciones inversas con C:N y porosidad total.

Según Rondón (2000), citado por Ferreira (2008), la compactación o la alta densidad en el suelo, tiene un importante efecto en la reducción de las tasas de almacenamiento de CH₄ y pueden convertir un suelo, de sumidero a fuente o emisor de CH₄ hacia la atmósfera. Además que los suelos compactados pueden incrementar las emisiones de N₂O (Ball *et al.* 1999, citado por Ferreira 2008).

La emisión de CH₄, es el resultado en gran medida de la descomposición anaerobia de la MO ocasionada por las bacterias metanogénicas (Velasco *et al.*, 2004), por lo tanto ambientes poco aireados o con baja porosidad favorecen la producción de este GEI.

En relación al N₂O las variables correlacionadas fueron MO, %C, δ¹³C, stock de C y %N, todas se relacionaron positivamente.

Investigaciones de Harrison-Kirk *et al.*, (2013), encontraron que las emisiones de N₂O se acrecentaron con el aumento en el contenido de COS, evidenciando efectos mayores en suelos franco arcillosos que para suelos franco limosos.

Diferentes autores señalan que la disponibilidad de C y de N son factores determinantes de las emisiones de N₂O; en particular de compuestos orgánicos lábiles (Davidson, 1991; Oenema *et al.*, 1997; Machefert *et al.*, 2002; van Groenigen *et al.* 2005; Machefert *et al.*, 2002, citados por Berger, 2011). Taboada (2011) también menciona que los factores que afectan en forma directa a la tasa de emisión de N₂O son entre otros, los contenidos de C y N en el sustrato sobre el que actúan los microorganismos nitrificadores y desnitrificadores. Velthof *et al.* (1996), citado por Berger, (2011) observaron baja relación entre la emisión de N₂O y el contenido de NH₄⁺ NO₃⁻ y C del suelo.

La compactación también es una variable determinante en los flujos positivos de N₂O; en esta investigación se evidenció una correlación inversa de -0.29 entre el flujo de N₂O y la porosidad. Varios autores sugieren que los suelos mal drenados presentan mayores emisiones de N₂O que los de buen drenaje (de Klein *et al.*, 2003; Oenema *et al.*, 2005,

citados por Berger, 2011). La compactación del suelo afecta las transformaciones del N con la subsecuente liberación de N_2O , debido a que produce cambios en las propiedades físicas que afectan a la difusión de oxígeno del suelo; estas pérdidas gaseosas de N debido a la compactación del suelo, pueden duplicarse (Douglas & Crawford, 1993, citados por Berger, 2011), o más (cinco a ocho veces más) (van Groenigen *et al.*, 2005, citados por Berger, 2011).

3.7 Alternativas tecnológicas sostenibles

Con base en los resultados obtenidos, y a las características del agroecosistema altoandino estudiado, a continuación se proponen alternativas tecnológicas de manejo, encaminadas a la implementación de prácticas y/o actividades que potencialicen el secuestro de C en el agroecosistema, y así le permitan al sistema productivo encaminarse a procesos de reconversión, mediante un manejo más sostenible, en pro de aspectos productivos, ambientales y socioeconómicos.

La formulación de las alternativas considera también el conflicto de uso actual encontrado en el predio, y por otro lado, se tiene en cuenta que el agroecosistema hace parte de la zona con función amortiguadora del páramo Pan de Azúcar, convirtiéndolo en una zona de gran importancia, en la cual se deben iniciar procesos de conservación y de promoción de modelos sostenibles de producción agropecuaria (PNN, 2006), en las cuales los productores tengan la oportunidad de realizar actividades económicas y culturales compatibles en la preservación de los recursos naturales (CARDER y CIPAV, 2003).

A continuación se listan las alternativas tecnológicas de manejo propuestos para el agroecosistema altoandino, con el objeto de hacer un uso más racional y sostenible de los componentes bióticos y abióticos del ecosistema, principalmente el suelo, y así potenciar el secuestro de C edáfico:

3.7.1 Sistemas agroforestales

Los sistemas agroforestales, dentro de los que se ubican los silvopastoriles, los árboles dispersos en potreros, los bancos de forrajes, las cercas vivas, los corredores biológicos, ofrecen una amplia oferta de opciones para hacer una ganadería más amigable con la diversidad biológica y el manejo de suelos y aguas (Galindo *et al.*, 2003); puesto que aumentan la diversidad dentro de las áreas de potreros y crean multiestratificación con diferentes especies vegetales que aportan biomasa, y además optimizan la circulación de nutrientes, disminuyen el impacto directo de la radiación solar sobre la superficie del suelo.

La inclusión de árboles en los sistemas ganaderos del trópico alto o altoandinos tiene múltiples beneficios ambientales y productivos: ayuda a contrarrestar los efectos negativos de las heladas y las sequías; ayuda a reducir los costos de producción; mejora el desempeño productivo de los animales (Giraldo *et al.* 2012); diversifica el agroecosistema, optimizan el ciclaje de nutrientes; y tienen el potencial para restaurar las tierras degradadas, mantener la fertilidad del suelo y mitigar las emisiones de CO₂ a la atmósfera (Oelbermann *et al.*, 2004).

Las especies arbóreas nativas y forrajeras que pueden utilizar para diseñar diferentes arreglos espaciales (cercas vivas, arboles dispersos en potreros, franjas de arboles en potreros, cortinas rompevientos, bancos forrajeros) en agroecosistemas ganaderos de la región altoandina pueden ser: aliso *Alnus acuminata*, sauco blanco *Sambucus peruviana* (Giraldo *et al.* 2012), roble *Quercus hulboldtii*, cedro *Juglans neotropica*, palma de cera *Ceroxylon quiniense*, arboloco *Montanoa quadrangularis*, encenillo *Weinmannia pubescens*, sietecueros *Tibouchina lepidota*, amarrabollo *Meriania nobilis*, laurel de cera *Myrica pubescens* (CARDER y CIPAV, 2003), y además especies frutales de clima frío.

Los sistemas agroforestales tienen el potencial de secuestrar C (entre 1,5 y 3,5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, con una triplicación de las reservas de C a 70 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, en un periodo de 20 años) de la atmósfera en los árboles y el suelo, manteniendo una productividad sostenible; este potencial en las regiones tropicales es prometedor (Oelbermann *et al.*, 2004). La tasa de secuestro de COS es mayor en suelos de climas fríos y húmedos en comparación con los de climas cálidos y áridos (Lal *et al.*, 2009).

3.7.2 Capacidad de carga ambientalmente sostenible

El equilibrio entre el componente ambiental y productivo, pueden ser logrados a través del manejo de las pasturas bajo el concepto de “pastizales con capacidad de carga ambiental” que es el mecanismo por el cual se maneja una densidad optima, que logra un estado de equilibrio (Lemaire, 2012, citado por Soussana *et al.*, 2014) teniendo en cuenta los recursos disponibles en el agroecosistema - pastizal (CMU, 2014), es decir considera la oferta de todos los componentes asociados al agroecosistema (suelo, agua, clima, vegetación) y la demanda de los herbívoros (Lemaire, 2012, citado por Soussana *et al.*, 2014).

Se puede lograr la intensificación ambientalmente sostenible de la capacidad de carga en los pastizales, mediante el aumento de la productividad primaria neta y la calidad del forraje, el mejoramiento de la eficiencia de conversión alimenticia de los bovinos (a través de la mejora de los planes de manejo de los bovinos, la nutrición y las condiciones sanitarias de los animales), la sustitución de los fertilizantes inorgánicos o de síntesis de N, por la optimización de la Fijación Biológica de Nitrógeno (FBN) y mejoramiento de la eficiencia del reciclaje y/o utilización de las excretas de los animales (bajo modelos de sistemas agropecuarios integrales) (Soussana *et al.*, 2014). Lo anterior, buscando optimizar los flujos de C en doble vía (animal – suelo, suelo – animal), reacomodando los ciclos de C – N, y reduciendo las pérdidas de GEI (Soussana *et al.*, 2014).

Se debe considerar que al aumentar la densidad de población de animales o capacidad de carga en los pastizales, sin considerar los recursos disponibles del agroecosistema, aumenta la presión de pastoreo, lo que conlleva probablemente al deterioro edáfico, disminución del secuestro de C en el suelo y se afecta el balance de GEI (Soussana *et al.*, 2014).

3.7.3 Recuperación de las pasturas

La baja fertilidad de los suelos tropicales, sumado a la aplicación indiscriminada de fertilizantes inorgánicos, resulta en la afectación de la fertilidad de los pastizales, sumando las altas cargas animales que terminan en sobrepastoreo, finaliza en la degradación de las pasturas.

El sobrepastoreo es uno de los principales factores limitantes para el secuestro de C en el suelo y la productividad primaria de los pastizales.

Existen diferentes opciones para recuperar las pasturas, tales como: 1. mejorar el manejo del pastoreo rotacional, a través de la división de áreas grandes en lotes más pequeños. 2. mejorar los planes de manejo de los bovinos en relación a planes sanitarios y bienestar en general. 3. evitar las pérdidas innecesarias de C y N. 4 ajustar la carga animal de acuerdo a la oferta ambiental disponible (componentes bióticos y abióticos). 5. optimizar la FBN en el suelo para acoplar los ciclos de C y N, y disminuir la dependencia de insumos externos, como los fertilizantes (Soussana *et al.*, 2014).

En el corto plazo, la reducción de la carga animal por unidad de área, puede restaurar la productividad de los pastos y de las existencias de COS, al mismo tiempo minimiza las pérdidas de N y de GEI (Soussana *et al.*, 2014).

Al mejorar las pasturas e incluirles árboles (en comparación a pasturas degradadas), existe mayor potencial para el secuestro de C (81.3 y 132.5 t C ha⁻¹). Las pasturas siempre que no se encuentren deterioradas, pueden almacenar altos contenidos de COS, lo que se relaciona con su alta producción de biomasa y con las características de sus sistemas radicales, lo que posibilita mayores deposiciones de MO, contribuyendo directamente al almacenamiento de C en el suelo (Lok *et al.*, 2013).

Por otra parte, el mejoramiento de la rotación de praderas con la ayuda de las cercas eléctricas son una alternativa, que permitiría liberar las áreas críticas de ladera fuertemente onduladas y escarpadas del predio, de baja o mínima productividad, y así iniciar procesos de conservación con modalidades como los aislamientos para la regeneración natural, o aislamientos, con establecimiento de especies propias de las regiones altoandinas (mencionadas anteriormente) (CARDER y CIPAV, 2003).

3.7.4 Asociación gramíneas-leguminosas

Las asociaciones de gramíneas con leguminosas generan beneficios potenciales al ofrecer una producción de forrajes más consistente comparados con monocultivos de gramíneas (Haynes, 1980, citado por Morales, 2013), lograr un mayor control de la erosión y además la fijación de nitrógeno por parte de la leguminosa asociada (Giller &

Cadisich, 1995, citado por Morales, 2013).

La asociación de gramíneas y leguminosas en una relación de 70-50% y 30-50%, respectivamente, se considera un sistema óptimo; esta mezcla mejora la disponibilidad de N en el suelo, lo que resulta en un aumento de la producción primaria neta del forraje, que se refleja en el rendimiento del ganado y la mitigación de las pérdidas de N al medio ambiente, y aumento del almacenamiento de C (Lüscher *et al.*, 2013, citados por Soussana *et al.*, 2004). Lo anterior, debe ir acompañado de la reducción de la aplicación de fertilizantes nitrogenados, mejores planes de pastoreo (Soussana *et al.*, 2014) y carga animal ambientalmente sostenible.

Las leguminosas rastreras tienden a mantener cubierto el suelo y producen altos contenidos de hojarasca (Crespo *et al.* 2005, citados por Lok *et al.*, 2013), lo que unido a su baja relación C:N favorece el reciclado de nutrientes en el suelo. Por otro lado, las leguminosas permiten la recuperación de la fertilidad del suelo, porque mejoran la estructura y el pH, favorecen la biodiversidad de la fauna edáfica; posibilitan una mayor captura de C, en los primeros 0.2 y 0.8 m de profundidad del suelo, duplicando o triplicando los contenidos (Arias *et al.* 2001, citados por Lok *et al.*, 2013).

Lotus uliginosus es una leguminosa tanífera perenne, que ha sido ampliamente estudiada como una alternativa forrajera con potencial para asociación con gramíneas de trópico alto, ya que se ha evidenciado en varios estudios que permite mejorar las condiciones de producción de los sistemas de lechería del Trópico Alto de Colombia. Se ha encontrado que la asociación *P. clandestinum* + *Lotus uliginosus* afectó de manera significativa la producción de leche, incrementando la producción en más de cuatro litros promedio por día, esto en la Sabana de Bogotá, Cundinamarca (Morales, 2013).

El *Lotus uliginosus* produce de 5000 a 11000 kg de MS ha⁻¹ año⁻¹, lo cual indica que el *Lotus* produce 224 kg de N ha⁻¹ año⁻¹, del cual el 80% depende de su fijación biológica, entonces fija 179.2 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Castro y Cárdenas, 2008, citados por Morales, 2013). En general, el *Lotus* presenta valores promedio de fijación de nitrógeno en comparación con otras leguminosas de 90 – 224 kg de N/ha/año (Cardenas, 2003, citado por Morales, 2013).

3.7.5 Labranza de conservación

Varios estudios desarrollados en las últimas décadas han demostrado los beneficios ofrecidos por la labranza de conservación, debido principalmente a la optimización de la disponibilidad de nutrientes en el suelo, producto de la reducción de la oxidación de la MO del suelo, favoreciendo la acumulación de C en el suelo, reduciendo las emisiones de CO₂ a la atmósfera (Carvalho *et al.* 2009, citados por Nunes *et al.*, 2010).

La labranza reducida, el uso de coberturas “*mulch*” acompañado de prácticas agroforestales, puede contribuir a mantener la estructura edáfica, disminuir la erosión, aumentar los niveles de MO, recuperar el equilibrio de las redes tróficas edáficas y de esta manera favorecer el almacenamiento de COS (Guntiñas, 2009), lo que se verá reflejado en la sostenibilidad ambiental y productiva del agroecosistema.

3.7.6 Sistemas productivos integrados

Actualmente, la intensificación de los agroecosistemas se ha visto acompañado de una gran especialización de los sistemas de producción, bajo diseños de monocultivo, que conducen a una fuerte simplificación del uso del suelo a nivel del paisaje; esta especialización excesiva asociada con una producción altamente intensiva, es poco probable que sea sostenible a través del tiempo, dados los impactos ambientales negativos que se generan (Soussana *et al.*, 2014).

Los sistemas agropecuarios integrados ofrecen nuevas posibilidades para minimizar los impactos ambientales, optimizar la productividad y los servicios ecosistémicos agrícolas. (Soussana *et al.*, 2014). La implementación de sistemas agropecuarios integrados en áreas previamente cultivadas, puede ser estratégica para el secuestro de C del suelo, lo que puede contribuir en gran medida a la reducción de CO₂ en la atmósfera (Nunes *et al.*, 2010).

Los sistemas agropecuarios integrados evitarían las externalidades negativas de la agricultura, tales como la pérdida de biodiversidad y el aumento de la huella de C, e impactos negativos sobre el agua y la calidad del suelo (Soussana *et al.*, 2014).

4. Conclusiones y recomendaciones

4.1 Conclusiones

- El cambio de uso del suelo a través del tiempo de bosque natural a potreros, no afectó los contenidos de Materia Orgánica en el suelo; por el contrario la MO aumentó, debido probablemente al tipo de propagación rizomatosa y a la biomasa radical producida por los pastizales con mayor porcentaje de cobertura del pasto kikuyo *Pennisetum clandestinum*.
- Los altos contenidos de MO encontrados en las coberturas de bosques y potreros, pueden explicar, en gran parte, la buena estructura y los valores bajos de densidad aparente y buena porosidad del suelo.
- Las prácticas de manejo actual del agroecosistema ganadero caracterizadas por baja carga animal, reducida aplicación de fertilizantes de síntesis químicas, principalmente nitrogenada y ausencia de quemadas, ha permitido a través del tiempo, que a pesar del cambio del uso del suelo, no se hayan afectado la estructura del suelo y los contenidos de C y N edáfico.
- Se logró evidenciar que el manejo intensivo del suelo que se realiza en los cultivos limpios de cebolla junca, ha afectado de manera negativa, y ha conllevado a la disminución de los contenidos de Carbono y Nitrógeno edáficos.
- La abundancia isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, demuestran que ha existido dinámica del C y N en el suelo, posterior al cambio del uso del suelo, de bosques naturales a potreros, y que el 100% del C edáfico existente en los primeros 0.2m de profundidad del suelo en los potreros ha sido reemplazado por la vegetación C_4 .
- Para ninguna de las dos coberturas vegetales (bosque natural y potreros) hubo flujos positivos (emisiones) de CH_4 , debido a que la conservación de suelos con

buena estructura, sin procesos de compactación en los primeros centímetros del perfil edáfico, no permiten que haya ambientes anaeróbicos que favorezca la producción de este GEI.

- Los resultados encontrados permiten afirmar que hasta el presente no se han generado mayores impactos negativos sobre las propiedades físicoquímicas en el suelo. Sin embargo, es imprescindible tomar medidas proyectivas de corto, mediano y largo plazo, para conservar esta tendencia, mediante la implementación de opciones tecnológicas sostenibles.
- Se evidenció que el 67,82% del área del agroecosistema se encuentra en conflicto por uso inadecuado del suelo, por lo cual es necesario iniciar la implementación de proyectos de reconversión del uso del suelo, tales como: sistemas agroforestales, recuperación de pasturas degradadas, manejo de capacidad de carga ambientalmente sostenible. Todas las opciones anteriores enfocadas en la optimización del secuestro de C en el agroecosistema.
- Para que el cultivo de cebolla sea sostenible en términos del aumento del COS y N en el suelo, se requiere de cambios en los planes de manejo agronómico que actualmente se desarrollan por el productor.

4.2 Recomendaciones

- Considerar la realización de trabajos de investigación en agroecosistemas de ganadería bovina con distintos sistemas de manejo y diferentes condiciones agroecológicas., que permitan evidenciar sus efectos sobre los contenidos de COS, N y la emisión de GEI a través del tiempo.
- Se debe evaluar la emisión de GEI en los cultivos limpios propios de los agroecosistemas altoandinos, para medir su contribución o aporte de estos gases a la atmósfera y agotamiento del COS y N edáfico.
- Evaluar la efectividad de secuestro de C con diferentes alternativas tecnológicas para agroecosistemas altoandinos.

A. Anexo 1: Técnica de la Cámara Cerrada (Closed-Chamber *Technique* o CCT)

1. Instalación de anillos en zonas de muestreo

Al iniciar el estudio, se instalaron los anillos de PVC en zonas de bosque y potreros seleccionados, de acuerdo a los criterios mencionados en la metodología. La parte inferior de los anillos se enterraron 5 cm en el suelo. Al instalar los anillos, se tuvo cuidado para que no se deformara y mantuviese su forma cilíndrica, y evitar al momento de las mediciones tener escapes de aire o gas. Los anillos permanecieron en las zonas de muestreo durante toda la investigación.

2. Toma de muestras de aire

Al momento del muestreo, se colocó la cámara de PVC sobre el anillo previamente instalado. La parte superior de la cámara posee una tapa de goma o septum, por la cual se tomaron las muestras de aire, utilizando una jeringa plástica de 20 ml conectada a una válvula adaptada, para controlar el ingreso y salida de aire. Las cámaras se cerraron herméticamente con una banda de caucho. Para cada cámara se tomaron muestras de aire correspondientes a los tiempos 0, 15, 30 y 45 minutos (considerando la distancia entre cámaras, que permitiera tomar las muestras en los tiempos oportunos), contados a partir de la instalación de la cámara.

Se tomaron 20 ml de aire y se eliminaron 5 ml, luego se inyectó los 15ml en el frasco con vacío.

Se procuró siempre en los muestreos realizados durante los 6 meses, tomar las muestras en la misma secuencia y hora en la cual se muestreo inicialmente cada lugar.

3. Registro de temperatura y muestreo de la humedad del suelo

Las cámaras poseen un segundo agujero con tapa de goma adaptado para ubicar un termómetro digital y tomar la temperatura dentro de la cámara cerrada, cada vez que se toman las muestras de aire. Además, a un lado de cada cámara se tomó una muestra de

suelo para determinar su humedad (muestras secadas en el horno a 105°C por 24 horas).

4. Identificación de las muestras

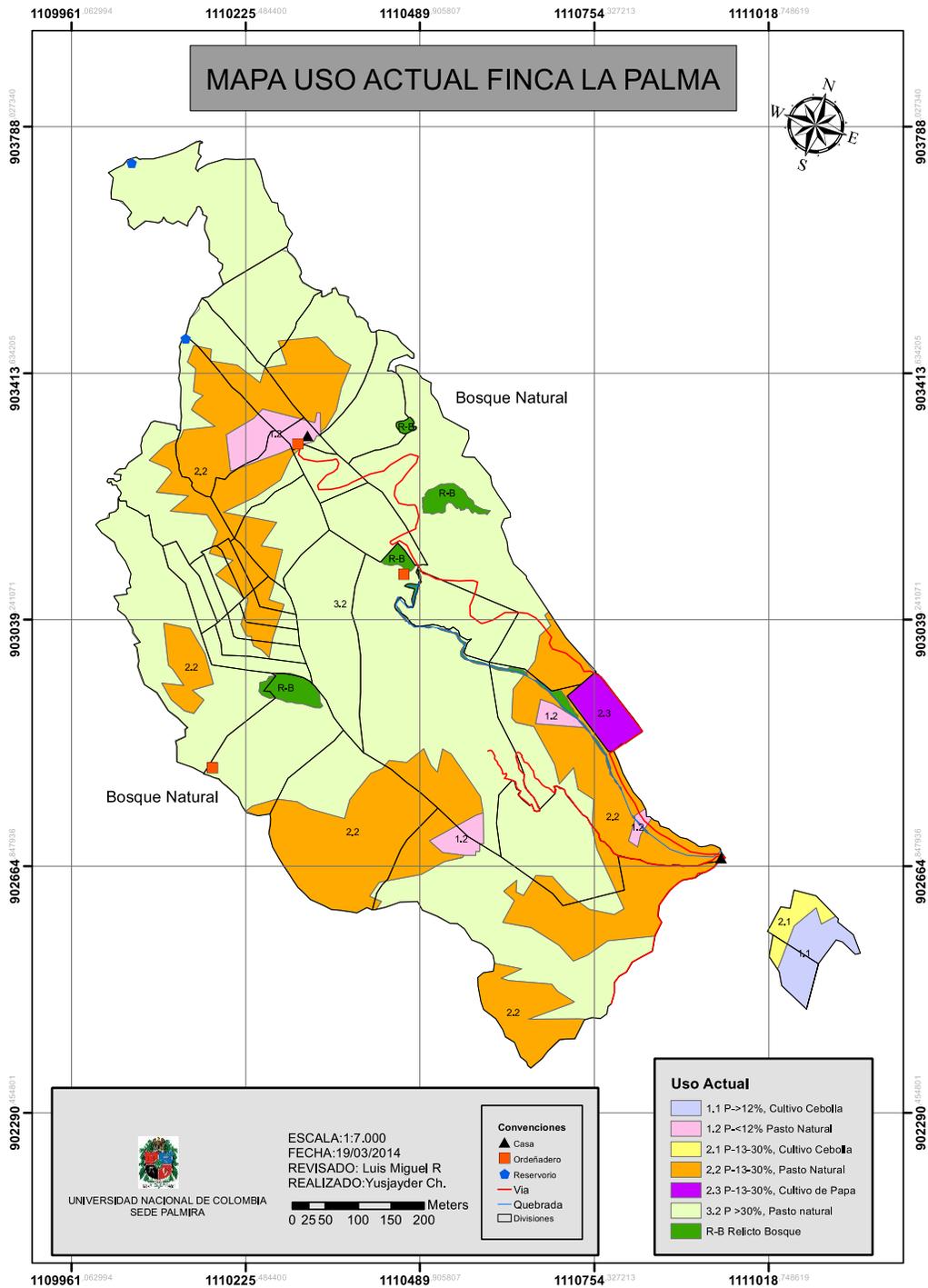
Cada frascos que contenía muestra de aire, se identificó con un código de acuerdo a la cobertura vegetal y altitud, identificación de la cámara (1, 2, 3) tiempo del muestreo (0, 15, 30, 45 minutos), fecha y hora de muestreo.

Estas muestras fueron posteriormente enviadas al laboratorio de CIAT, Laboratorio de Servicios Ambientales.

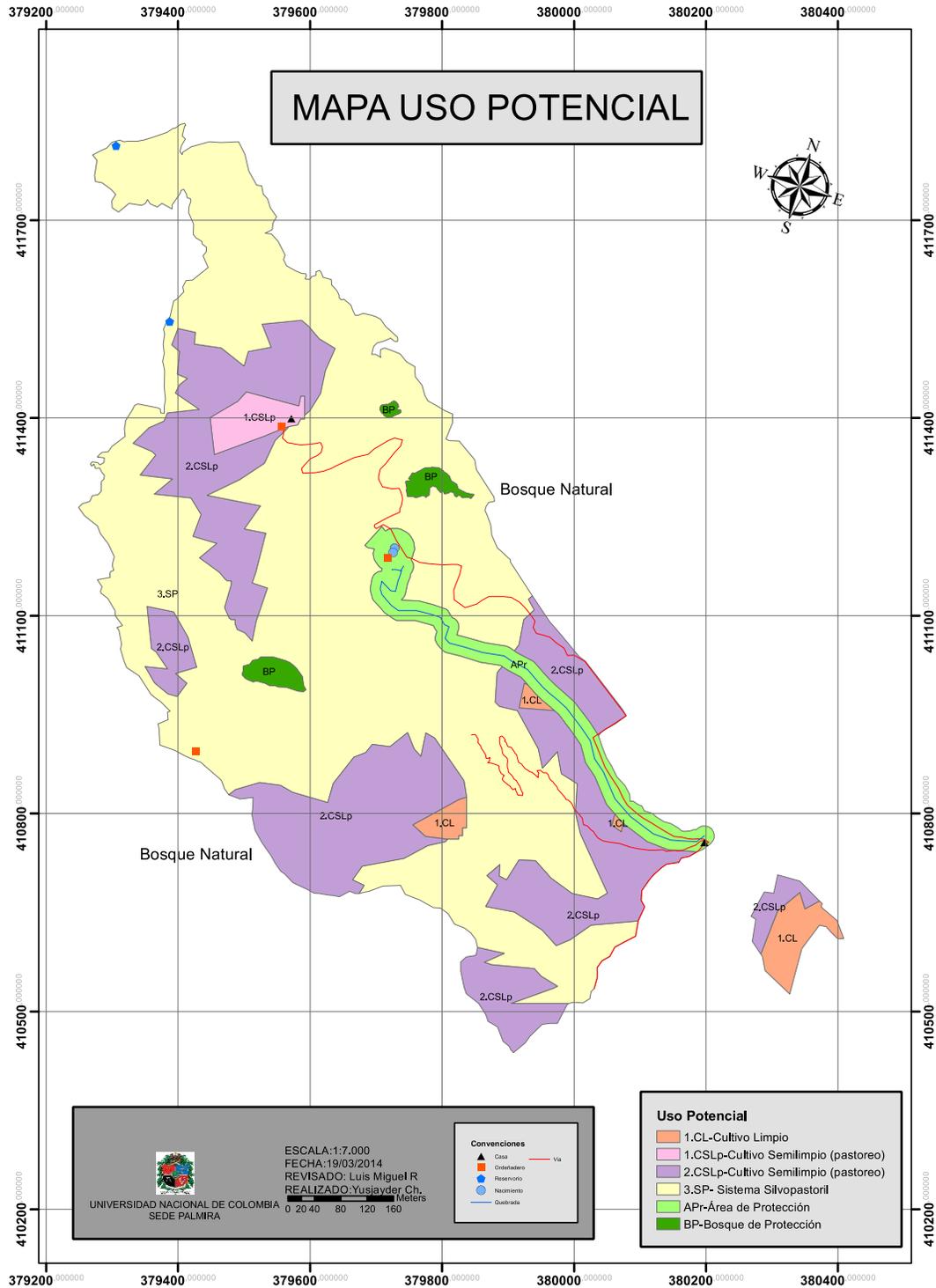


1. Instalación Anillo PVC en campo; 2. Anillo instalado e identificado; 3. Equipo de medición de GEI; 4. Toma de muestras de GEI

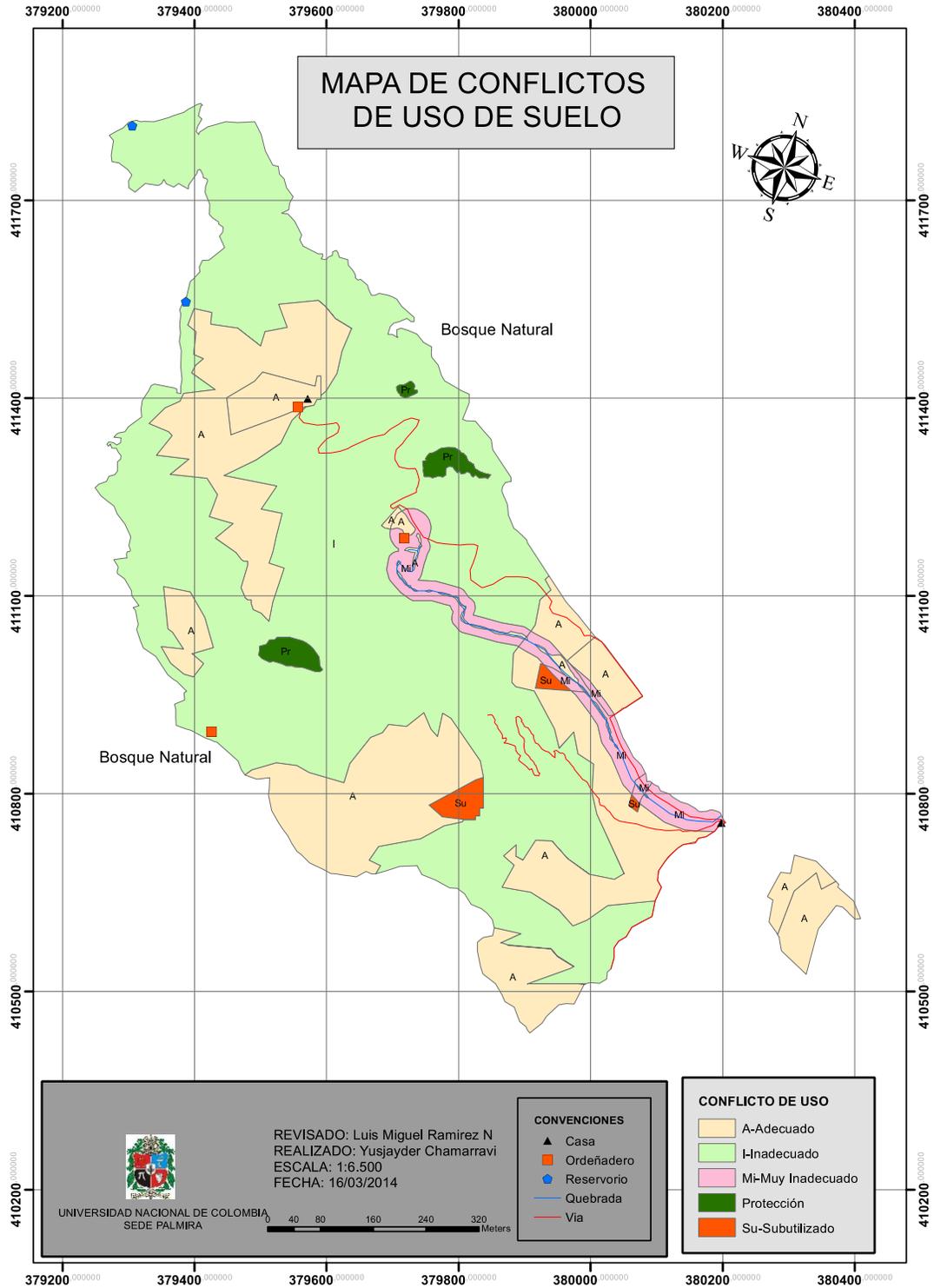
A.Anexo 2: Mapas



Mapa 1. Mapa de Uso actual de la Finca La Palma



Mapa 2. Mapa de Uso Potencial del Suelo de la Finca La Palma



Mapa 3. Mapa de Conflicto de Uso del Suelo de la Finca La Palma

Bibliografía

Alcaldía de El Cerrito. 2013. Nuestro municipio. Información general. Disponible en línea. Consultado: 21 de Julio de 2013. <http://elcerrito-valle.gov.co/nuestromunicipio.shtml?apc=mlxx-1-&m=f>

Arizabaleta, C.E. y Villegas, I.G. 1969. Practicas adoptadas por los cultivadores de cebolla de rama (*Allium fistulosum* L.) en la región de Tenerife – Valle del Cauca. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia. Palmira.

Bai, E., Boutton, T., Liu, F., Wu, B., Hallmark, C., Archer, S. (2012) Spatial variation of soil $\delta^{13}\text{C}$ and its relation to carbon input and soil texture in a subtropical lowland Woodland. *Soil Biology & Biochemistry* 44. Pág. 102-112.

Barton, L., Thamo, T., Engelbrecht, D., Biswas, W. (2014) Does growing grain legumes or applying lime cost effectively lower greenhouse gas emissions from wheat production in a semi-arid climate? *Journal of Cleaner Production* 83. Pág. 194-203.

Berger, L. (2011) Emisiones de Óxido Nitroso producidas por la actividad Ganadera en el Uruguay en condiciones de pastoreo. Informe De Pasantía. Universidad de la República. Facultad de Ciencias. Pág. 1 – 38.

Blasco, M. (1970) Microbiología de suelos, curso. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la OEA. Pág. 126-177. Turrialba, Costa Rica.

Bodelier, P., Steenbergh, A (2014) Interactions between methane and the nitrogen cycle in light of climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 10. Pág. 26–36.

Bohórquez, A., Sanín, D., Silva, N (2012) Estructura y composición arbórea de los Bosques del Diablo (San Felix, Salamina, Caldas), Selva Altoandina de la Cordillera Central Colombiana. *Bol.cient.mus.hist.nat.* 16 (2): 39 - 52.

Buller, L., Bergier, I., Ortega, E., Moraes, A., Bayma-Silva, G., Ribeiro, M (2014) Soil improvement and mitigation of greenhouse gas emissions for integrated crop–livestock systems: Case study assessment in the Pantanal savanna highland, Brazil. *Agricultural Systems*, doi: 10.1016/j.agsy.2014.11.004.

Carmona, J., Bolívar, D., Giraldo, L. (2005) El gas metano en la producción ganadera y alternativas para medir sus emisiones y aminorar su impacto a nivel ambiental y productivo. *Revista Colombiana Ciencias Pecuarias*. Vol. 18:1, Pág. 49 – 63.

CARDER – Corporación Autónoma Regional de Risaralda; Fundación CIPAV (2003) Zona amortiguadora del Parque Nacional Natural Los Nevados Ganadería Sostenibles y Corredores Biológicos. ISBN -9386-26-1. Segunda Edición. Cali, Valle.

Carvajal, A., Feijoo, A., Quintero, H., Rondón M. (2009) Carbono orgánico del suelo en diferentes usos del terreno de paisajes andinos colombianos. *Rev. Cienc. Suelo Nutr. / J. Soil. Sci. Plant Nutr.* 9(3). Pág. 222-235.

Carvajal, A (2008) Relación del Carbono y Nitrógeno del Suelo con usos y coberturas del terreno en Alcalá, Valle del Cauca. Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Ciencias Ambientales.

Chará J., Murgueitio E., Zuluaga A., Giraldo C. (eds) (2011) *Ganadería Colombiana Sostenible. Mainstreaming Biodiversity in Sustainable Cattle Ranching*. Fundación CIPAV. Cali, Colombia. 158p.

Carreira, J.A., Viñebla, B., Blanes, M.C., García-Ruíz, R. (2010). Stable isotopes and changing paradigms on soil nitrogen and carbon biogeochemistry. *Ecosistemas* 19(3) Pág. 14-23.

Cerón, L., Aristizábal, F. (2012) Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. Artículo de revisión. *Rev. Colomb. Biotecnol.* Vol. XIV No. 1 Julio. Pág. 285-295.

CMU, Carnegie Mellon University. Environment at CMU. U.S. Environmental Carrying Capacity Project. Disponible en línea. Consultado: 04 de noviembre de 2014 <http://www.cmu.edu/environment/steinbrenner/us-environmental-carrying-capacity.html>

CORPOICA; Universidad Nacional de Colombia; Asociación Ganaderos Facatativá (2011) Evaluación de sistemas de alimentación en vacas Holstein y su efecto sobre la productividad animal, la emisión de metano y de óxido nitroso y la captura de carbono en la Sabana de Bogotá.

Informe técnico final. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural.

CVC (2013) Guía Rápida Temática para el Usuario SIG Corporativo Uso Potencial y Zonificación Forestal. Grupo Sistema de Información Ambiental. Disponible en línea. Consultado: 07 de octubre de 2014 <http://geocvci.cvc.gov.co/pdf/UsoPotencial.pdf>

CVC - Corporación Autónoma Regional del Valle Del Cauca; IDEA - Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira. (2008) Informe final. Convenio 063 de 2007. Documento I. Perfil ambiental urbano. Municipio de Palmira.

Dalal, R., Thornton C., Cowie, B (2013) Turnover of organic carbon and nitrogen in soil assessed from $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ changes under pasture and cropping practices and estimates of greenhouse gas emissions. *Science of the Total Environment* Vol. 465, Pág. 26 – 35.

Dave Reay (Lead Author);C Michael Hogan (Contributing Author); Peter Hughes (Topic Editor) "Methane". In: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). [First published in the *Encyclopedia of Earth* April 30, 2010; Last revised Date September 25, 2011; Retrieved March 6, 2012 <<http://www.eoearth.org/article/Methane>>

Dave Reay (Lead Author);C Michael Hogan (Contributing Author);Lori Zaikowski (Topic Editor) "Nitrous oxide". In: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). [First published in the *Encyclopedia of Earth* October 24, 2006; Last revised Date October 2, 2011; Retrieved March 6, 2012 <http://www.eoearth.org/article/Nitrous_oxide?topic=49557>

Díaz, E. (2008) Distribución del contenido de carbono orgánico en agregados de diferentes tamaños, procedentes de varios sistemas de uso y altitudes en suelos de la cuenca del Río Cauca, Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Maestría en Ciencias Agrarias sede Palmira.

Escobar C., Toriatti J. (1991) Distribución de la materia orgánica y el carbono-13 natural en un Ultisol del piedemonte amazónico. *Pasturas Tropicales*, Vol. 13 Nº 2. Pág 27 – 30.

Estrada, O.F. (2003) Inventario florístico, caracterización nutricional de las especies arbustivas y arbóreas con potencial forrajero en el corregimiento de Tenerife, municipio de El Cerrito, Valle del Cauca. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia. Palmira.

FAO. (2014) Agriculture, Forestry and Other Land Use Emissions by Sources and Removals by Sinks, 1990-2011 Analysis. Tubiello, F., Salvatore, M., Córdor, R., Ferrara, A. Rossi, S., Biancalani, R., Federici, S., Jacobs, H., Flammini, A. (eds). Climate, Energy and Tenure Division, FAO. ESS Working Paper No. 2, Mar 2014.

FAO (2002). Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Basado en el trabajo de Michel Robert.

FEDEGAN (2011) La Ganadería Colombiana y las Cadenas Láctea y Cárnica Cifras de Referencia. Plan Estratégico de la Ganadería Colombiana PEGA 2019. Fecha actualización mayo de 2011.

Feijoo, A., Zúñiga, M., Quintero H., Lavelle, P. (2007) Relaciones entre el uso de la tierra y las comunidades de lombrices en la cuenca del río La Vieja, Colombia. Pastos y Forrajes Vol. 30, N° 2 Matanzas abr.-jun.

Fernandes, F., Cerri, C., Fernandes, A. (2007) ^{13}C e a Dinâmica do Carbono Orgânico do Solo em Pastagem Cultivada no Pantanal Sul-mato-grossense. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 74. Setembro. ISSN 1981-7215. Corumbá: Embrapa Pantanal.

Ferreira, O. (2008) Flujos de gases de efecto invernadero, potencial de calentamiento global y evaluación de emergía del sistema agroforestal Quesungual en el sur de Lempira, Honduras. Centro Internacional de Agricultura Tropical – CIAT. Universidad Nacional de Colombia sede Palmira.

Franco, L., Delgado, J., Andrade, G (2013) Factores de la vulnerabilidad de los humedales altoandinos de Colombia al cambio climático global, Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias Humanas. Departamento de Geografía. Cuadernos de Geografía. Revista Colombiana de Geografía Vol. 22, N° 2, jul.-dic. Pág. 69-85. ISSN 0121-215X (impreso) · 2256-5442 (en línea) Bogotá, Colombia.

Galindo, W.F.; Murgueitio, E.; Giraldo, L.A.; Marín, A.; Berrío, L.F.; Uribe, F. (2003) Manejo sostenible de los sistemas ganaderos andinos. Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria – CIPAV. Cali, Colombia.

García, B. (2007) Redistribución del carbono orgánico en diferentes manejos agrícolas y su efecto en la estructuración del suelo. Instituto de Enseñanza e Investigación en Ciencias Agrícolas.

México.

Garzón J., Cárdenas E. (2013) Emisiones antropogénicas de amoníaco, nitratos y óxido nítrico: compuestos nitrogenados que afectan el medio ambiente en el sector agropecuario colombiano. *Rev Fac Med Vet Zoot.* 62(2):121-138.

Giuliano , J., Blarasin, M., Panarello, H. (2014) Cuadernos de estudios de aguas subterráneas : contaminación en agroecosistemas : uso de herramientas isotópicas para discriminación de fuentes de aporte de nitratos a las aguas subterráneas 1a ed. Río Cuarto : UniRío Editora. ISBN 978-987-688-108-1.

Giraldo, C., Díaz, F. & Gómez R.L (eds). (2012) Ganadería sostenible de trópico de altura en el Corredor de Conservación de Robles. ISBN: 978-958-9386-70-5. Fundación Natura, Fundación CIPAV. Cali, Colombia.

Gómez, M. (2011) Comparación de propiedades edáficas y procesos ecosistémicos entre plantaciones forestales y bosques secundarios sub-andinos. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Departamento de Ciencias Forestales. Medellín, Colombia.

González, V., Pomares, F. (2008) La Fertilización y el Balance de Nutrientes en Sistemas Agroecológicos. Manual Técnico Fertilización y Balance de Nutrientes en Sistemas Agroecológicos. Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE). Catarroja, Valencia. www.agroecologia.net.

Guerrero, R., Berlanga, M. (2000) Isótopos estables: Fundamento y aplicaciones. Universidad de Barcelona. Actualidad SEM, Nº 30. pág. 17 – 23. Disponible Online http://semicrobiologia.org/pdf/actualidad/SEM30_17.pdf Consultado: 12 marzo de 2015.

Gutiérrez, M. (2009) Influencia de la temperatura y de la humedad en la dinámica de la materia orgánica de los suelos de Galicia y su relación con el cambio climático. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela, enero.

Harrison-Kirk., Beare, M., Meenken, E., Condron, L. (2013) Soil organic matter and texture affect responses to dry/wet cycles: Effects on carbon dioxide and nitrous oxide emissions. *Soil Biology & Biochemistry* 57. Pág. 43 – 55.

Hergoualc'ha, Kristell. Blanchard, Eric, Skibae, Ute, Hénault, Catherine, Harmanda, Jean-Michel. (2012) Changes in carbon stock and greenhouse gas balance in a coffee (*Coffea arabica*) monoculture versus an agroforestry system with *Inga densiflora*, in Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 148. Pag.102–110.

Hofstede, R., Segarra, P., Mena, P. (2003). Los páramos del mundo. Proyecto Atlas Mundial de los Páramos. Global Peatland Initiative/NC – IUCN/Ecociencia. Quito.

Ibarra, L. (2010) Diversidad de Bacterias Fijadoras de Nitrógeno Aisladas de Suelo de Chinampa y su Efecto en Plantas de Interés Agrícola (Tesis De Grado). Instituto Politécnico Nacional. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas Sección de Estudios de Posgrado e Investigación. México.

IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (2009) Inventario Nacional de Fuentes y Sumideros de Gases de Efecto Invernadero 2000-2004. Editorial Scripto Ltda. Colombia.

Indira, D., Srividya, G. Reducing the Livestock related green house gases emission (2012) *Veterinary World*, Vol.5 No.4 Pag.244-247.

Inventario Nacional de GEI. Disponible en línea. Consultado: 07 de marzo de 2012 http://www.minambiente.gov.co/documentos/5783_res_ejecut_segun_comun_camb_clima.pdf

IPCC, 2013: “Resumen para responsables de políticas. En: *Cambio Climático 2013: Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*” [Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América.

IPCC (2007) Gases de Efecto Invernadero, IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Informe del Grupo de Trabajo I - Base de las Ciencias Físicas.

Karami, A., Homaei, M., Afzalnia, S., Ruhipour, H., Basirat, S (2012) Organic resource management: Impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 148. Pág. 22–28.

Keuter, A., Veldkamp, E., Corre, M (2014) Asymbiotic biological nitrogen fixation in a temperate grassland as affected by management practices. *Soil Biology & Biochemistry* 70. Pág. 38-46

Lal, R., Follett, R (2009) Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect. Second edition. Soil Science Society of America, ISBN: 978-0-89118-850-6. Madison, USA.

Lal, R (2004) Review: Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123. Pág. 1–22.

Loayza, V. (2012) Fraccionamiento químico del Carbono Orgánico en suelos no carbonatados de la Alpujarra Granadina. Universidad de Granada, Septiembre.

Lok, S., Fraga, S., Noda, A., García, M (2013) Almacenamiento de carbono en el suelo de tres sistemas ganaderos tropicales en explotación con ganado vacuno. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, Tomo 47, Número 1, Pág. 75 – 82. ISSN (Versión impresa): 0034-7485 Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=193028545014>

Longbottom, T., Townsend-Small, A., Owen, L., Murari, M (2014) Climatic and topographic controls on soil organic matter storage and dynamics in the Indian Himalaya: Potential carbon cycle–climate change feedbacks. *Catena* 119. Pág.125–135

Mejía, Salomón., Gómez-Guerrero, Armando., Etchevers-Barra, Jorge D., Ángeles-Pérez, Gregorio., López-López, Miguel A. y Horwath, William R. (2007) Acumulación de carbono orgánico en el suelo en reforestaciones de pinus michoacana. *Agrociencia*, 1 de octubre - 15 de noviembre, Vol. 41, No 7. Pág. 711-721.

Machado, M (2012) Planteamiento de un proceso para la conservación de la Cebolla Junca (*Allium fistulosum* Linnaeus) mediante el método de deshidratación gravimétrica. Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Tecnología Escuela de Química. Pereira, Risaralda.

Macías, F., Camps, M., Rodríguez, L (2005) Alternativas de secuestro de carbono orgánico en suelos y biomasa de Galicia. Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural. *Recursos Rurais* Vol 1, No 1. Pág. 71-85 ISSN 1885-5547.

Malhi, Yadvinder, Grace, John. (2000) Tropical forests and atmospheric carbon dioxide TREE vol. 15, No. 8 August.

Manfrinato, W., Piccolo, M., Cerri, C., Bernoux, M., Cerri, C.E. (2001) Medición de la Variabilidad Espacial y Temporal del Carbono del Suelo con el uso de los Isótopos Estables, en una transición Bosque – Pradera en el estado de Paraná, Brasil. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18 – 20 Octubre. Valdivia, Chile.

Mantilla-Paredes, A., Cardona, G., Peña-Venegas, C, Murcia, U, Rodríguez, M., Zambrano, M. (2009) Distribución de bacterias potencialmente fijadoras de nitrógeno y su relación con parámetros fisicoquímicos en suelos con tres coberturas vegetales en el sur de la Amazonia colombiana. Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 57 (4) Pág. 915-927.

Marín, A., Giraldo, L. (2013) Emisiones de metano entérico producido por bovinos- revisión. Estimación del inventario de emisiones de metano entérico de ganado lechero en el departamento de Antioquia, Colombia. Universidad Nacional de Colombia Facultad, Ciencias Agrarias Medellín, Colombia.

Marín-Muñiz, J.L., Hernández, M.E., Moreno-Casasola, P. (2015) Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: effect of plant community and seasonal dynamics, Atmospheric Environment, doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.02.036.

Martínez, E. , Fuentes, J., Acevedo, E. (2008) Carbono Orgánico y Propiedades del Suelo. Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal, Vol. 8 N° 1 Pág. 68-96. Online Versión, ISSN 0718-2791.

Messa, H. (2009) Balance de gases de efecto invernadero en un modelo de producción de ganadería doble propósito con alternativas silvopastoriles en Yaracuy, Venezuela. Turrialba, Costa Rica.

Mitloehner, Frank M. Sun, Huawei, Karlik, John F. (2009) Direct measurements improve estimates of dairy greenhouse-gas emissions. California Agriculture. Vol 63, N° 2.

Molina B., Raúl A. (2011) Sostenibilidad de los sistemas ganaderos localizados en el Parque Natural Nacional de las Hermosas y su zona de influencia. Universidad Nacional de Colombia sede Palmira Valle del Cauca.

Morales, A. (2013) Valoración del rendimiento de gramíneas puras y asociadas con *Lotus uliginosus* y su influencia sobre la producción de leche y balance de nitrógeno de vacas Holstein en dos ecoregiones de la sabana de Bogotá y su área de influencia. Universidad Nacional de Colombia Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia, Departamento de Ciencias para la Producción Animal Bogotá D.C., Colombia.

Morón, A., Martino, D., Sawchik, J. (1999) Manejo y fertilidad de suelos. INIA. Sería técnica N° 76. ISBN 9974-38-063-4. Uruguay.

Mosquera, O., Buurman, P., Ramirez, B., Amezquita, M. (2012) Carbon replacement and stability changes in short-term silvo-pastoral experiments in Colombian Amazonia. *Geoderma* 170. Pág. 56–63.

Muñoz, D. (2004) Diseño Experimental: para La Variación de la Relación Carbono-Nitrógeno, al Compostar Residuos de Galería con diferentes proporciones de Inoculo. Universidad del Cauca. Facultad de Ciencias Agropecuarias Vol. 2 No.1 Marzo. Pág. 93 – 100.

Muñoz, Z.M. (2006) Cerro Pan de Azúcar. Cartilla. Secretaría del Medio Ambiente y Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 18 p. Disponible en línea. Consultado: 10 de Septiembre de 2013.

<http://www.medellin.gov.co/irj/go/km/docs/wpccontent/Sites/Subportal%20del%20Ciudadano/Medio%20Ambiente/Secciones/Publicaciones/Documentos/2010/Folletos%20Cerros%20Tutelares/FolletosPanDeAzucar.pdf>

Murgueitio E., Cuartas C. y J. Naranjo. (2008). Ganadería del futuro: Investigación para el desarrollo. Fundación CIPAV. Cali, Colombia.

Murgueitio E., Muhammad, I. (2009) Ganadería y Medio Ambiente en América Latina En: Murgueitio E., Cuartas C. y J. Naranjo (eds.) Ganadería del futuro: Investigación para el desarrollo. Segunda edición. Fundación CIPAV, Cali, Colombia. p 22.

Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang (2013) Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Neal, J., Eldridge, S., Fulkerson, W., Lawrie, R., Barchia, I., (2013) Differences in soil carbon sequestration and soil nitrogen among forages used by the dairy industry. *Soil Biology & Biochemistry* 57. Pág. 542-548.

Novak, S.M., Fiorelli, J.L. (2010) Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. *Agronomy for Sustainable Development*. 30 Pag. 215–236.

NTC – Norma Técnica Colombiana – 5889. Análisis de suelos: determinación del Nitrógeno Total. (Ed) Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación – INCONTEC.

Nunes, J., Siva, G., Cerri, C., Bernoux, M., Feigl, B., Wruck, F., Cerri, C. (2010) Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil & Tillage Research* 110. Pág. 175–186.

Oelbermann, Maren, Voroney, R. Paul., Gordon, A.M. (2004) Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104. Pag. 359–377.

Ortiz, A., Riascos, L. (2006) Almacenamiento y Fijación de Carbono del Sistema Agroforestal Cacao *Theobroma cacao* L y Laurel *Cordia alliodora* (Ruiz & Pavón) Oken en la Reserva Indígena de Talamanca, Costa Rica. Universidad de Nariño. San Juan De Pasto.

Ospina, H., Gil, J (s.f.) Desafíos Socio – Económicos y Ambientales en los Sistemas Ganaderos del futuro.

Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gatere, L., Grace, P. (2014) Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 187. Pág. 87–105.

Palosuo, Taru. (2008) Soil carbon modelling as a tool for carbon balance studies in forestry. *Dissertationes Forestales* 61. 60p. <http://www.metla.fi/dissertationes/df61.htm>

Pardos, J. (2010) Los ecosistemas forestales y el secuestro de Carbono ante el calentamiento global. Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Ministerio de Ciencia e Innovación. Ed. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria ISBN: 978-84-7498-529-0. Madrid, España.

Parent, G., Gilbert, G., Fines, J., Gauthier, M., Torres, G. (1990) Guía de planificación de unidades familiares de producción. CDMB. Bucaramanga. 99 pág.

Perdomo, C., Barbazán, M., Durán, J. (s.f.) Nitrógeno, área de Suelos y Aguas Cátedra de Fertilidad. Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Montevideo Uruguay.

Piñeiro, G (2006) Biogeoquímica del Carbono y Nitrógeno en los pastizales pastoreados del Río de La Plata: análisis basado en modelos de simulación, sensores remotos y experimentos a campo. Universidad de Buenos Aires.

Place S. E., Mitloehner, F. M. (2010) *Invited review: Contemporary environmental issues: a review of the dairy industry's role in climate change and air quality and the potential of mitigation through improved production efficiency*. Journal of Dairy Science Vol. 93 No. 8, Pag. 3407–3416.

PNN - Parque Nacionales Naturales de Colombia. (2006) Lineamientos internos para la determinación y reglamentación de las zonas amortiguadoras de las áreas del sistema de Parques Nacionales Naturales, Aprobado en Encuentro Nacional de Parques. Melgar, noviembre.

PNN - Parques Nacionales Naturales de Colombia (2005) Dirección Territorial Suroccidental. Parque Nacional Natural Las Herosas. Disponible en línea. Consultado el 07 noviembre de 2014.

<http://www.parquesnacionales.gov.co/PNN/portel/libreria/pdf/EjecutivoPMPNNHermosas2008.pdf>

PNN - Parque Nacionales Naturales de Colombia. (2005). Lineamientos técnicos para la declaratoria y gestión en Zonas Amortiguadoras. Bogotá, Colombia.

POT, Plan de Ordenamiento Territorial – Municipio de Palmira (2000) Documento Técnico de Soporte Vol. 1.

Queiroz, C., Gervasio, M., Arcângelo, P., Gazolla, P., Perin, A., Cunha dos Anjos, L.H. (2013) Changes in soil C and N distribution assessed by natural ^{13}C and ^{15}N abundance in a chronosequence of sugarcane crops managed with pre-harvest burning in a Cerrado area of Goiás, Brazil. Agriculture, Ecosystems and Environment 170. Pág. 36–44.

Ramos, R. (2003) Fraccionamiento del carbono orgánico del suelo en tres tipos de uso de la tierra en Fincas Ganaderas de San Miguel de Barranca, Puntarenas-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza – CATIE. Turrialba, Costa Rica.

Reza, S., Mejía, S., Torregroza, L., Jiménez, N., Espinosa, M., Suarez, E., Pastrana, I., Novoa, R. (2011) Producción intensiva de carne en pasturas con diferente capacidad de inhibir nitrificación y reducir emisiones de gases de efecto invernadero. Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria - CORPOICA, TURIPANA. Universidad de Córdoba – GANACOR. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Cereté, Córdoba – Colombia.

Rondón, M.A.; Thomas, R.J., (1994) A piston – action ball mill for the rapid preparation of plant and soil samples for the automated analysis of nitrogen (^{15}N) and (^{13}C), *Commun.Soil.Sci.Plant.Anal.*, 25 (3&4), 435 – 445.

Ruíz, A (2012) Cambios del Uso del Suelo y su efecto en el contenido químico de M.O., C/N Y C/P, en el Ejido “El Conejo”, Perote, Veracruz. Universidad Veracruzana. Facultad De Ciencias Agrícolas. Xalapa De Enríquez, Veracruz.

Salazar, A., Ordóñez, C. (2013) Aislamiento e identificación de actinomicetos fijadores de nitrógeno en suelo del jardín botánico de la universidad tecnológica de Pereira. Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Tecnología Escuela de Tecnología Química Pereira.

Sandoval, M., Stolpe, N., Zagal, E., Mardones, M., Junod, J (2003) El secuestro de carbono en la agricultura y su importancia con el calentamiento global. *Theoria*, Vol. 12. Pág. 65-71. ISSN 0717-196X.

Santiago, L., Silvera, K., Andrade, J., Dawson, T. (2005) El uso de isótopos estables en biología tropical. *Interciencia*, Vol. 30, N°9. Septiembre Pág. 536-542.

Sawchik, J. 2001 Dinámica del Nitrógeno en la rotación cultivo pastura bajo laboreo convencional y siembra directa. Serie publicaciones Online. INIA N° 33. Pág. 323 – 345.

Shi, S., Zhang, W., Zhang, P., Yu, Y., Ding, F (2013) A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils. *Forest Ecology and Management* 296. Pág. 53–63.

Sierra, J (2011) Producción y manejo agroecológico de pasturas y cultivos forrajeros en el trópico: para una ganadería natural más limpia, eficiente, rentable y sostenible. ISBN 978-958-714-465-9. Editorial Universidad de Antioquia ®. Medellín, Colombia.

Simek, M., Hynst, J., Simek, P (2014) Emissions of CH_4 , CO_2 , and N_2O from soil at a cattle overwintering area as affected by available C and N. *Applied Soil Ecology* 75. Pág. 52–62.

SOCO - Agricultura sostenible y conservación de los suelos. (2009) Pérdida de materia orgánica. Agricultura sostenible y conservación de los suelos. Disponible en línea. Consultado: 13 de junio de 2011 <http://soco.jrc.ec.europa.eu/documents/esfactsheet-03.pdf>

Sohl, Terry L., Sleeter, Benjamin M., Zhu, Zhiliang., Saylor, Kristi L., Bennett, Stacie., Bouchard, Michelle., Reker, Ryan., Hawbaker, Todd., Wein, Anne., Liu, Shuguang., Kanengieter, Ronald., Acevedo, William. (2012) A land-use and land-cover modeling strategy to support a national assessment of carbon stocks and fluxes. *Applied Geography* 34. Pág. 111 – 124.

Soussana, J., Lemaire, G (2014) Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 190. Pág. 9–17.

Suárez, A. (2010) Colombia, una pieza más en la Conquista de un “nuevo mundo” lácteo. Red Colombiana de Acción Frente al Libre Comercio RECALCA; Disponible en línea. Consultado: 06 DE marzo de 2012 <http://www.recalca.org.co/IMG/pdf/LECHE.pdf>

Taboada, M. (2011) Emisión de gases de efecto invernadero derivado del proceso agroproductivo. El caso del Oxido Nitroso (N₂O). Foro Recursos Naturales. Sustentabilidad de Mercosoja, Rosario. Instituto de Suelos, CIRN, INTA – CONICET – Facultad de Agronomía UBA. Disponible en línea. Consultado 31 octubre de 2014 http://inta.gob.ar/documentos/emision-de-gases-de-efecto-invernadero-derivados-del-proceso-agroproductivo.-el-caso-del-oxido-nitroso-n2o/at_multi_download/file/EmisionesN2O.pdf

Thangarajan, R., Bolan, N., Tian, G., Naidu, R., Kunhikrishnan, A. (2013) Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil: Review. *Science of the Total Environment* 465 , Pág. 72–96.

Unimedios (2011) Sistemas silvopastoriles para reducir emisiones de metano. Universidad Nacional de Colombia. Agencia de Noticias. Medellín. Disponible en línea. Consultado: 07 de marzo de 2012 <http://www.agenciadenoticias.unal.edu.co/detalle/article/sistemas-silvopastoriles-para-reducir-emisiones-de-metano/index.html>

Universidad Autónoma de Chapingo. (2008) Apuntes de topografía para agrónomos. 14 p. Disponible en línea. Consultado: 1 de Diciembre de 2013. <http://www.virtual.chapingo.mx/dona/topos/cn.pdf>

USDA (1998) Soil Quality Indicators: pH. Disponible en línea. Consultado: 23 octubre de 2014 http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_052208.pdf

Valles, B., Cadisch, G., Aluja, A. (2003) Comparación de metodologías de isótopos para evaluar fijación de n atmosférico y su destino en suelos y plantas. *Agrociencia*, Vol. 37, núm. 2, marzo-abril, pág. 117-128.

Velasco, E., Bernabé, R. (2004) Emisiones Biogénicas, las Emisiones de Compuestos Orgánicos Volátiles no Metano de la Vegetación y Óxido Nítrico del Suelo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT) Ed. Raúl Marcó Del Pont Lalli. ISBN: 968-817-699-0. México DF. www.ine.gob.mx

Videla, C. (2008) Aplicación de técnicas de ^{13}C en estudios de dinámica de la materia orgánica del suelo. XI Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. Quito, 29 – 31 de Octubre. Pág. 1 – 5.

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