



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Flujos de gases efecto invernadero y lixiviación de nutrientes en agroecosistemas de rosas de corte en la Sabana de Bogotá

Carmen Alicia Parrado Moreno

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias

Bogotá D.C., Colombia

2015

Flujos de gases efecto invernadero y lixiviación de nutrientes en agroecosistemas de rosas de corte en la Sabana de Bogotá

Carmen Alicia Parrado Moreno

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Doctor en Agroecología

Director:

Ph.D., Fabio Rodrigo Leiva Barón

Codirectora:

Ph.D., Yolanda Rubiano Sanabria

Línea de Investigación:

Agricultura y Medio Ambiente

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias

Bogotá D.C., Colombia

2015

Dedicatoria

*Hemos hecho un trabajo tan pésimo en lo que respecta a
administrar nuestro planeta que deberíamos tener mucho
cuidado antes de tratar de administrar otros*

Carl Sagan

*A mis grandes amores: William y David, por
su amor incondicional, su apoyo y paciencia en
muchos días interminables.*

*A mi querida María Antonia que ya no
está...pero siempre me acompaña.*

Agradecimientos

A las fincas que permitieron el desarrollo de este trabajo: Agrícola El Redil en Nemocón, sus directivos y equipo técnico, a Wayuu Flowers en Guasca y muy especialmente a Flores de Tenjo, sus directivas, personal técnico y apoyo; siempre dispuestos a abrir las puertas a diferentes investigaciones.

A la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano y su Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, por otorgarme el tiempo para el desarrollo de mis estudios, por la financiación de parte de la investigación y por el uso de sus laboratorios.

Al SENA por la financiación del proyecto marco, en el cual se desarrolló la investigación.

A Ceniflores y Asocoflores por el apoyo permanente en la financiación y búsqueda de recursos técnicos y financieros para el desarrollo de la investigación.

A Sandra Patricia Pulido y a Sebastián Gutiérrez por su apoyo incondicional en el trabajo de campo, laboratorio y construcción de ideas.

Al profesor Fabio Leiva Barón por acogerme en su grupo de investigación y guiarme en los inicios de la formación doctoral.

A María del Pilar Hurtado del Centro Internacional de Agricultura Tropical, por su apoyo en el Laboratorio de Servicios Ambientales.

Al profesor Enrique Darghan por todo su apoyo en el análisis de datos, las largas jornadas de trabajo y todas sus enseñanzas

Muy especialmente, a la profesora Yolanda Rubiano por todo su apoyo, conocimiento y permanente guía para el desarrollo de la investigación, discusión de conceptos y enseñanzas sobre suelos de la Sabana de Bogotá.

Resumen

La producción de flores de corte en Colombia es un sistema agrícola intensivo que requiere una atención especial, por las presuntas consecuencias ambientales ligadas al cambio climático, contaminación de aguas y degradación de suelos. En el marco de la articulación agricultura y ambiente y mediante el análisis de flujos de materia y energía en tres localidades de producción comercial de rosa de corte (Fincas Wayuu Flowers - WF, Agrícola El Redil-AR y Flores de Tenjo-FT), con diferentes características de suelo y aporte de fertilizantes nitrogenados, se realizó una determinación de flujos de gases efecto invernadero (GEI) y lixiviación de N. Los objetivos de esta investigación fueron: 1. Determinar las emisiones de CH₄, CO₂ y N₂O en tres localidades dedicadas a la producción comercial de rosas de corte en el trópico alto en Colombia (Sabana de Bogotá); 2. Cuantificar la lixiviación de NO₃-N y NH₄-N en las tres localidades de estudio y 3. Estimar y comparar los datos de campo y los patrones simulados de la emisión de N₂O-N y lixiviación de NO₃-N mediante la aplicación del modelo DNDC. Los aportes de fertilizantes en las localidades correspondieron a 749.5 kg N ha⁻¹año⁻¹ en WF, 1142,1 kg N ha⁻¹año⁻¹ en AR y 1141,4 kg N ha⁻¹año⁻¹ en FT. En cuanto a los GEI se encontró que las emisiones de CH₄ fueron influenciadas principalmente por la temperatura del suelo (TS) y altas adiciones de N, las emisiones de CO₂ estuvieron mediadas por la humedad del suelo (HS) y en el factor localidad por aspectos de textura, porosidad y labranza. Los flujos de N₂O tuvieron una correlación positiva con la humedad del ambiente (HA) y en términos de la localidad por condiciones de porosidad del suelo y cantidad de carbono orgánico del suelo – COS. Las mayores emisiones anuales de CH₄ se dieron en AR, entre 0,3 y 0,5 kg CO₂-C ha⁻¹año⁻¹ para los periodos siembra y producción respectivamente. Las emisiones anuales de CO₂-C más altas se presentaron en AR en un rango de 1183,09 a 2846,32 kg CO₂-C ha⁻¹año⁻¹. Finalmente, las emisiones anuales más altas de N₂O se dieron en WF y oscilaron entre 12,78 a 61,00 kg N₂O-N ha⁻¹año⁻¹, con el periodo siembra con la máxima emisión. En cuanto a la lixiviación de N los resultados evidenciaron que suelos franco arenosos y con mayor humedad, como en el caso de FT y WF, la lixiviación de NO₃-N fue más alta que la de NH₄-N y con mayor variabilidad espacio temporal. La mayor lixiviación de NO₃-N

correspondiente a $81,47 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ se observó a los 0,30 m de profundidad y en FT y la menor lixiviación fue en AR de suelos arcillosos y correspondió a $15,78 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$. Por último, los resultados de lixiviación modelados aunque con patrones temporales y espaciales más regulares que los medidos, mostraron una alta similitud con las mediciones de campo y muy ligados a los patrones de humedad del suelo medidos y simulados.

Palabras clave: Agricultura intensiva, Flujos de GEI, lixiviación, denitrificación, nitrificación, fertilización inorgánica

Abstract

The cut flower production in Colombia is an intensive agricultural system that requires special attention, for alleged environmental consequences associated with climate change, water pollution and land degradation. Within the framework of agriculture and environment articulation, and by analyzing flows of matter and energy in three locations in commercial production of cut rose (Wayuu Flowers-WF, Agricola El Redil-AR y Flores de Tenjo-FT), with different soil characteristics and contribution of nitrogen fertilizers, a determination of greenhouse gases (GHG) emissions and N leaching was performed. The objectives of this research were: 1. to determine the emissions of CH₄, CO₂ and N₂O in three locations dedicated to commercial production of cut roses in the high tropics in Colombia (Savannah of Bogotá); 2. to quantify leaching of NO₃-N and NH₄-N in the three study sites, and 3. to estimate and compare field data and simulated patterns of N₂O-N emissions and NO₃-N leaching by applying DNDC model. Fertilizer contributions in the corresponding locations were 749.5 kg N ha⁻¹yr⁻¹ in WF, 1142.1 kg N ha⁻¹yr⁻¹ in RA and 1141.4 kg N ha⁻¹yr⁻¹ in FT. Regarding GHG it was found that CH₄ emissions were mainly influenced by soil temperature (TS) and high additions of N, CO₂ emissions were influenced by soil moisture (HS) and the factor location by aspects as texture, porosity and tillage. The N₂O flows were positively correlated with the environmental humidity (HA) and in terms of the location by conditions of soil porosity and amount of soil organic carbon - COS. The largest annual emissions of CH₄ were in AR, between 0.3 and 0.5 kg CO₂-C ha⁻¹ yr⁻¹ for the sowing and production periods, respectively. The highest annual CO₂ emissions occurred in AR in a range of 1183.09 to 2846.32 kg CO₂-C ha⁻¹yr⁻¹. Finally, the highest annual N₂O emissions occurred in WF and ranged from 12.78 to 61.0 kg N₂O-N ha⁻¹yr⁻¹, with the sowing period with the maximum emission. As for N leaching results showed that sandy loam soils and more humid, as in the case of FT and WF, leaching of NO₃-N was higher than NH₄-N leaching and with greater variability temporary space. Most NO₃-N leaching corresponding to 81.47 kg NO₃-N ha⁻¹yr⁻¹ was observed at 0.30 m depth in FT and the lowest leaching was in AR of clay soils and corresponded to 15.78 kg NO₃-N ha⁻¹yr⁻¹. Lastly, the results of modeling leaching although with more regular temporal and spatial patterns than the

measured, showed high similarity with field measurements and closely linked to soil moisture patterns measured and simulated.

Keywords: Intensive farming systems, GHG emissions, leaching, denitrification, nitrification, inorganic fertilizer

Contenido

	Pág.
Resumen	IX
Abstract	XI
Lista de figuras	XVI
Lista de tablas	XVIII
Introducción	1
1. Capítulo 1. Fundamentos teóricos, antecedentes y zona de estudio	5
1.1 Marco teórico.....	5
1.1.1 Agricultura y Ambiente: servicios agro-ecosistémicos	5
1.1.2 Ciclos biogeoquímicos de carbono y nitrógeno	8
1.1.3 Agricultura y emisiones de Gases de Efecto Invernadero	15
1.1.4 Uso de fertilizantes en la agricultura: implicaciones ambientales y socioeconómicas.....	20
1.1.5 Métodos de análisis	22
1.1.6 La Floricultura como modelo agrícola de análisis	33
1.2 Descripción socio-económica y cultural de la floricultura y los agroecosistemas de rosas	35
1.2.1 Características socio culturales de Wayuu Flowers.....	37
1.2.2 Características socio culturales de Agrícola El Redil	38
1.2.3 Características socio culturales de Flores de Tenjo	39
1.3 Área de estudio.....	39
1.3.1 Finca 3. Wayuu Flowers.....	41
1.3.2 Finca 1. Agrícola El Redil	42
1.3.3 Finca 2. Flores de Tenjo.....	44
1.4 Referencias	46
2. Capítulo 2. Flujos de CH₄, CO₂ y N₂O en agroecosistemas de rosas de corte bajo invernadero	59
2.1 Resumen y Abstract	59
2.1.1 Resumen.....	59
2.1.2 Abstract.....	60
2.2 Introducción	61
2.3 Materiales y métodos.....	65
2.3.1 Características del sitio y diseño experimental.....	65
2.3.2 Propiedades del suelo.....	66
2.3.3 Flujos de gases efecto invernadero (CO ₂ , CH ₄ y N ₂ O)	66

2.3.4	Mediciones adicionales.....	67
2.3.5	Análisis estadístico	68
2.4	Resultados	69
2.4.1	Condiciones ambientales y propiedades del suelo.....	69
2.4.2	Flujos de CH ₄ -C.....	74
2.4.3	Flujos de CO ₂ -C.....	78
2.4.4	Flujos de N ₂ O-N.....	82
2.5	Discusión.....	86
2.5.1	Efecto de localidad, periodo de crecimiento, temperatura y humedad del suelo y atmósfera en las emisiones de CH ₄ , CO ₂ y N ₂ O.....	86
2.6	Conclusiones.....	95
2.7	Referencias	96
3.	Capítulo 3. Lixiviación de nutrientes en agroecosistemas de rosas de corte bajo diferentes manejos de fertilización	101
3.1	Resumen y Abstract	101
3.1.1	Resumen	101
3.1.2	Abstract	102
3.2	Introducción.....	103
3.3	Materiales y métodos	106
3.3.1	Análisis Estadístico	107
3.4	Resultados	108
3.4.1	Características generales de las localidades WF, AR y FT	108
3.5	Discusión.....	117
3.5.1	Efecto de la localidad, periodo de crecimiento, temperatura y humedad del suelo y atmósfera en la lixiviación de NO ₃ -N	117
3.5.2	Localidad y periodo de crecimiento en la lixiviación de NH ₄ -N	119
3.5.3	Comportamiento general de NO ₃ -N y NH ₄ -N en los lixiviados	121
3.6	Conclusiones.....	122
3.7	Referencias	123
4.	Capítulo 4. El modelo DNDC en la estimación de las pérdidas de N como N₂O-N y NO₃-N en agroecosistemas de rosa de corte en invernadero	128
4.1	Resumen y Abstract	128
4.1.1	Resumen	128
4.1.2	Abstract	129
4.2	Introducción.....	130
4.3	Materiales y métodos	134
4.3.1	Sitio experimental y datos de campo	134
4.3.2	Parámetros del cultivo en los agroecosistemas de rosa de corte	136
4.3.3	Modelo general DNDC (Denitrificación Descomposición)	138
4.3.4	Fuente de datos para la aplicación del modelo	139
4.3.5	Análisis estadístico	142
4.4	Resultados	142
4.4.1	Temperatura y humedad de los suelos	142
4.4.2	Prácticas de manejo	145
4.4.3	Modelo de desarrollo fenológico y asimilación de N.....	146
4.4.4	Simulaciones y mediciones en campo de N-N ₂ O.....	149
4.5	Discusión.....	153
4.6	Conclusiones.....	157
4.7	Referencias	158

5. Síntesis general	161
5.1 Recomendaciones	166
5.2 Referencias	167
Anexo A: características específicas de los suelos en las localidades WF, AR y FT169	
Anexo B: Diseño de muestreo en las localidades WF, AR y FT	177
Anexo C: Parámetros de entrada para el análisis factorial	179
Anexo D: Leyenda mapa de unidades de suelos en el área de influencia de las localidades (escala 1:500.000)	181

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1. Ciclo global del carbono	9
Figura 1-2 Ciclo del nitrógeno en los sistemas terrestres	13
Figura 1-3. Efecto neto del aporte de nitrógeno de origen antrópico sobre el ambiente .	21
Figura 1-4. Balance de masa en flujos de materiales y energía	28
Figura 1-5. Participación por producto en la producción de flores y follajes de corte en Colombia.....	33
Figura 1-6. Ubicación del área de estudio en la Sabana de Bogotá	40
Figura 1-7. Mapa de unidades de suelos en el área de influencia de las localidades (escala 1:500.000)	40
Figura 1-8. Vista área de la ubicación en el territorio de Wayuu Flowers.....	41
Figura 1-9. Vista área de la ubicación en el territorio de Agrícola El Redil	43
Figura 1-10. Vista área de la ubicación en el territorio de Flores de Tenjo	45
Figura 2-1. Temperatura promedio semanal en suelo WF(a), AR (b) y FT (c)	71
Figura 2-2. Humedad promedio semanal en suelo (0 - 15 cm) WF(a), AR (b) y FT (c) ...	72
Figura 2-3. Humedad promedio semanal del ambiente (1 m) WF(a), AR (b) y FT (c)	73
Figura 2-4. Flujos de CH ₄ -C en las diferentes localidades WF(a), AR (b) y FT (c).....	74
Figura 2-5. Flujos de CH ₄ en periodo siembra con respecto a la temperatura del suelo. .	77
Figura 2-6. Flujos de CO ₂ -C en las diferentes localidades WF(a), AR (b) y FT (c).....	79
Figura 2-7. Flujos de CO ₂ en periodo siembra con respecto a la humedad del suelo y atmósfera.....	81
Figura 2-8. Flujos de N ₂ O-N en las diferentes localidades WF(a), AR (b) y FT (c).....	83
Figura 2-9. Flujos de N ₂ O en periodo siembra con respecto a la humedad ambiente y humedad del suelo.....	85
Figura 3-1. Variabilidad semanal de concentraciones de NO ₃ -N (a) y NH ₄ -N (b) en solución de lixiviados a 0.3 y 0.5 m de profundidad en WF	110
Figura 3-2. Concentraciones de NO ₃ -N en lixiviados con respecto a la humedad del suelo a 0,3 y 0,5 m, en localidad WF	111
Figura 3-3. Variabilidad semanal de concentraciones de NO ₃ -N (a) y NH ₄ -N (b) en solución de lixiviados a 0.3 y 0.5 m de profundidad en AR.....	112
Figura 3-4. Concentraciones de NO ₃ -N en lixiviados con respecto a la humedad del suelo a 0.3 y 0.5 m, en localidad AR	113
Figura 3-5. Variabilidad semanal de concentraciones de NO ₃ -N (a) y NH ₄ -N (b) en solución de lixiviados a 0.3 y 0.5 m de profundidad en FT	114
Figura 3-6. Concentraciones de NO ₃ -N en lixiviados con respecto a la humedad del suelo a 0.3 y 0.5 m, en localidad FT	115

Figura 4-1. Proceso de marcación y medición de parámetros de crecimiento y desarrollo de plantas en las localidades AR, FT y WF	138
Figura 4-2. Temperatura promedio semanal en periodos vegetativo y producción en localidades WF (a), AR (b) y FT (c)	143
Figura 4-3. Humedad del suelo promedio semanal en periodos vegetativo y producción en localidades WF (a), AR (b) y FT (c)	144
Figura 4-4. Temperatura promedio diaria simulada y tomada en campo en localidades WF (a), AR (b) y FT (c).....	145
Figura 4-5. Curvas de crecimiento para la variable aparición de hojas en el tallo floral en plantas de rosas en cada finca de estudio.....	147
Figura 4-6. Curva de crecimiento para la variable aparición de hojas, con relación a la temperatura acumulada (a); en relación con el tiempo térmico (b).	147
Figura 4-7. Distribución de masa seca por órganos en tallo floral de plantas de rosa (vars. Freedom y Check Mate) en las localidades	149
Figura 4-8. Flujos de N ₂ O-N diarios estimados en campo y simulados en el DNDC para las localidades WF (a), AR (b) y FT (c).....	151
Figura 4-9. Concentraciones de NO ₃ -N en lixiviados entre los 0,30 y 0,50 m de profundidad en WF (a), AR (b) y FT (c)	152

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1-1. Valores de variables químicas y físicas de los suelos objeto de estudio	41
Tabla 2-1. Características generales de las localidades de estudio	69
Tabla 2-2. Resumen de medidas estadísticas descriptivas	70
Tabla 2-3. Comparación de localidades en flujos de CH ₄	75
Tabla 2-4. Factores de significancia en el modelo de flujos de CH ₄	76
Tabla 2-5. Diferencias en los flujos de CO ₂ entre las localidades WF, AR y FT	78
Tabla 2-6. Factores para el modelo de emisiones de CO ₂ en las localidades	82
Tabla 2-7. Diferencias en los flujos de N ₂ O entre las localidades WF, AR y FT	83
Tabla 2-8. Factores de significancia para el modelo de emisiones de N ₂ O-N en las localidades	85
Tabla 2-9. Matriz de relación de los flujos de CH ₄ , CO ₂ y N ₂ O en las localidades mediante coeficientes de correlación de Pearson.....	86
Tabla 3-1. Características físicas de suelos de los sistemas de producción	106
Tabla 3-2. Resumen de medidas estadísticas descriptivas de características generales en las localidades WF, AR y FT	109
Tabla 3-3. Diferencias en la lixiviación de NO ₃ -N en las localidades	109
Tabla 3-4. Diferencias en la lixiviación de NH ₄ -N en las localidades y periodos.....	109
Tabla 3-5. Factores de significancia para el modelo de lixiviación de NH ₄ -N	115
Tabla 3-6. Resumen de lixiviación acumulada de NO ₃ -N y NH ₄ -N en las tres localidades	116
Tabla 4-1. Características físicas y químicas de los horizontes de suelos en las localidades AR, FT y WF.....	135
Tabla 4-2. Temperatura ambiente promedio y lámina de riego de localidades WF, AR y FT, ingresadas al programa para modelado.....	135
Tabla 4-3. Aporte de N (kg/ha) con base en las fuentes de fertilización en las localidades WF, AR y FT	146
Tabla 4-4. Caracterización de la distribución de masa fresca y masa seca en el tallo floral en plantas de rosa (vars. Freedom y Check Mate)	148
Tabla 4-5. Estimación del contenido total de N asimilado en función de la masa seca en las localidades WF, AR y FT.	148
Tabla 4-6. Comparación de flujos acumulados N ₂ O-N, NO ₃ ⁻ , y promedio de TS y HS medidos en campo y simulados en el DNDC para las localidades WF, AR y FT	150
Tabla 5-1. Fuentes de aporte de nitrógeno en localidades WF, AR y FT.	164
Tabla 5-2. Costo total de pérdidas por emisión, lixiviación, y N no disponible para la planta en localidades	165

Introducción

El porcentaje de superficie terrestre cubierto por agricultura (pasturas y cultivos) se ha incrementado constantemente a aproximadamente el 50% del territorio habitable del planeta, ocupando los agroecosistemas casi una tercera parte de la superficie terrestre (CBD, 1996) lo que significa que la agricultura es una de las actividades humanas más importantes en términos de la sostenibilidad de los ecosistemas. Como resultado, se debe enfrentar la realidad que “los agricultores son los principales gestores de las tierras utilizables globales y darán forma, quizás de manera irreversible, a la superficie terrestre en las próximas décadas (Tilman *et al.*, 2002). La búsqueda de agroecosistemas sostenibles es una tarea que se ha venido desarrollando en los últimos tiempos bajo diferentes principios, tecnologías y enfoques. En el contexto de la agricultura, la sostenibilidad contempla la capacidad de los sistemas para reaccionar y adaptarse a las crisis, tensiones y perturbaciones (es decir, su resiliencia) y continuar con el tiempo generacional (su persistencia) (Pretty, 2008; Robertson y Harwood, 2013). Además, la agricultura sostenible debe incluir una relación coordinada entre el hombre, los organismos y el ambiente, así como la creación de procesos bio-fisiológicos y ecológicamente mutuos (Marsden, 2009). La capacidad de cultivar y producir los alimentos, fibras y commodities, asegurando la disponibilidad de opciones y recursos a las generaciones futuras (Altieri y Nicholls, 2005; Gafsi *et al.*, 2006; Tilman *et al.*, 2002), es una tarea primordial.

Una forma de mejorar la agricultura y llevarla a la sostenibilidad, es el uso de recursos y tecnologías mejores a las existentes; enfocados básicamente al hallazgo sinergias entre plantas, suelo, clima y prácticas de gestión. Sin embargo, para muchas situaciones agrícolas hay una falta de comprensión acerca de la estructura de las relaciones biológicas y ecológicas que impulsan la dinámica de los recursos. Por lo tanto, sigue siendo un desafío construir herramientas para la agricultura sostenible, de tal manera que

se ajusten las incertidumbres ocasionadas por el manejo de los sistemas en diferentes entornos (Duru, 2013).

Acorde con el autor antes citado, la investigación para lograr la sostenibilidad agrícola requiere incorporar conocimiento para diferentes medio de apoyo, colectivos y públicos (asesores o decisores de políticas) e individuales (por ejemplo, productores) acciones, decisiones y métodos de enseñanza. Para hacer frente a nuevos desafíos entre ellos, el cambio climático, muchos estudios consideran las interacciones biológicas, sociales y económicas, entre los componentes de los sistemas agrícolas. Estos enfoques son principios subyacentes que se agrupan bajo el concepto “agroecología”, que se puede considerar una disciplina científica, un movimiento y una práctica (Wezel *et al.*, 2009).

Wezel *et al.*, (2009) recomiendan que los que utilizan los enfoques agroecológicos definen su alcance y objetivo explícitamente. En consecuencia, algunos investigadores que participan en el diseño de herramientas orientadas a la acción sobre la base de principios ecológicos (por ejemplo, la diversidad, la capacidad, el ciclaje de nutrientes y la estabilidad ecosistémica) han definido este campo de investigación como la ingeniería agroecológica (Dalsgaard *et al.*, 1995). El principal enfoque de la ingeniería agroecológica está relacionado, con la gestión integrada de los recursos (Hengsdijk y van Ittersum, 2003) y direccionada a lograr la sostenibilidad agrícola a mayor escala y soportar el desarrollo de políticas públicas (Hengsdijk y van Ittersum, 2003) por un lado, y por el otro, en una escala más pequeña a acompañar a los agricultores en su gestión (Jakku y Thorburn, 2010). Además, teniendo en cuenta que los agro-ecólogos argumentan que el modelo agro-industrial no tiene en cuenta los efectos sobre suelos y agua, ni la capacidad de los agroecosistema para la producción futura y por tanto, deben ser replanteados (Fernández *et al.*, 2002), se ha discutido ampliamente la necesidad de incorporar principios y prácticas de una gran variedad de formas más sostenibles de agricultura como alternativa a este modelo existente (Horlings y Marsden, 2011).

Lo anterior, define el incorporar los modelos de estudio basados en los principios de la agroecología propuesto por Dalgaard *et al.*, (2003), quienes plantean la integración de los análisis de flujos de energía y materiales a través de los agroecosistemas, con los análisis de roles de los humanos y la sociedad y el empoderamiento de los ciudadanos para desarrollar sistemas agrícolas y gestionar políticas de manejo, para resolver

aspectos concernientes a los impactos de la agro-industria de flores en los recursos naturales, especialmente en el manejo, pérdida del N en diferentes procesos biogeoquímicos y su aporte a impactos locales, ambientales y globales. En este contexto, el desarrollo de esta investigación generó conocimiento en cuanto a flujos de gases efecto invernadero y los procesos de lixiviación de nutrientes ligados al aporte de fertilizantes nitrogenados, manejo de suelos, características físicas, biológicas y químicas de suelos y ambiente en agroecosistemas altamente dependientes de insumos externos y con aportes al cambio climático y otros impactos a nivel local. Adicionalmente, la aplicación y comparación de resultados de campo con los datos simulados en modelos basados en procesos como el DNDC (denitrificación-descomposición), permitió evaluar la incertidumbre de la predicción de los flujos de los tres principales gases de efecto invernadero, asociados a la floricultura, así como la lixiviación de nutrientes a escala de la Sabana de Bogotá.

Esta investigación, fue un reto importante, dado el alto grado de complejidad que implica abordar el estudio de una región ampliamente antropizada, y sobre todo con un manejo intensivo y con amplias diferencias en sus modelos de producción. Los datos de campo en condiciones comerciales, posibilitaron determinar los flujos de fertilizantes, las características de los ciclos biogeoquímicos y su relación con variables ambientales y los aportes al calentamiento global y la lixiviación de nutrientes de suelos para finalmente, desarrollar indicadores que podrán minimizar la incertidumbre de análisis de estos aspectos en agroecosistemas de rosas de corte en la Sabana de Bogotá. En consecuencia los objetivos de esta investigación fueron: 1. Determinar los flujos y acumulados de gases efecto invernadero en tres localidades de producción de rosas bajo invernadero con diferentes dosis de aplicación de fertilizantes, manejos y características de suelos; 2. Identificar los procesos de lixiviación de nitratos y amonio en las localidades de producción de rosas, analizando los factores ambientales de mayor influencia y 3. Aplicar el modelo DNDC, basado en procesos denitrificación-descomposición para predecir y comparar los flujos de gases efecto invernadero y la lixiviación de nutrientes en las localidades de estudio.

El documento se encuentra estructurado en cuatro capítulos, con el fin de presentar de manera detallada los resultados de cada uno de los objetivos.

El primer capítulo, denominado “Fundamentos teóricos, antecedentes y zona de estudio”, muestra el contexto y marco conceptual de la investigación desarrollada, desde la integración de la agroecología como ciencia en la relación agricultura y ambiente. Los fundamentos teóricos y conceptuales del desarrollo metodológico y la presentación detallada del área de estudio.

El segundo capítulo titulado “Flujos de CH_4 , CO_2 y N_2O en agroecosistemas de rosas de corte bajo invernadero”, presenta los resultados detallados del análisis y determinación de los gases efecto invernadero en los agroecosistemas de rosas y su relación con las diferentes variables ambientales, de manejo y características de los suelos. Bajo un enfoque de flujos de materiales y energía y teniendo en cuenta el enfoque de procesos y ecología de sistemas de la agroecología, se analizaron las relaciones entre la entrada de fertilizantes, las variables físico-químicas de tres clases de suelos en localidades de producción comercial de rosas y su relación con las emisiones de los gases efecto invernadero asociados a la agricultura – N_2O , CH_4 y CO_2 .

EL tercer capítulo titulado “Lixiviación de nutrientes en agroecosistemas de rosas de corte bajo diferentes manejos de fertilización”, detalla los resultados de la movilización de N como ion NO_3^- y como ion NH_4^+ en las tres localidades de estudio, su relación con los aspectos ambientales y los contrastes de aporte de estos sistemas al riesgo ecológico sobre aguas subterráneas en la Sabana de Bogotá.

Finalmente, el capítulo cuatro, titulado “El modelo DNDC en la estimación de las pérdidas de N como $\text{N}_2\text{O-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$ en agroecosistemas de rosa de corte bajo invernadero”, muestra los resultados de la aplicación de este modelo basado en procesos, en la predicción de los flujos de gases efecto invernadero y la lixiviación de N entre 0,30 y 0,50 m de profundidad. Con el fin de aportar al desarrollo de herramientas de modelado que permitan disminuir el nivel de incertidumbre de los inventarios de gases efecto invernadero y en el caso específico del ciclo biogeoquímico del N se aplicó este método.

1. Capítulo 1. Fundamentos teóricos, antecedentes y zona de estudio

1.1 Marco teórico

1.1.1 Agricultura y Ambiente: servicios agro-ecosistémicos

Uno de los medios para incrementar la producción agrícola es la intensificación de los sistemas productivos, la cual puede socavar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas, ya que afecta el soporte y la base de los servicios agro-ecosistémicos (SAE), incluyendo el ciclaje de nutrientes, la regulación del clima, la regulación de la calidad y cantidad de agua, la polinización, control de plagas y diversidad biológica, entre otros. El uso intensivo de algunas prácticas agrícolas puede generar cambios positivos y negativos disminuyendo, incrementado o manteniendo estos servicios. Sin embargo, aumentar la producción agrícola a expensas de los SAE puede socavar la sostenibilidad de los agro ecosistemas y la producción de alimentos (Palm *et al.*, 2014).

Según Ruselle y Franzluebbbers (2007), los sistemas agrícolas especializados simplifican los ecosistemas y sus procesos pueden resultar en efectos negativos acumulativos en el ambiente. Estos impactos se manifiestan en contaminación de agua por exceso de nutrientes, plaguicidas y patógenos; agotamiento de los niveles de aguas subterráneas debido a la alta demanda, aumento de la concentración de gases de efecto invernadero procedentes de los suelos con disminución de materia orgánica; pérdida de funciones en suelos por excesivo laboreo y acumulación de sales, entre otros.

En general, los procesos de intensificación en la agricultura están relacionados con la utilización de altas dosis de fertilizantes, el incremento en el consumo de plaguicidas y uso inadecuado de maquinaria para el laboreo de los suelos. Los fertilizantes, son importantes para mantener la productividad de los sistemas agrícolas, mientras los segundos, se utilizan para cumplir diferentes funciones en el control de plagas; no obstante, estas

actividades y otras, como los sistemas de labranza, llevan a considerar la agricultura intensiva, una de las principales fuentes de degradación de los suelos, irrupción de los ciclos biogeoquímicos, pérdidas de nutrientes por emisión, volatilización y lixiviación y, por tanto, a aumentar el impacto ambiental sobre aguas, suelos y biodiversidad.

La obtención de mayores rendimientos en los cultivos y el mejoramiento de la producción agrícola en cantidad y calidad por altos subsidios energéticos, relacionados con el uso de fertilizantes, ha permitido resolver problemas de malnutrición y soportar la demanda de materias primas y commodities en muchas regiones (Beisel 1982; Nesheim 1993; Smil 2001; Sánchez 2004; Townsend *et al.*, 2003); pero al mismo tiempo, esta intensificación ha favorecido el impacto sobre los diferentes compartimentos ambientales. La fertilización en sistemas agrícolas favorece el incremento de la cantidad de nitrógeno que se dispersa en la biosfera cada año, alterando el ciclo de este elemento a escala global (Galloway *et al.*, 2003; Galloway *et al.*, 2004; Galloway *et al.*, 2008). La principal consecuencia de los elevados aportes de N de origen antrópico es la saturación de sistemas naturales, al alcanzarse un umbral de concentración a partir del cual otros nutrientes comienzan a actuar como factores limitantes para el crecimiento, ya que las plantas no pueden seguir absorbiendo más N (Hammond & Mathews 1999) y por tanto es susceptible a perderse en el ambiente. Los aportes en exceso llevan a una progresiva acumulación del N en el suelo y su dispersión por el aire y agua, ya que el nutriente que no es absorbido por ningún organismo o no está disponible como sustrato en los flujos metabólicos del suelo, es liberado a diferentes compartimentos ambientales (Townsend *et al.*, 2003; Galloway *et al.*, 2008).

La fertilización nitrogenada está relacionada con la reducción de los sumideros de metano (CH₄) en los suelos, al generarse un efecto inhibitorio en el almacenamiento (oxidación) de este gas (Bronson, 1994) y con el aumento de las emisiones de óxido nitroso (N₂O) por mayor cantidad de sustrato para procesos de nitrificación y denitrificación y dióxido de carbono (CO₂) a la atmósfera por estimulación de la actividad microbiana y liberación del C de la materia orgánica del suelo (Powlson *et al.*, 1997; Freney, 1997; Fernandes *et al.*, 2002). Aunque los plaguicidas no contribuyen a mejorar el rendimiento de los cultivos, ayudan a controlar las posibles pérdidas causadas por plagas, patógenos de las plantas y malas hierbas (Oerke, 2006), pero también pueden afectar la microbiota del suelo y su actividad sobre los ciclos biogeoquímicos. Estos productos son utilizados en altas dosis y con relativa frecuencia en cultivos

especializados, su entrada en los suelos agrícolas, causa disturbios en el equilibrio de la microflora, afectan su diversidad y actividad (Kouznetsov *et al.*, 2004; Kozdroj and van Elsas, 2001; Margesin *et al.*, 2000) y por tanto, la transformación de las sustancias orgánicas, los ciclos biogeoquímicos de los principales elementos biogénicos (nitrógeno, carbono y fósforo) y la formación de la estructura del suelo (Seybold *et al.*, 1999; van Beelen and Doelman, 1997). Se ha encontrado que las bacterias nitrificantes parecen ser altamente sensibles a la aplicación de elevadas dosis de plaguicidas lo que influye en la actividad enzimática alterando los ciclos del N (Ahtiainen *et al.*, 2003).

En resumen, el uso de plaguicidas, especialmente los sintéticos, genera riesgos para organismos no objetivo, incluidos los seres humanos (Koh y Jeyaratnam, 1996; Konradsen *et al.*, 2003), y altera la funcionalidad de los suelos. Los agricultores de los países de bajos ingresos, aunque utilizan cantidades de plaguicidas mucho menores que los agricultores de países con ingresos más altos, son mucho más vulnerables a los riesgos derivados de su utilización (WHO, 1990; Panuwet *et al.*, 2008; Wesseling *et al.*, 2001). En la práctica, los plaguicidas se suelen emplear de manera simultánea o uno tras otro, y este tipo de manejo a menudo conduce a contaminación combinada de residuos de plaguicidas en el suelo (Chu *et al.*, 2008), alteración de los flujos ecosistémicos al desequilibrar las poblaciones del suelo y los consecuentes riesgos eco-toxicológicos para la producción agrícola y los servicios agroecosistémicos que esta actividad presta.

Tal como se ha mencionado algunas prácticas agrícolas pueden incrementar o mantener los SAE. Sistemas de conservación que integran cultivos, eficientes en las entradas de insumos y con prácticas de conservación de suelos, pueden proporcionar oportunidades de mantener y capturar interacciones ecológicas. Estos agroecosistemas son más eficientes en el ciclaje de nutrientes, con mayor dependencia de recursos naturales renovables y funcionamiento de los suelos como sistemas biológicos, tienen mayor productividad y mejoran los retornos económicos para el productor (Franzluebbbers, 2007; Russelle *et al.*, 2007; Franzluebbbers *et al.*, 2011). Además, los sistemas de conservación pueden proporcionar múltiples beneficios ambientales (Schiere *et al.*, 2002; Franzluebbbers, 2007; Sulc y Tracy, 2007), dentro de los que se encuentran la restauración de paisajes degradadas, la disminución de la erosión por incremento en la cobertura vegetal y eficiencia en el uso del agua, entre otros. En conjunto, las prácticas agrícolas que mantienen y capturan las interacciones ecológicas, tienden a aumentar los

rendimientos al acentuar las regulaciones y soportes de los SAE. Los efectos positivos sobre los SAE están relacionados de manera positiva con la regulación del clima global por secuestro de carbono y emisiones de gases efecto invernadero y con la provisión y regulación de agua y nutrientes mediante la modificación de diferentes propiedades y procesos del suelo (Palm, *et al.*, 2014).

También, es necesario considerar también que los procesos de intensificación y sus efectos han repercutido en la agricultura colombiana. El país cuenta con diversidad de áreas destinadas a la agricultura, con diferentes niveles de impacto resultantes del desarrollo de la actividad agrícola ejercida por varias décadas. Por ejemplo, las zonas agrícolas que ocupan aproximadamente el 38.3% (Banco Mundial, 2010), del área total del territorio nacional, son responsables de aproximadamente el 19% de las emisiones de N_2O , 30% de las emisiones de CH_4 y 50% de las emisiones de CO_2 (IDEAM, 2009), causadas especialmente por aplicación de fertilizantes, cambios de uso de suelo y prácticas de manejo de los suelo.

1.1.2 Ciclos biogeoquímicos de carbono y nitrógeno

Los ciclos de carbono (C) y nitrógeno (N) son de interés fundamental para la biogeoquímica y para la vida en la tierra. Los ciclos biogeoquímicos, son la transferencia de materiales y energía entre reservas bióticas y abióticas y están dominados por microorganismos. La mayoría de los microorganismos del suelo no pueden funcionar sin el agua, los nutrientes y la energía (E) que el suelo provee. Los ciclos biogeoquímicos están controlados en gran parte por los ciclos de reacciones de oxidación-reducción (redox). En estos ciclos, los organismos utilizan reacciones redox para derivar la energía mediante la transferencia de electrones de una especie química reducida (donador de electrones) a una especie química oxidada (aceptor de electrones) (Falkowski *et al.*, 2008). En el suelo, la tasa y las vías químicas de estas reacciones biogeoquímicas son indirectas, pero estrechamente vinculadas a las fuerzas de interacción del agua y la estructura del suelo (Castellano *et al.*, 2012).

En la atmósfera, el C está presente principalmente en forma de CO_2 y cantidades menores de C gaseoso se presentan como CH_4 , CO y otras moléculas gaseosas más grandes que contienen C. En cuanto al N la forma más abundante en la atmósfera es

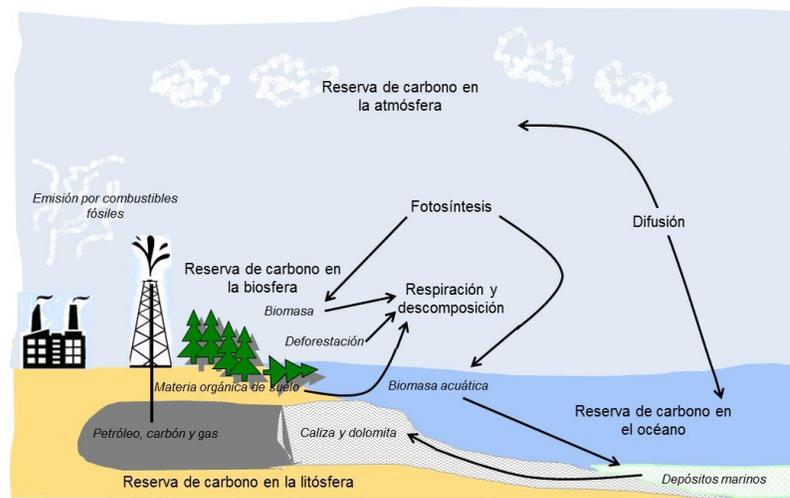
como N_2 . Otras formas de N gaseoso comprenden el óxido nitroso (N_2O) y el óxido nítrico (NO) y otros óxidos de N (NO_x).

▪ El ciclo del carbono y sus implicaciones en sistemas terrestres

El ciclo biogeoquímico del C, describe el movimiento de carbono, en sus múltiples formas, dentro de la biosfera, atmósfera, océanos y geósfera. El carbono es almacenado en el planeta en reservorios como: a) molécula orgánica en organismos vivos y muertos en la biosfera; b) CO_2 en la atmósfera; c) como materia orgánica en los suelos; d) en la litósfera como combustible fósil y depósitos de rocas sedimentarias, tales como piedra caliza, dolomita y cal y e) en los océanos como CO_2 atmosférico disuelto y como conchas de carbonato de calcio en organismos marinos (Pidwirny, 2012).

El ciclo global del C (figura 1-1), es la interacción del conjunto de reservas de C en el sistema tierra, junto con los flujos de C que conectan estas reservas. Así, las plantas verdes absorben CO_2 de la atmósfera durante la fotosíntesis, también llamada producción primaria y liberan CO_2 a la atmósfera durante la respiración. Otro canal de intercambio de CO_2 se presenta entre los océanos y la atmósfera, el CO_2 disuelto en los océanos es utilizado por la biota marina en los procesos fotosintéticos. Las reservas primarias de C se encuentran en los ecosistemas terrestres (incluida la biomasa y los suelos), en el océano, en la atmósfera como CO_2 y en los combustibles fósiles (Sabine *et al.*, 2004).

Figura 1-1. Ciclo global del carbono



Fuente: Physical Geography (2010)

Mediante la fotosíntesis los ecosistemas ganan la mayor parte del CO_2 . Los organismos autótrofos han especializado mecanismos para permitir la absorción de este gas en sus células. Con la adición de agua y energía de la radiación solar, estos organismos utilizan la fotosíntesis para convertir químicamente el CO_2 en moléculas de azúcar a base de carbono. Cada año la fotosíntesis de las plantas terrestres mueve alrededor de 110 Gt Pg $\text{CO}_2\text{-C año}^{-1}$ para la acumulación de biomasa; adicionalmente, parte de esta materia orgánica producida en las plantas se transfiere a los animales heterótrofos a través del consumo (Pidwirny, 2012). La producción primaria neta global (NPP) en la tierra es estimada en 60 Pg $\text{CO}_2\text{-C año}^{-1}$ y corresponde con la tasa de respiración anual (Nieder & Benbi, 2008). Siguiendo el ciclo, el carbono se libera de los ecosistemas como CO_2 mediante el proceso de respiración. La respiración tiene lugar en plantas y animales e implica la descomposición de moléculas orgánicas a base de carbono en CO_2 y otros subproductos. La cadena trófica contiene un número de organismos cuya principal función ecológica es la descomposición de la materia orgánica en sus componentes abióticos. Cada año, la respiración por organismos distintos de los detritívoros devuelve a la atmósfera casi la mitad (50 Pg o 50 mil millones de toneladas métricas) de CO_2 que se absorben por la fotosíntesis. Una parte del C que fluye desde la atmósfera a la biota retroalimenta la cadena trófica. La materia orgánica parcialmente descompuesta entra a ser parte del almacenamiento de carbono en el suelo y con el tiempo, la materia orgánica del suelo se descompone en sus constituyentes agua y CO_2 , los cuales son devueltos a la atmósfera. Este flujo de carbono se conoce como descomposición y representa alrededor de 60 Pg de CO_2 (Pidwirny, 2012).

Otra sección del ciclo de C, son los flujos y reservas de carbono en los océanos. El CO_2 entra a las aguas por simple difusión y una vez disuelto puede permanecer como CO_2 o convertido en carbonato (CO_3^{2-}) o bicarbonato (HCO_3^-). Cuando el CO_2 entra en el océano, se forma ácido carbónico $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{CO}_3$. Esta reacción presenta una tasa de avance y retroceso y estas dos reacciones logran el equilibrio químico al ocurrir ambas en proporciones iguales, manteniendo así una proporción relativamente estable de CO_2 a H_2CO_3 . Finalmente, otra reacción que es importante en el control del pH de los océanos es la liberación de iones de H y bicarbonato $\text{H}_2\text{CO}_3 = \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$ ya que esta reacción amortigua los cambios drásticos del pH del agua de mar (Pidwirny, 2012). En este proceso, algunas formas de vida marina fijan bicarbonato de calcio para producir carbonato de calcio, sustancia utilizada para producir conchas y partes duras del cuerpo.

Cuando los organismos mueren, estas partes van al fondo del océano y se acumulan como depósitos ricos en carbonatos. Los depósitos son alterados física y químicamente en el tiempo y convertidos en rocas sedimentarias, constituyéndose en el mayor sumidero de carbono del planeta.

Finalmente, dentro del ciclo de carbono global se encuentra el C almacenado en la litosfera. Este se almacena en formas inorgánicas y orgánicas, depósitos inorgánicos de carbono en la litosfera incluyen los combustibles fósiles como el carbón, el petróleo y el gas natural, las lutitas bituminosas y depósitos sedimentarios a base de carbonato como piedra caliza. Las formas orgánicas de carbono en la litosfera incluyen desechos orgánicos, materia orgánica y sustancias húmicas que se encuentran en los suelos. Parte del CO₂ es liberado desde el interior de la litosfera por los volcanes. Hasta hace poco, el flujo de carbono almacenado en los combustibles fósiles a la atmósfera era minúsculo (casi cero) y el almacenamiento de combustible fósil representaba un "vía sin salida" para el ciclo del carbono, sin embargo, la revolución industrial incrementó el uso de carbón, petróleo y gas natural. Ahora el uso de combustibles fósiles completa el proceso de rompimiento de depósitos de carbono y junto con la deforestación entran de nuevo a la atmósfera como CO₂ y agua.

▪ **El ciclo del nitrógeno y sus implicaciones en sistemas terrestres**

El nitrógeno puede ser transformado química o bioquímicamente a través de un conjunto de procesos, resumidos en el ciclo del N. El nitrógeno puede ser encontrado en diferentes formas, incluyendo el N molecular, moléculas orgánicas y minerales, gases e iones móviles. La mayoría de las transformaciones involucran la oxidación o reducción de átomos de N, tanto por vías biológicas como químicas (Nieder & Benbi, 2008).

El N es requerido por todos los organismos vivos para la síntesis de proteínas y ácidos nucleicos, los más importantes polímeros de la vida y hace parte integral de las enzimas que direccionan la maquinaria metabólica de las células (Nieder & Benbi, 2008). Además, el N es parte de la clorofila, el pigmento verde de las plantas, responsable de la fotosíntesis y los procesos metabólicos involucrados en el crecimiento y transferencia de energía. Por tanto, el N es el elemento clave que controla la composición, dinámica, diversidad y funcionamiento de los ecosistemas terrestres, acuáticos y marinos (Vitousek

et al., 1997). Aunque el 78.08% de la atmósfera en la tierra está compuesta de N, este elemento no se encuentra realmente disponible para el uso de la mayoría de los organismos vivos, debido a que las moléculas de N₂ no entran fácilmente en las reacciones químicas (Singh *et al.*, 2011). Junto al fósforo, se convierten en los factores limitantes susceptibles de regular la producción primaria en los ecosistemas (Gutschick 1981; Risser & Parton 1982; Danso 1985; Vitousek & Howarth 1991).

En la naturaleza, casi todas las transformaciones del N son mediadas por flujos metabólicos de los microorganismos. Estos procesos metabólicos están ligados al uso del N como vía a su obtención de nutrientes, para la síntesis de los componentes estructurales, como fuente de energía para su crecimiento o como alternativa de aceptor de electrones cuando se desarrollan en medios anaeróbicos. El gran número de componentes de N en la biosfera y sus diferentes propiedades físicas y químicas, hacen que sus flujos y transformaciones sean altamente complejos y con gran variabilidad (Ussiri & Lal, 2013).

La disponibilidad de nitrógeno a menudo limita la producción primaria neta tanto en los ecosistemas naturales, como en los agrícolas (De Vries *et al.*, 2006). El ciclaje y almacenamiento de N en los suelos varía considerablemente dependiendo del tipo de ecosistema y uso del suelo. En agroecosistemas, el ciclaje de N se encuentra sujeto a la fertilización nitrogenada y la asimilación de los cultivos, en tanto que, en los ecosistemas naturales el ciclaje se ve afectado por las condiciones climáticas, edáficas y del paisaje, y la suma de los aportes de N a través de la deposición y la fijación biológica (FBN). Por ejemplo, los bosques templados tienen limitaciones naturales de N, mientras que los bosques tropicales son ecosistemas a menudo ricos en N. Sin embargo, durante las últimas décadas, la situación ha cambiado notablemente debido al aumento de la deposición atmosférica de N en los bosques templados de Europa y América del Norte (De Vries *et al.*, 2007).

El ciclo biogeoquímico del nitrógeno (Figura 1-2) incluye procesos bióticos y abióticos implicados en el equilibrio dinámico de este elemento en la biosfera, propiciando su biodisponibilidad en formas químicas asimilables para los seres vivos. En el ciclo del nitrógeno en el suelo, los procesos de asimilación, amonificación y nitrificación generan amonio y nitrato, sustancias muy solubles, que son arrastradas con facilidad, principalmente en el caso del nitrato, por la escorrentía y la infiltración. Los procesos de

mineral del suelo se encuentra en forma de nitrato, que es la forma más oxidada de nitrógeno en el suelo y en las masas de agua y también, la más comúnmente asimilada por los vegetales. Su asimilación es diferencial, ya que el ion nitrato se encuentra disuelto en la solución del suelo, mientras que gran parte del ion amonio está adsorbido sobre superficies de las arcillas (Pacheco *et al.*, 2002). El dominio en el suelo de coloides cargados negativamente que ocupan los espacio interlaminares de los minerales de la arcilla propicia la adsorción del ion amonio, reduciendo su movilidad en el suelo.

- **Amonificación.** La descomposición de la materia orgánica mediante los procesos de mineralización desarrollados por bacterias y hongos genera ion amonio, nuevamente disponible para el consumo de organismos vegetales y algunos tipos de bacterias (Keeney & Walsh 1972). Este proceso es importante, por cuanto la mayor parte del nitrógeno presente en el suelo está en forma orgánica (alrededor del 90%; Pacheco *et al.*, 2002), integrado en la biomasa viva o en la materia orgánica detrítica (restos orgánicos de las plantas, excrementos animales y humus).

- **Nitrificación.** El amonio presente en el suelo puede sufrir dos procesos de oxidación sucesivos producidos por ciertos grupos de bacterias que actúan en condiciones aerobias: bacterias del género *Nitrosomonas*, que oxidan a nitrito y bacterias del género *Nitrobacter* que oxidan a nitrato (Sharma & Ahlert 1977; Watson *et al.*, 1981, Schmidt 1982; Wetzel 2001). Este proceso requiere la presencia de oxígeno y ocurre rápidamente a temperaturas entre 15 y 30 °C y pH entre 6,5 y 7,5 (Keeney & Walsh 1972). Otros factores que regulan la nitrificación son la concentración de amonio, la concentración de dióxido de carbono, la relación C/N y el potencial redox del suelo.

- **Denitrificación.** Es el proceso que tiene lugar por la acción de bacterias reductoras (anaerobias facultativas) como las *Pseudomonas*, que actúan bajo condiciones anaeróbicas (suelos saturados) y transforman el nitrógeno mineral del suelo en N₂ (Tiedje *et al.*, 1984; Austin 1988; Stumm & Morgan 1996; Wetzel 2001; Pacheco *et al.*, 2002; Paerl *et al.*, 2002) y, en menor medida en óxidos nitrosos. Para que se produzca la denitrificación se requieren concentraciones de carbono soluble mayores de 2 mg L⁻¹ y concentraciones de oxígeno disuelto menores de 2 mg L⁻¹ (Thomasson *et al.*, 1991). Este proceso se ve favorecido a temperaturas de 25 °C o superiores, pH entre 6 y 8, bajo drenaje del suelo y existencia de altas concentraciones de compuestos orgánicos que

actúen como donadores de electrones (Tiedje *et al.*, 1982; Postma *et al.*, 1991; Korom 1992) o en su defecto, otras fuentes de electrones como la pirita, la glaucomita, el Fe, el Mn, o el S (Starr & Gillham 1993).

- **Volatilización.** Es el proceso por el cual el nitrógeno mineral en forma de ion amonio (NH_4^+) de la superficie del suelo pasa a la atmósfera en forma de amoniaco (NH_3). Este proceso está regido fundamentalmente por el pH del suelo; al influir en la ecuación de equilibrio entre el amonio y el amoniaco (Russo 1985). Valores elevados de alcalinidad favorecen una mayor proporción de nitrógeno en forma amoniacal, con respecto al nitrógeno en forma de amonio. Otros factores implicados en la volatilización del N son la capacidad de intercambio catiónico, el contenido en materia orgánica, la textura del suelo y la temperatura.

- **Lixiviación.** Es el proceso en el cual el nitrógeno inorgánico es arrastrado por el agua de infiltración del suelo hacia los horizontes más profundos del mismo y, finalmente, hacia los acuíferos subyacentes. Las pérdidas por este proceso ocurren, normalmente, en forma de nitrato ya que este compuesto no forma asociaciones estables con las partículas edáficas. El amonio, por el contrario, puede ser atraído por las partículas del suelo cargadas negativamente, como la arcilla y la materia orgánica particulada y de esta forma es resistente a la percolación (Pacheco *et al.*, 2002). El riesgo de lixiviación de nitrógeno en condiciones naturales se ve limitado por la escasez de nitrógeno mineral en los suelos y el equilibrio existente entre su biodisponibilidad y su absorción por las plantas. Sin embargo, el impacto de las actividades humanas ha modificado el ciclo del nitrógeno, con un mayor aporte de nitrógeno mineral y orgánico al suelo (uso de fertilizantes), un incremento del contenido de compuestos nitrogenados reactivos en la atmósfera, susceptibles de ser fijados y un mayor riesgo de lavado por las prácticas de riego poco eficientes y excesos de humedad en los suelos. Entre todas las actividades de origen antrópico, la aplicación de fertilizantes agrícolas constituye la mayor alteración del ciclo del nitrógeno a escala global (Townsend *et al.*, 2003).

1.1.3 Agricultura y emisiones de Gases de Efecto Invernadero

Las actividades humanas y entre de éstas, la agricultura moderna, contribuyen a la producción de gases de efecto invernadero (GEI), los cuales se han incrementado desde

el advenimiento de la era industrial (IPCC, 2007). La agricultura contribuye a las emisiones de GEI a través de la alteración de los depósitos de carbono en el suelo, la remoción de la vegetación y el cambio de uso de los suelos (Ceschia *et al.*, 2010). El cambio climático está estrechamente relacionado con el aumento de GEI específicos. El metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O) y el dióxido de carbono (CO₂) son los GEI ligados a las emisiones de los sistemas agrícolas (Smith *et al.*, 2008). Aunque es el CO₂, es el GEI más importante desde la perspectiva de los gestores políticos (Sandor y Skees, 1999), el potencial de calentamiento global (GWP) del CH₄ y N₂O son 25 y 298 veces mayores que el del CO₂ (Solomon *et al.*, 2007).

Las emisiones directas de GEI de la agricultura se encuentran aproximadamente en 6.1 Pg de CO₂eq año⁻¹ y aportan entre el 10 a 12% de las emisiones globales (Lehuger *et al.*, 2011; Linqvist *et al.*, 2012). Estas emisiones son en forma de metano (3.3 Pg de CO₂eq año⁻¹) y óxido nitroso (2.8 Pg de CO₂eq año⁻¹), mientras el flujo neto de CO₂ es más pequeño (0.04 Pg de CO₂eq año⁻¹) (Bellary *et al.*, 2008). Si bien, el flujo bruto del CO₂ es mayor, este disminuye en la medida que las plantas consumen grandes cantidades en la fotosíntesis para producir alimentos, forrajes, fibras y combustibles y todos estos productos de origen vegetal se convierten de nuevo en CO₂ cuando son consumidos o descompuestos en el ambiente. La tasa de emisión neta de CO₂ en el agroecosistema es pequeña, en comparación con el ciclo total de la agricultura, aspecto relacionado principalmente, al uso de energía, fabricación y transporte de los productos en el campo agrícola y su relación con los combustibles fósiles (Snyder *et al.*, 2009).

Así como la extracción y posterior quema de combustibles fósiles, el cambio de uso del suelo y el agotamiento de los depósitos de C en el suelo, son los factores más importantes en la contribución al CO₂ atmosférico (Forster *et al.*, 2007). Los suelos agrícolas del mundo han perdido >50 Pg C (Lal, 2004) y las actividades agrícolas contribuyen con el 3% de las emisiones de CO₂ total anual (Williams *et al.*, 2004), aspectos regulados por las características propias del agroecosistema y su manejo. La materia orgánica del suelo (MOS) juega un papel importante en el aumento de la producción de cultivos (Causarano *et al.*, 2006), en el mejoramiento de la estabilidad estructural del suelo y la mitigación del cambio climático (Hao *et al.*, 2002), mediante la estabilización de la concentración de CO₂ atmosférico. Sin embargo, cuando se labra el suelo, la MOS se descompone rápidamente debido a los cambios en la temperatura y

cantidad de agua y aire en el suelo. La disminución del contenido del carbono orgánico del suelo (COS) (~58% de la MOS) minimiza la resiliencia del suelo, degrada su calidad, reduce la productividad y la capacidad de amortiguación del suelo (Lal y Bruce, 1999). También, el rompimiento de los agregados del suelo y la exposición del COS acentúan la descomposición microbiana del C y N en el suelo, lo que conduce a la emisión de gases de efecto invernadero (por ejemplo CO_2 , CH_4 y N_2O) (Datta *et al.*, 2013).

De acuerdo con Smith *et al.* (2007), el manejo del suelo adicionalmente, provoca emisiones de N_2O y CH_4 que representan alrededor del 40% de las emisiones directas de GEI de la agricultura a nivel global. El óxido nitroso (Figura 1-2), se forma en el suelo a través de procesos microbianos aerobios y anaerobios, los cuales presentan amplias variaciones y tasas, dependiendo de las condiciones atmosférica sitio-específicas; como el contenido de agua del suelo y la aireación, la concentración de nitrato y amonio, la temperatura, la disponibilidad de sustratos orgánicos y valores de pH (Granli y Bockman, 1994; Robertson, 1989). Los procesos aeróbicos y anaeróbicos pueden ocurrir simultáneamente en una pequeña escala espacial (Arah, 1997; Davidson, 1991; Firestone y Davidson, 1989) e incluso ambos pueden ocurrir dentro del mismo agregado (Sixstone *et al.*, 1985), por lo tanto la variabilidad espacial de las emisiones de óxido nitroso suele ser alta.

Los procesos microbianos principales, relacionados con las emisiones de óxido nitroso son la nitrificación y la denitrificación y pueden estar asociados a las tasas de aporte de fertilizantes. Estos procesos, generalmente liberan pequeñas cantidades relativas a la disponibilidad de N en el suelo. La pérdida de N desde el suelo se hace como N_2 , N_2O , NO y NH_3 , el más común es el N_2O que se forma en el suelo a expensas del aporte de fertilizantes y también se produce, durante la descomposición de residuos de los cultivos, sin embargo es un proceso que dependerá de la velocidad de liberación de N y la disponibilidad de C en el suelo (Vergé *et al.*, 2007). La interacción de factores que controlan los procesos de nitrificación y denitrificación son complejas de determinar, debido a que la cantidad de N_2O producido depende de las concentraciones de oxígeno (O_2) en el suelo (Snyder, *et al.*, 2009). También, la temperatura en el suelo determina la velocidad a la cual los microorganismos del suelo desarrollan sus procesos de nitrificación y denitrificación. A temperaturas más bajas la velocidad de intervención de especies en el ciclo del N es más lenta y aumenta a medida que la temperatura aumenta

(Snyder, *et al.*, 2009). Adicionalmente, la concentración de O₂ en el suelo, la cual está influenciada por el contenido de humedad, repercute en las tasas de nitrificación y denitrificación. Finalmente, es importante considerar que otros factores que afectan las emisiones de N₂O son: la textura del suelo y la cantidad de amonio (NH₄⁺) (Granli & Bøckman, 1994; Firestone, 1982).

Aunque la agricultura también está relacionada con la reducción de los sumideros de metano en los suelos (Powlson *et al.*, 1997; Freney, 1997), la situación es muy diferente en cada sistema de producción. Suelos agrícolas bien drenados y aireados son considerados como sumideros de metano (Conrad, 1996), debido a su mayor porosidad y menor contenido de humedad, lo que determina mayores tasas de difusión de los gases y mayores tasas de oxidación de este gas; mientras que suelos con altas entradas de N y poco aireados son considerados emisores de CH₄ debido a mayor disponibilidad de sustrato para la actividad microbiana y posibilidad de generarse microambientes anaeróbicos que permiten la metanogénesis. La función de sumidero de metano de los suelos se basa en la actividad de bacterias específicas oxidantes de metano y amonio (Crill *et al.*, 1994; Hutsch, 1998; Le Mer & Roger, 2001; Krause *et al.*, 2013), pero dependen de las condiciones específicas del sitio. La captura de metano se correlaciona negativamente con la humedad del suelo ya que esta, regula la difusión del CH₄ atmosférico en el suelo (Flessa *et al.*, 1995).

La intensificación de la agricultura con altas dosis de fertilizantes nitrogenados y el alto contenido de N mineral (principalmente amonio y nitrato) suprimen la absorción de metano (Conrad, 1996). Algunos estudios reportan la disminución de la asimilación de CH₄ bajo la deposición adicional de N (Adamsen & King, 1993; Butterbach-Bahl *et al.*, 2002; Jassal *et al.*, 2011), debido posiblemente a que el aumento de las concentraciones de amonio en el suelo inhiben la asimilación del metano por bacterias metanotróficas (Bodelier & Laanbroek, 2004; King & Schnell, 1994). Adicionalmente, suelos agrícolas bien aireados también pueden convertirse en fuentes de CH₄ durante determinados período de tiempo si estiércol bovino, rico en materia orgánica y metanógenos derivados del rumen, son aplicados regularmente (Gattinger *et al.*, 2007; Radl *et al.*, 2007) o si el suelo se encuentra fuertemente compactado (Hansen *et al.*, 1993; Ruser *et al.*, 1998). Las excepciones importantes a los suelos como sumideros de metano son los arrozales, estos sistemas agrícolas anegados tienen un comportamiento anaeróbico permanente y

por tanto se comportan como emisores de grandes cantidades de metano producidas por bacterias metanogénicas, como las *Archaea*.

En términos generales, las principales fuentes y sumideros de GEI, relacionadas con las actividades agrícolas son: la descomposición de la biomasa, hojarasca y estiércol, el aporte de fertilizantes, la respiración y los procesos de nitrificación y desnitrificación en los suelos. La mayoría de los suelos en condiciones naturales se comportan como sumideros de metano y fuentes de óxido nitroso (Mossier *et al.*, 1995). La textura del suelo es un factor importante en relación con los flujos de metano, y al parecer son las texturas más gruesas son las que poseen mayores tasas de captación de metano, en comparación con suelos de texturas más finas (Boeckx *et al.*, 1997), la variación en los procesos microbiológicos y el contenido de agua en el suelos es uno de los caracteres más influyentes en la variabilidad de los flujos de gases efecto invernadero (Conrad, 1995; Pol *et al.*, 1998). En cuanto a la estructura, se considera que la disminución en las tasas de difusión de los gases por los cambios en los parámetros físicos del suelos, están relacionadas con la degradación del suelo. La compactación del suelo provoca una reducción de la macroporosidad, porosidad total y de la superficie para el movimiento de gas y agua, lo cual reduce la tasa de intercambio de gases (Jensen *et al.*, 1996).

En estudios previos, las propiedades del suelo como la temperatura y la humedad y la relación de estas, con los flujos de GEI han recibido una creciente atención (Nkongolo *et al.*, 2010); sin embargo, las investigaciones han reportado correlaciones tanto positivas como negativas de estos parámetro con los flujos de gases (Smith *et al.*, 2003). Otras características del suelo, tales como las propiedades térmicas no han recibido mucha atención (Nkongolo *et al.*, 2010) y es necesario considerar que ellas, controlan el movimiento del calor en el suelo y de esta manera, afectan de manera directa la producción y emisión de gases desde los suelos (Hopmans *et al.*, 2002). Estas propiedades, también inciden en la distribución de la energía en la superficie del suelo y están relacionadas con la temperatura y transferencia de calor y agua en la superficie (Ochsner *et al.*, 2001) y por tanto, con la actividad microbiana y los flujos de GEI.

1.1.4 Uso de fertilizantes en la agricultura: implicaciones ambientales y socioeconómicas

La población mundial y el crecimiento económico son las principales fuerzas que impulsan el aumento de la demanda mundial de alimentos, la producción de cultivos y el uso de fertilizantes. A pesar del crecimiento de la población mundial más lento, de 1,26% (1996-2005) a 1.10% (2006-2015), los incrementos absolutos anuales siguen siendo altos. Está previsto que entre 50 y 70 millones de personas se sumarán cada año a la población mundial hasta mediados de la década de 2030. Casi todo este incremento se espera que tenga lugar en los países en desarrollo, especialmente el grupo de los 50 países menos desarrollados y así, más alimentos y fibras serán necesarios para alimentar y vestir esta población adicional. Existe por tanto, un amplio margen para nuevos aumentos de la demanda de alimentos, incluso cuando el crecimiento demográfico se ralentiza (FAO, 2008) y de esta manera el incremento de áreas de producción o intensificación de la agricultura y por tanto, el aumento del uso de fertilizantes.

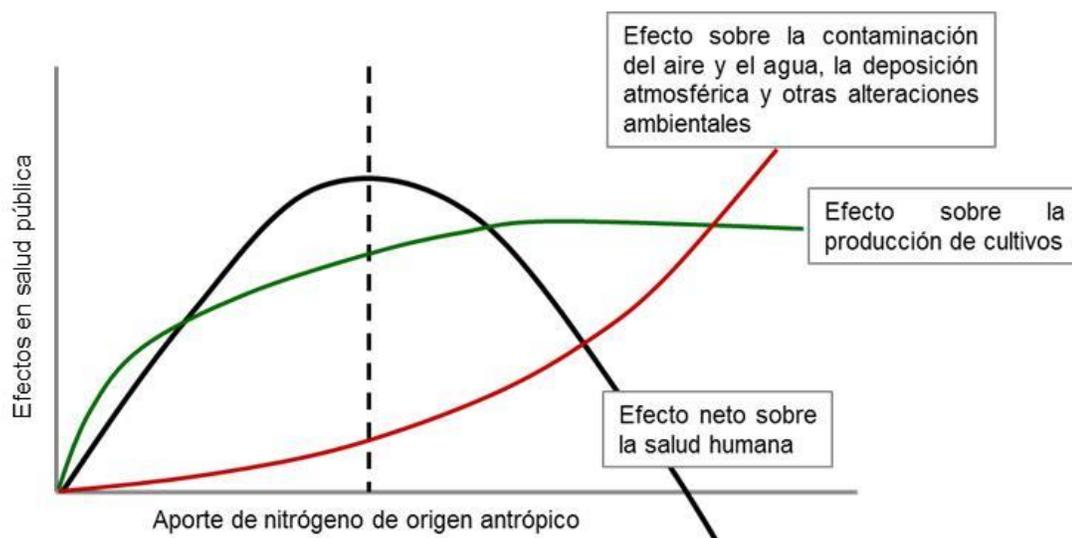
La producción agrícola es muy dependiente de sustancias inorgánicas específicamente fertilizantes. Los productores recurren a las variedades de cultivos de alto rendimiento que requieren grandes cantidades de nutrientes, principalmente nitrógeno, fósforo y potasio, a fin de generar un mayor rendimiento y rentabilidad. El consumo mundial de fertilizantes ha aumentado de manera constante con una detención temporal a principios de 1990 debido al colapso de la ex Unión Soviética. El consumo mundial de fertilizantes entre 2010 y 2011 se estimó en unos 173 Mt (IFA, 2013). Sin lugar a dudas, la obtención de mayores rendimientos en los cultivos y la mejora en la producción de alimentos y fibras en cantidad y calidad, por el uso de fertilizantes, han permitido resolver algunos problemas de malnutrición en diferentes regiones y soportar la creciente demanda de materias primas y commodities, a nivel planetario (Beisel, 1982; Nesheim, 1993; Smil, 2001; Sánchez, 2004; Townsend *et al.*, 2003). Sin embargo, la intensificación de las técnicas agrícolas ha favorecido el incremento de la cantidad de nitrógeno que se dispersa en la biosfera cada año, alterando el ciclo de este elemento a escala global (Galloway & Cowling 2002; Galloway *et al.*, 2004; Galloway *et al.*, 2008).

En la agricultura, los nutrientes de los fertilizantes pueden perderse por lixiviación, erosión y escorrentía o por emisiones gaseosas. La importancia relativa de estos procesos puede variar ampliamente dependiendo del sistema agrícola y el ambiente. Por ejemplo, el N

puede ser lixiviado en cualquier sistema donde la precipitación o el agua de riego superan la evapotranspiración. La erosión causada por el agua o por el viento o la escorrentía en suelos desnudos en donde se ha dejado el barbecho, también pueden ser fuente de pérdidas de fertilizantes. Así mismo, en sistemas agrícolas con irrigación, en donde se permite que el agua fluya por las laderas de un campo a otro o en donde se producen desbordamientos tras fuertes lluvias y en sistemas de cultivos de inundación, las pérdidas de fertilizantes por lixiviación tienden a incrementarse (Freney *et al.*, 1995). No obstante, gran parte de los excedentes de N son emitidos como nitrógeno gaseoso (NH_3 , NO , N_2O y N_2), generando impactos económicos y ambientales (Spinelli *et al.*, 2013).

De acuerdo con el modelo conceptual de los efectos netos de en salud pública por el incremento de fijación y uso de N, propuesto Townsend *et al.* (2003), se determina que la fijación de N_2 los aportes de nitrógeno en la biosfera genera efectos positivos sobre la producción agrícola, la producción de alimentos, que repercuten en general sobre la nutrición (Figura 1-3); hasta determinado punto máximo y potencialmente comienza a decrecer; alcanzado este punto máximo los aportes de nitrógeno no mejoran la productividad ya que no es asimilado por las plantas, pero si genera pérdidas hacia diferentes compartimentos ambientales, con los consecuentes riesgos e impactos ambientales y la retroalimentación potencial entre el aumento de la disponibilidad de N y la dinámica ecológica de enfermedades ambientalmente albergadas.

Figura 1-3. Efecto neto del aporte de nitrógeno de origen antrópico sobre el ambiente



Fuente: Townsend *et al.*, (2003).

En términos generales, se estima que desde el siglo XX, las tasas de deposición de N ligadas principalmente al uso de fertilizantes en la agricultura, han aumentado en diferentes regiones del mundo. Para 1860, el total de deposiciones de NO_x se estimó en ~12.8 Tg año⁻¹, con ~6.6 Tg año en los continentes y ~6.2 Tg año⁻¹ sobre los océanos (Galloway *et al.*, 2004). La deposición de NH_y total (incluyendo fuentes no locales de más rápida deposición que emisiones locales de NH₃) en 1860 pudo haber ascendido a ~10.8 Tg N año⁻¹ a nivel continental y ~7,9 Tg N año⁻¹ en los océanos. La deposición de NH_y de fuentes no locales solo en 1860, fue de ~4,8 Tg N año⁻¹ en los continentes y ~ 2,3 Tg N año⁻¹ en océanos. Para la década de 1990, la deposición total de NOx fue de ~45 Tg N año⁻¹ con alrededor de la mitad de la misma, en continentes (~25 Tg N año⁻¹) y la otra mitad (~20 Tg N año⁻¹) de los océanos. En cuanto a NH_y, la deposición total en esta misma década se estimó en ~56 Tg N con alrededor de ~38 Tg N año⁻¹ en continentes y ~18 Tg N año⁻¹ en océanos, lo que demuestra que el NH_y-N es depositado en suelos y aguas después de corta distancia de transporte, mientras el NOx-N es depositado después de transportarse a mayor distancia (Nieder & Benbi, 2008).

Finalmente, es importante considerar que las estimaciones de Galloway *et al.*, (2004) son más importantes para las observaciones a gran escala y para la comparación de la evolución de deposiciones a largo plazo; sin embargo, apenas si reflejan situaciones locales. Muchas zonas de Europa, Norteamérica, América Latina y Asia, en parte reciben deposiciones extremadamente altas de N (al menos un orden de magnitud mayor que las estimaciones anteriores a gran escala), con una creciente proporción de nitrógeno procedente de la agricultura (especialmente NH_y-N de la producción ganadera, el almacenamiento de estiércoles y la aplicación de abonos y fertilizantes nitrogenados minerales, primordialmente urea) (Nieder & Benbi, 2008), que deben ser tenidas en cuenta y constantemente monitoreadas para reducir los riesgos ambientales y los impactos económicos en los productores.

1.1.5 Métodos de análisis

Las emisiones netas de GEI en un ecosistema son el resultado de la absorción y emisión y presentan cambios, dependiendo de variables como la temperatura, las condiciones de humedad, la física de los suelos, topografía, prácticas de manejo y la cobertura vegetal (Riutta *et al.*, 2007). Los parámetros que definen la producción y consumo de GEI en

ecosistemas presentan una alta variabilidad espacial y temporal. En general, el intercambio entre suelo y atmósfera de CO₂, N₂O y CH₄ ocurre como resultado de diferentes procesos cuyo estudio se concentra en la medición del intercambio gaseoso suelo-atmósfera; la identificación del origen de los flujos, la posibilidad de extrapolar los flujos adecuadamente a escala de ecosistema y la determinación de las posibles intervenciones de gestión en paisajes heterogéneos ha utilizado la combinación de diferentes técnicas de medición a pequeña y gran escala (Schrier-Uijl *et al.*, 2010).

Los GEI ligados a la agricultura han recibido gran atención, debido al papel que estos juegan en el cambio climático global (Forster *et al.*, 2007). Las técnicas de campo más utilizados en este contexto son las torres micro-meteorológicas (sistema de flujo turbulento o eddy covariance por su nombre en inglés) (Baldocchi *et al.*, 1988; Massman & Lee, 2002); métodos basados en cámaras (Davidson *et al.*, 2002; Lundegardh, 1927) y métodos de balance de masa (De Jong y Schappert, 1972; Schack-Kirchner *et al.*, 2011). La diferencia de la aplicación está dada, por la escala de observación, hipótesis, limitaciones y aplicabilidad.

Los métodos micro-meteorológicos han sido usados por más de 50 años, inicialmente, para medir el intercambio de CO₂ y el vapor de agua entre la atmósfera y el dosel de la cobertura vegetal, y ahora para la medición de otros GEI incluidos el N₂O y CH₄. El método de flujo turbulento (eddy covariance) es un sistema de monitoreo tridimensional de la velocidad del viento y la densidad del flujo vertical de calor latente (λE) y calor sensible (H) y diferentes escalares, incluyendo CO₂, vapor de agua y otros GEI (Skinner & Wagner-Riddle, 2012). Los autores afirman que en el caso de CO₂, el flujo vertical es calculado como la covarianza entre las fluctuaciones entre la velocidad vertical del viento y las concentraciones de CO₂. La ecuación general para describir el flujo turbulento aplicado para el CO₂ está descrita a continuación (Ecuación 1-1).

$$F_C = \overline{w'p'} \quad (\text{Ecuación 1-1})$$

Donde F_C = flujo de CO₂, w es la velocidad vertical del viento, p es la densidad prima del CO₂, la cual indica las fluctuaciones instantáneas sobre la media y la barra denota un tiempo medio. Una limitación que regula las mediciones de estos flujos es la suposición que el flujo medio vertical de aire seco, es cero (Webb *et al.*, 1980). En resumen, el

método estima el movimiento turbulento del gas, el cual domina el transporte de este en la atmósfera arriba del suelo, la mayor parte del tiempo. Sin embargo, esta técnica no puede ser utilizada cuando la turbulencia no es suficiente, por ejemplo, en situaciones de poco viento que pueden ocurrir con bastante frecuencia (durante las noches o por debajo de doseles de plantas densas) o bajo condiciones de invernadero.

Las mediciones de flujo turbulento estiman el flujo neto del ecosistema, lo que significa que miden no solo el intercambio entre el suelo y la atmósfera, sino también los flujos derivados de las plantas, tales como fotosíntesis durante el día y respiración en la noche. En este método, el área de influencia de la medición depende de las condiciones del viento y puede abarcar hasta cientos de metros cuadrados. Esta técnica permite una buena estimación del flujo global en el sitio por la escala espacial y temporal de análisis, evitando las limitaciones impuestas por los métodos de cámara cerrada. Aunque tienen muchas ventajas, como cualquier herramienta de medición existen limitaciones que deben ser reconocidas y dentro de ellas, es que dificulta una investigación detallada de la variabilidad espacial de los procesos del suelo (Maier & Schack-Kirchner, 2014).

De otro lado, el método de cámaras es la herramienta más comúnmente utilizada para la medición de flujos de gases efecto invernadero desde el suelo. Existen cámaras de sistema cerrado y cámaras de sistema abierto. Las cámaras cerradas son cilindros o cajas insertadas en el suelo para formar un recinto hermético. Comúnmente, las cámaras estáticas sellan un cierto volumen de gases de la atmósfera por encima de la superficie del suelo en un tiempo predeterminado, para permitir que se acumulen los GEI a una concentración por encima de la del ambiente, para determinarse posteriormente, por cromatografía de gases o directamente por análisis infrarrojo (Ussiri & Lal, 2013). El área de superficie del suelo monitoreada generalmente, está en rango de $\sim 0,1\text{m}^2$ (Ambus & Clayton, 1994) a $\sim 0,5\text{m}^2$ (Clayton *et al.*, 1994), dependiendo de las dimensiones de la cámara.

Los flujos de gases son monitoreados a intervalos regulares después de sellar temporalmente las cámaras con un cierre hermético. Esta técnica se basa en el incremento (o disminución en el caso de sumideros) de la concentración de gas dentro del espacio frontal cerrado de la cámara, para una concentración que es determinada por cromatografía de gases (Hedley *et al.*, 2006). Los flujos del gas son luego calculados

mediante regresión lineal y la ley de los gases ideales mediante la ecuación 1-2, propuesta por Ussiri *et al.*, (2009).

$$F = \left(\frac{\Delta g}{\Delta t} \right) \left(p \frac{V}{A} \right) \left(\frac{273}{T+273} \right) k \quad (\text{Ecuación 1-2})$$

Donde $\Delta g/\Delta t$ es la tasa media de cambio en la concentración del gas dentro de la cámara ($\text{mg m}^{-2} \text{min}^{-1}$), p es la densidad del gas, V es el volumen de la cámara (m^3), A es el área superficial circunscrita por la cámara (m^2), T es la temperatura en la cámara ($^{\circ}\text{C}$ o $^{\circ}\text{F}$) y k es el factor de conversión de tiempo.

Este método permite la acumulación de gases de interés en un volumen conocido ya que no hay reemplazo de aire en el espacio frontal de la cámara y la concentración del gas se incrementa continuamente. Este tipo de cámaras son las más utilizadas para monitorear flujos suelo-atmósfera, debido a que mayores cambios en la concentración son más fáciles de detectar. Las cámaras cerradas pueden ser estáticas o dinámicas. En las cámaras estáticas, no hay circulación de aire dentro de ellas; estas cámaras pueden ser operadas de forma manual o automatizada para incorporar la muestra del gas en el equipo de análisis. Para las cámaras estáticas de operación manual, la práctica habitual consiste en tomar muestras de aire periódicamente del espacio frontal con una jeringa de gas y medir la concentración del gas en el laboratorio, por medio de cromatografía de gases. Las cámaras dinámicas son más complejas y son generalmente automatizadas y equipadas con un analizador de gas. El aire circula en un circuito cerrado entre el espacio frontal de la cámara y un analizador de gas. La circulación permite que la tasa de concentración aumente en el espacio frontal de la cámara y pueda ser monitoreado para detectar cualquier inhibición del flujo por el incremento de la concentración en la cámara. El objetivo es tener un aumento lineal que indica un flujo constante desde la superficie (Ussiri & Lal, 2013).

Por el contrario, las cámaras de sistema de flujo abierto están diseñadas para mantener un flujo constante de aire; este pasa a través de la cámara y la diferencia en la concentración entre el aire de entrada y el dejado en la cámara es medida (Ussiri & Lal, 2013). La densidad del flujo de gas en la superficie ($F = \text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) es calculado de la relación entre el flujo volumétrico del gas, la concentración del gas presente en la muestra de la cámara y el área de la cámara, por medio de la ecuación 1-3.

$$F = v \frac{(P_{gO} - P_{gi})}{A} \text{ (Ecuación 1-3)}$$

Donde v ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) es la tasa de flujo volumétrico del gas monitoreado, P_{gO} es la concentración del gas en la muestra de aire que sale de la cámara, P_{gi} es la concentración del gas en el aire dentro de la cámara y A es la superficie cubierta por la cámara (m^2). Las cámaras de flujo abierto tienen la ventaja de controlar el caudal, lo que elimina el riesgo de inhibir el flujo en la superficie por eventuales concentraciones altas del GEI en la parte frontal de la cámara. La principal desventaja de esta cámara es la pequeña magnitud de aumento en la concentración cuando los flujos de gases son bajos (Ussiri & Lal, 2013).

En resumen, el método de cámaras estáticas es a menudo utilizado para determinar las distribuciones de fuentes y sumideros en paisajes no uniformes y así mismo, para cuantificar las diferencias espaciales de CO_2 , CH_4 y N_2O a pequeña escala (Christensen *et al.*, 1995; Hutchinson y Livingston, 2002; Kutzbach *et al.*, 2004; Hendriks *et al.*, 2007; Schrier-Uijl *et al.*, 2009). El sistema de cámaras cerradas o abiertas es un enfoque de abajo hacia arriba, utilizado en todo el mundo para el control de flujos de GEI bajo diferentes tipos sistemas de manejo de tierras, incluyendo los sistemas agrícolas (Ussiri *et al.*, 2009), pastos (Luo *et al.*, 2008) y bosques (Pihlatie *et al.*, 2010).

El método de balance de masa equipara la tasa de producción de un gas en un volumen control, con la diferencia entre la tasa a la cual el gas es portado fuera del volumen control por el viento. El flujo medio horizontal de emisión del gas F_H ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) en cualquier nivel de z en un límite a favor del viento está dado por la ecuación 1-4, propuesta por Denmead (2008).

$$F_{h,z} = \overline{U_z (P_{g,z} - P_{g,u})} \text{ (Ecuación 1-4)}$$

Donde U_z es la velocidad horizontal del viento en la distancia z , y $P_{g,z}$ y $P_{g,u}$ son las concentraciones del gas en z en el límite de dirección del viento y en contra del viento, la barra denota un tiempo promedio. Los datos primarios requeridos para llevar a cabo esta metodología son los perfiles de concentración de gas en los límites en la dirección del viento y el perfil de velocidad del viento, la dirección del viento y la concentración del gas al fondo de la cámara por presión de contra viento. El método de balance de masa

puede ser aplicado tanto en sistemas cerrados, como en sistemas abiertos. Las técnicas de sistemas cerrados han sido utilizadas para determinar emisiones gaseosas de vertederos, campos tratados, rebaños pequeños con animales confinados (Denmead *et al.*, 1998). Este método es apropiado para la medición de flujos de gases de áreas pequeñas con fuentes bien definidos.

En general, los sistemas cerrados son adecuados para las determinaciones de fuentes de distribución homogénea, como para las de distribución heterogénea. Por ejemplo, son apropiados para determinar NH_3 y N_2O relacionada con aplicaciones de fertilizantes o CH_4 y NH_4 de campos de operaciones de pastoreo a pequeña escala (Prasertsak *et al.*, 2001).

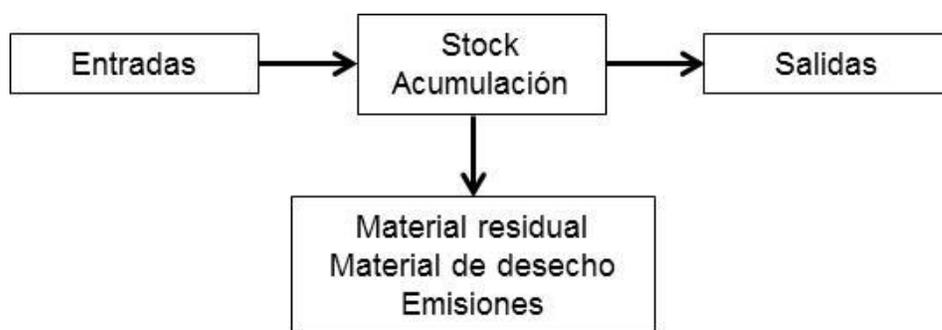
- **Balances de masa: flujos de energía y ciclaje de nutrientes**

Las leyes de la termodinámica proporcionan la base para la cuantificación de la interacción entre los recursos naturales y su entorno, incluyendo los flujos y depósitos de capital natural (Weston & Ruth, 1997) y en sistemas agrícolas permiten evaluar la eficiencia energética y las cargas ambientales en una unidad común. Los procesos de transformación de materiales degradan energía con el fin de transformar los materiales desde sus estados originales a estados más productivos y disponibles y como parte del resultado, los materiales son liberados al ambiente como producto de desecho y energía disipada en forma de calor residual o emisiones (Ruth, 1995). En general, el principio de balance de masa, con base en la Primera Ley de la termodinámica, establece que las entradas de masa deben ser iguales a la salida de masa más la acumulación neta de materiales para cada paso del proceso (Giljum & Hubacek, 2001). Por lo tanto, en un proceso de contabilidad de materiales, debería ser posible estimar el stock de materiales, los flujos y la acumulación (Browne *et al.*, 2012) (Figura 1-4). Sin embargo, la suma de todas las entradas y salidas de materiales de los subcomponentes del sistema no siempre son iguales al total de entradas y salidas del sistema, debido a la doble contabilidad, los flujos internos y la interdependencia de componentes y sectores en los sistemas (Schandl *et al.*, 2002).

La figura 1-4 ilustra cómo los materiales residuales y de desecho y las emisiones gaseosas que pueden producirse como parte del proceso de transformación del material, hacen parte del balance entre las entradas menos el stock neto de acumulación y las salidas. Este

material residual y desecho más las emisiones gaseosas hacen parte de los impactos ambientales y los costos asociados con el metabolismo socio-económico (Ayres, 1998; Ayres & Kneese, 1969). En este caso, se considera que materiales útiles de baja entropía entran en el sistema y se procesan a productos intermedios o finales. Por el contrario, residuos y desechos de alta entropía, efluentes y emisiones gaseosas son retornados al ambiente desde varios puntos en el sistema productivo (Rebane, 1995; Turner *et al.*, 1994). Este es un aspecto importante a considerar en el análisis de sistemas agrícolas, en donde los fertilizantes utilizados entran como material y cuando no son procesados se convierten en residuos, efluentes y emisiones de alta entropía y regresados al ambiente.

Figura 1-4. Balance de masa en flujos de materiales y energía



Fuente: Browne *et al.*, (2012)

El objetivo de un estudio de balance de masa es cuantificar el flujo de material o insumos de entrada en un sistema con límites definidos en un período de tiempo, para identificar donde el flujo de materiales es acumulado o emitido. Adicionalmente, este puede también, indicar los puntos del ciclo de vida donde los flujos se usan más ineficientemente. En conclusión, el análisis de flujos de materiales y energía utiliza el balance de masa para medir: (i) las entradas tales como materia primas (ii) bienes y productos finales o intermedios; (iii) salidas, incluyendo residuos, emisiones y desechos; y (iv) acumulación y stock dentro del agroecosistema (Sheerin, 2002). Este también utiliza un enfoque de sistemas para establecer el destino de flujos de energía y materiales desde el punto de extracción hasta su disposición final (Chambers *et al.*, 2004; Kovanda & Hak, 2006).

En sistemas agrícolas, los análisis de flujos de materiales y energía a través de los balances de masa son útiles para determinar la eficiencia del uso de recursos, las relaciones entrada y salida, los puntos de ineficiencia en el ciclo de vida y los impactos

ambientales ligados a las emisiones, efluentes y desechos de materiales y energía. El balance de nutrientes por ejemplo, es comúnmente utilizado como indicador de impacto y contaminación en países desarrollados o como indicador de agotamiento de nutrientes en suelo y emisiones en países en desarrollo (Tittonell *et al.*, 2005, Alvarez *et al.*, 2014). Sin embargo dependiendo de su aproximación, el balance de nutrientes es considerado como una caja negra, porque no considera los flujos de nutrientes internos ni las disipaciones de N (Cobo *et al.*, 2010; Van Beek *et al.*, 2009) u otros nutrientes.

El ciclaje es el proceso de reutilización de materia o energía en el ecosistema. Este ciclaje en ecosistemas en conjunto o de manera individual, tal como los ciclos de carbono, fósforo y nitrógeno han sido ampliamente investigados en las últimas décadas. También, los ciclos de energía en los ecosistemas han sido estudiados, aunque con grandes diferencias en los enfoques metodológicos y no en cantidades tan importantes como los de la materia. En ecosistemas y agroecosistemas, el ciclo de energía es completado principalmente por la vía del flujo de energía de la materia orgánica muerta a detritus y finalmente, la parte de este que regresa al sistema a través de los detritívoros (Fath & Haines, 2007).

En general, muchos estudios sobre el ciclaje en ecosistemas (Fenchel & Blackburn, 1979; De Angelis, 1980), han sido enfocados a la descripción empírica de los procesos de reciclaje específicos, como las vías detalladas de los ciclos del C, P y N, sin embargo y acorde con la necesidad de explicar y detallar con mayor especificidad los almacenamientos, stocks y emisiones, se han desarrollado estudios como el de Qianqian & Kazanci (2014) que permiten cuantificar y modelar todos los flujos energéticos conservativos para un ecosistema general, como la biomasa, los nutrientes, la energía o de los elementos específicos como carbono, nitrógeno y fósforo. En este modelo de ecosistema tipo flujo-almacenamiento, el flujo es la cantidad total de material que fluye a través de todos los compartimentos del sistema por unidad de tiempo, mientras que el almacenamiento representa el total de existencias que permanecen en el sistema.

De acuerdo con Odum (1969), el ciclaje es un indicador de madurez de un ecosistema. Este indicador revela la capacidad del ecosistema para conservar la materia o la energía, y soportar la escasez de recursos. Varios estudios (De Angelis, 1980; De Angelis *et al.*, 1989; Loreau, 1994) indican que el aumento del ciclaje de materia tiende a aumentar la probabilidad de que el sistema sea localmente estable. Scotti (2008) señala que el

aumento de la cantidad de materia reciclada tiende a aumentar la eficiencia de transferencia y minimizar la dependencia del agroecosistema de soportes externos.

En sistemas agrícolas, la eficiencia en el ciclaje de nutrientes es considerado por diferentes autores (Broadbent & Carlton; 1979; Tarkalson & Mikkelsen, 2004; Mikkelsen, 2005), un importante indicador ya que representa el análisis de los flujos completos en el ciclaje de nutrientes; no obstante, si este se determina desde la eficiencia en asimilación y su resultado en rendimiento, generalmente se deja de lado el riesgo que representan los stock, el almacenamiento y las emisiones de los nutrientes que no son usados por el cultivo. Por lo anterior, es importante considerar que todos los agroecosistemas causan una interrupción en los ciclos naturales de los nutrientes –como consecuencia inevitable de los modernos sistemas de producción agrícola (Mikkelsen, 2005) de altos subsidios.

La susceptibilidad de pérdida en los nutrientes esenciales para la planta, así como sus mecanismos son únicos para cada uno de ellos, por lo tanto los puntos de ineficiencia en el flujo de energía y ciclaje de nutrientes tendrán impactos diferentes. De acuerdo a estos parámetros, Mikkelsen (2005), propone que esta medida de eficiencia debe hacerse sobre una base caso por caso, observando la sensibilidad ambiental local y los objetivos vulnerables por impacto de la salida de nutrientes. En general, muchas investigaciones han demostrado que la pérdida de nutrientes es mucho mayor cuando se añaden fertilizantes o abonos a tasas más allá de su necesidad agronómica (por ejemplo nitrógeno: Broadbent & Carlton, 1979; Fósforo: Tarkalson & Mikkelsen, 2004), pero los factores ambientales deben ser tomados en cuenta. Las condiciones locales, tales como lluvia, desnitrificación, lixiviación y el potencial de escorrentía, entre otros, junto con los flujos de energía y el ciclaje de nutrientes, deberían ser evaluados para determinar el nivel de pérdida aceptable y la eficiencia ambiental en términos de menores emisiones líquidas, sólidas y gaseosas de un sistema agrícola.

▪ **Modelado de flujos de energía – Modelo Denitrificación-Descomposición DNDC 9.5**

Los modelos de simulación se encuentran estructurados desde relaciones empíricas simples basados en análisis estadísticos hasta los modelos mecanicistas complejos, que tienen en cuenta todos los factores que afectan la producción de un GEI en el suelo (Li *et al.*, 1992; Freibauer & Kaltschmitt, 2003; Jinguo *et al.*, 2006). Dentro de estos últimos, lo

factores contemplados son la humedad del suelo, temperatura del suelo, el carbono y el nitrógeno como sustrato para la nitrificación y desnitrificación microbiana, procesos que son críticos para la determinación de las emisiones de N_2O , entre otros GEI (Frissel & Van Veen, 1981; Leffelaar & Wessel, 1988). Aspectos que son críticos para determinar las emisiones gaseosas y líquidas y que son parte de los análisis de flujos de energía en los sistemas agrícolas.

El modelo DNDC, es un modelo basado en procesos ampliamente utilizado, desarrollado para evaluar las emisiones de N_2O , NO, N_2 , CH_4 y CO_2 procedentes de suelos agrícolas (Li *et al.*, 1992, 1994; Li, 2000). Dentro de las ventajas de la utilización del modelo DNDC están: ha sido ampliamente probado y ha mostrado una buena concordancia entre los resultados medidos y modelados para muchos ecosistemas diferentes, tales como pastizales (Brown *et al.*, 2001; Hsieh *et al.*, 2005; Saggar *et al.*, 2007), tierras de cultivo (Li, 2003; Cai *et al.*, 2003, Yeluripati *et al.*, 2006) y bosques (Li, 2000; Stange *et al.*, 2000; Kesik *et al.*, 2006). El modelo requiere de una entrada de datos razonable y es adecuado para simular a diferentes escalas espaciales y temporales (Abdalla *et al.*, 2009). La base del DNDC se construyó a partir de la integración de un grupo de reacciones bioquímicas y geoquímicas que ocurren comúnmente en los ecosistemas y que regulan los procesos de transformación y transporte del N y C en el sistema suelo-planta (Li *et al.*, 2014).

El DNDC consta de seis sub-modelos interactuantes para la simulación del clima del suelo, crecimiento de las plantas, descomposición, nitrificación, desnitrificación y fermentación. El sub-modelo clima del suelo calcula el comportamiento diario de la temperatura y la humedad en los perfiles del suelo, basado en las propiedades físicas, el clima y el uso del agua de la planta. El sub-modelo crecimiento de las plantas calcula el agua y la absorción de N por la vegetación, la respiración de las raíces y la acumulación de biomasa y su repartición en granos, tallos y raíces. La distribución de la biomasa es determinada por los parámetros fisiológicos almacenados de acuerdo a los aspectos metabólicos de los cultivos. Para el módulo empírico, las fracciones en granos, hojas, tallos y raíz se mantienen constantes, aunque la biomasa total pueda variar.

El sub-modelo descomposición simula la descomposición, la volatilización de NH_3 y la producción de CO_2 por los microorganismos del suelo. Por su parte, el sub-modelo nitrificación rastrea el crecimiento de bacterias nitrificadoras y la tasa de cambio de NH_4^+

a NO_3^- . El sub-modelo denitrificación simula la reducción bioquímica secuencial del nitrato a NO , NO_2 , N_2O y N_2 , basado en el potencial redox del suelo y el carbón orgánico disuelto; mientras que el sub-modelo de fermentación cuantifica la producción, oxidación y transporte de CH_4 (Li *et al.*, 2014).

Bajo los anteriores aspectos, los parámetros de soporte para correr el modelo incluyen datos climáticos diarios (es decir, temperatura y precipitación o en algunos casos como la producción bajo invernadero, la lámina de riego), propiedades del suelo (densidad del suelo, textura, carbono orgánico del suelo-SOC inicial y pH), uso del suelo (tipo de cultivo y sistemas de rotación) y prácticas de manejo (labranza, fertilizantes, riego, tasas de retorno de residuos al cultivos y podas). Como modelo basado en procesos, el DNDC es capaz de predecir los flujos de suelo de los tres gases de efecto invernadero N_2O , CO_2 y CH_4 principales en agricultura, así como otros indicadores ambientales y económicos importantes, tales como la producción de cultivos y la volatilización de amoníaco y la lixiviación de NO_3^- (Giltrap *et al.*, 2010).

La aplicación del modelo está basada en incluir diferentes variables medidas en campo pueden ser ingresadas al modelo y las variables no medidas son tomadas de la parametrización del mismo. A partir de lo descrito por Abdalla *et al.*, (2009), la desviación relativa (y) de los flujos modelados de los valores de flujos medidos puede ser calculada por la siguiente ecuación:

$$Y = \frac{(X_s - X_o)}{X_o * 100} \text{ (Ecuación 1-5)}$$

Donde X_o y X_s corresponden a las variables medidas y las variables simuladas, respectivamente. Los análisis de sensibilidad pueden ser llevados a cabo mediante la variación de algún factor determinante, mientras los otros factores se mantienen constantes en el ciclo anual del ciclo anual evaluado.

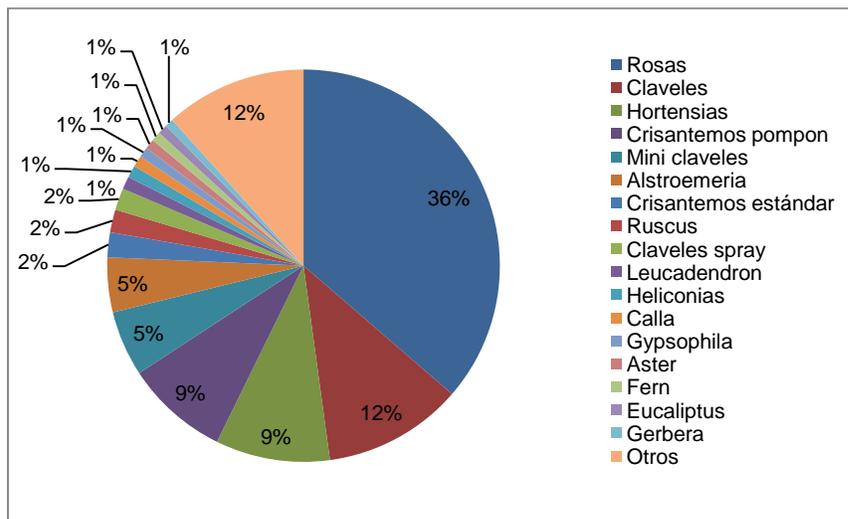
Los parámetros ingresados en la aplicación del modelo la comparación de los flujos medidos y modelados para el caso de la producción de rosas de corte en Colombia, estuvieron relacionados con los sub-modelos clima del suelo y crecimiento de las plantas y a partir de allí se analizó la desviación relativa de los resultados modelados y medidos en campo en cuanto a emisiones de N_2O y pérdidas de NO_3^- .

1.1.6 La Floricultura como modelo agrícola de análisis

Alrededor de 305.105 ha se utilizan en la producción de flores en diferentes partes del mundo, de las cuales aproximadamente 44.444 ha están en Europa, 22.388 ha en América, 215.386 ha en Asia y Pacífico, en Medio Oriente y África 2.282 ha y África del Sur y Central 17.605 ha (AIPH, 2012). En cuanto a producción por países, esta misma organización reportó áreas de producción entre el 2008 y 2012 de 18.957 ha para Estados Unidos, 7.465 ha en Holanda, 159.157 ha en China, 4.450 ha en Kenia, 6.741 en Alemania y 6.496 ha en Colombia. La dedicación de esta área de producción en Colombia es específicamente en flores y follajes de corte para exportación.

Colombia participa activamente en el mercado mundial de flores con una amplia diversidad de productos. En el país la producción de flores, se centra especialmente en rosas, claveles, hortensias, crisantemos y alstroemerias, entre otros. Como se observa en la figura 1-5 el área de mayor participación está destinada a la producción de rosa y de la misma manera es la flor de corte de mayor volumen de exportación para diferentes mercados, especialmente el de Estados Unidos.

Figura 1-5. Participación por producto en la producción de flores y follajes de corte en Colombia



Elaboración propia

Fuente: DANE

La floricultura colombiana, en más de cuarenta años de existencia, ha logrado convertirse en una de las actividades económicas más fuertes del país al destacarse como un actor

trascendental de desarrollo en Colombia y como un protagonista importante en el mercado mundial (Guarín, 2013). Durante el año 2013, la floricultura alcanzó exportaciones CIF por un valor de 1.335 millones de dólares, con más de 200.000 toneladas exportadas y una participación del 7% en el PIB agropecuario nacional (Gómez *et al.*, 2014), lo cual cataloga como la principal actividad agropecuaria no tradicional a la producción de flores de corte y a Colombia como segundo país exportador de este producto a nivel mundial después de Holanda (González, 2013). Hoy día, esta producción está centralizada en dos regiones, la Sabana de Bogotá, en donde se encuentra el 76% de los cultivos y la zona de Rionegro en Antioquia, que representa el 12%, de la explotación (Asocolflores, 2010).

En el desarrollo de la floricultura en la Sabana de Bogotá, la tecnificación de los sistemas agrícolas ha producido buenos resultados en términos de rendimientos y calidad del producto y una excelente aceptación en los mercados internacionales; sin embargo, el uso intensivo de energía, recursos renovables y no renovables, plaguicidas y fertilizantes, resultan en una fuerte presión sobre el componente ambiental a través de las emisiones causada por el uso intensivo de fertilizantes y plaguicidas. Su uso conduce a procesos de degradación ambiental local, como eutroficación y ecotoxicidad, y global por emisión de GEI, aspecto que resulta en un importante modelo para el análisis de variables ambientales y su interrelación con los factores de manejo de sistemas agrícolas.

Se estima que la floricultura en la Sabana de Bogotá utiliza aproximadamente $1.912 \text{ m}^3 \cdot \text{seg}$ de agua para riego, proveniente de fuentes de agua lluvia, superficiales y subterráneas (Asocolflores, 2012). El diagnóstico ambiental 2006 de la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional afirma que hay una sobre-explotación de aguas subterráneas, alteración de caudales y cursos de agua, contaminación e impacto sobre el nivel freático y contaminación hídrica por agentes químicos, ligada a la floricultura (CAR, 2006). El indicador de uso de plaguicidas es $124 \text{ kg [ia] ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de acuerdo con reportes de Florverde (2009), sin embargo los datos de análisis en los últimos años reportan cantidades más altas, $204 \text{ kg [ia] ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Parrado *et al.*, 2011), lo que supone una alteración importante en las interacciones ecosistémicas y altos costos en el uso de insumos y emisiones, aportando potenciales cargas a las categorías de eutroficación y ecotoxicidad.

Acorde con Parrado (2009) la aplicación general de análisis de ciclo de vida mostró que el aporte potencial de la producción de una hectárea de rosas de corte en su ciclo de vida al calentamiento global (GWP100) es de $5,42 \cdot 10^7$ kg CO₂eq. y en eutroficación de $8,63 \cdot 10^2$ kg PO₄-eq. Las emisiones particulares aplicando modelos de análisis de lixiviación y volatilización de contaminantes debido al uso de fertilizantes está considerada en $8,84 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ de NH₃-N, $10,11 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ de N₂O-N y $10,61 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ de NO_x-N al aire y $40,80 \text{ Kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ de NO₃ al agua. Para la categoría de calentamiento global los principales aportes fueron debidos al uso de energía y combustible fósil por el transporte aéreo de las flores a mercados internacionales y emisiones de N₂O-N por los fertilizantes y CH₄-C por compostaje de residuos vegetales. Sin embargo, los resultados de la investigación estuvieron basados en factores de emisión de estudios previos, lo cual genera un nivel de incertidumbre que es necesario evaluar y determinar para efectivamente, proponer estrategias de mitigación y eficiencia.

1.2 Descripción socio-económica y cultural de la floricultura y los agroecosistemas de rosas

En cuatro décadas la floricultura de Colombia ha logrado constituir un clúster tanto en la Sabana de Bogotá, como en Antioquia y en la región Centro Occidente que comprende el Eje Cafetero y el Valle del Cauca y que se especializa en la producción de flores tropicales y follajes. Estos clúster han congregado no solo industrias de bienes y servicios, sino a la academia y a los centros de investigación (González, 2013). Por lo que se refiere a las empresas, producción, rendimiento y exportaciones, se tiene que en Colombia están registradas 270 empresas de las que se puede decir que el 85.6 % se encuentran ubicadas en la Sabana de Bogotá, el 14% en Antioquia y el 0,4% entre el Eje Cafetero y el norte del Valle del Cauca (Gómez *et al.*, 2014). No obstante, en la medida en que la actividad floricultora se expande, crecen en su contexto los conflictos ambientales, culturales, sociales y de seguridad social y ocupacional. El impacto que generan estos conflictos sobre la seguridad social, en la salud de los trabajadores, en su bienestar social y en su ambiente laboral y cultural hace que exista un desequilibrio organizacional (González *et al.*, 2013).

La situación laboral y en especial el empleo femenino, para el año 2004 se tenía que el 77% de las mujeres se desempeñaban como operarias en los cultivos, es decir en el

eslabón más bajo de la cadena productiva y comercial, con muy difícil acceso a puestos con mejor remuneración, como los de supervisión, control, mantenimiento y prevención de riesgos, entre otros (Castro *et al.*, 2008). Los programas impulsados por Asocolflores, muestran que en los últimos años esta situación ha cambiado y ha redundado en la calidad de vida y de satisfacción de necesidades de los trabajadores. También, el nivel de escolaridad de los empleados se ha mantenido en ascenso gracias a la participación de ellos en programas de alfabetización y nivelación de la primaria y educación secundaria; de igual manera el ausentismo por enfermedad y accidentes de trabajo ha disminuido, mientras se ha incrementado por licencias de maternidad (Castro *et al.*, 2008).

Por otro lado, el sector floricultor ha experimentado una situación de salud muy preocupante que eventualmente podría poner en riesgo su competitividad. El informe más reciente del Ministerio de Salud y Protección Social sobre enfermedades ocupacionales (correspondiente al período comprendido entre el año 2003 y 2005) presenta el síndrome del túnel carpiano como el más frecuente (32%) de todos los diagnósticos de enfermedades ocupacionales (MPS, 2007). Aunque esta situación no es exclusiva del sector productor de flores, es particularmente intensa en ese contexto debido a actividades repetitivas que implican el uso frecuente de herramientas e instrumentos de mano. El deterioro del bienestar de los trabajadores debido a la prevalencia de este tipo de enfermedades tiene un impacto negativo en la productividad y la sostenibilidad del sector, lo que afecta su desarrollo y, en consecuencia, el desarrollo del país. Respectivamente en 2000 y 2001, el Consejo de Investigación Nacional de Estados Unidos y la Agencia Europea para la Seguridad y la Salud en el Trabajo llegó a la conclusión de que las lesiones músculo-esqueléticas relacionadas con el trabajo siguen representando alrededor de un tercio de todos los costos de compensación de los trabajadores. Esta cifra no se ha estimado para Colombia, pero con base en las referencias mencionadas se puede suponer razonablemente que representan un gasto considerable para el país (García *et al.*, 2012).

Debido a que desde hace varias décadas, mantiene una importante presencia en mercados nacionales e internacionales, nexos que con el proceso de globalización ha generado dentro de esta, diversos cuestionamientos y discusiones en torno a la calidad de vida del recurso humano (Ayala, 2004), que el sector y en particular algunas empresas han tratado de mejorar a través de mejores prácticas y pensar una estrategia

de responsabilidad social corporativa que contemple aspectos económicos, sociales y ambientales. De acuerdo a lo presentado en el Reporte GRI (Global Reporting Initiative) los planteamientos contemplan cuatro ejes: liderazgo sectorial, ciudadanía corporativa, entorno laboral y concertación con lo público (Asocolflores, 2010).

Bajo los parámetros mencionados y a pesar de los conflictos financieros generados por la depresión global de la economía, el sector ha mantenido un promedio de 15 puestos de trabajo por hectárea, cifra significativamente alta, comparada con otras actividades agrícolas. Así, el cultivo de banano genera 2 empleos por hectárea; el de palma 1,5; el de caña 0,5. La ganadería 4 trabajadores por hectárea. De esta manera, la actividad floricultora genera mayor mano de obra que dinamiza la economía local y adicionalmente, el sector refleja un alto nivel de estabilidad, el promedio de antigüedad en el sector está en 18 años y el promedio de vinculación a una empresa está en 5 años y medio (Asocolflores, 2010). Dentro del contexto anteriormente descrito, las localidades Wayyu Flowers, Agrícola El Redil y Flores de Tenjo se destacan por los siguientes aspectos.

1.2.1 Características socio culturales de Wayyu Flowers

Finca con 16 ha de producción de rosas de corte bajo invernadero, destinadas a la exportación, con una tradición de 20 años. Produce más de 56 variedades de rosas que se venden en diferentes mercados alrededor del mundo, incluyendo Rusia y los países de Europa del Este, Japón, occidental y la Europa continental, los Estados Unidos, Canadá, Australia y América del Sur.

Wayyu Flowers cuenta con 180 empleados en un rango de edad entre los 20 y 65 años, de los cuales el 72% son operarios de cultivo; en su mayoría provenientes del municipio de Guasca ya que lo que se busca es fortalecer el empleo en el Municipio. El 59,43% corresponde a empleo femenino, esto indica que sigue predominando la contratación de mujeres. De acuerdo con los parámetros y prácticas de contratación de la empresa, los empleados tienen contratación permanente y por tanto, la contratación de personas temporales es mínima y eventualmente se hace para épocas especiales y de mayor demanda de flores como fiesta de San Valentín, Acción de Gracias en Estados Unidos o Día de la Madre en Rusia. El promedio de años de vinculación a la empresa se encuentra en 12 años.

Las condiciones de trabajo de los empleados acogen los estándares de seguridad industrial y un escenario incluyente, el cual es definido por la empresa como, la participación de todo el personal en los logros y retos de la empresa, lo cual ha logrado la participación de los trabajadores en diferentes actividades de formación, capacitación e innovación que la empresa desarrolla o apoya con diferentes instituciones, dentro de las cuales se encuentran compradores, academia o estatales.

Wayuu Flowers promueve estrategias que benefician a sus trabajadores por medio de programas orientados al desarrollo, la capacitación y el bienestar, en donde el ambiente familiar es pieza importante. En este sentido se han estructurado programas como “Cultivemos la paz en familia”, allí se llevan a cabo actividades de integración y terapias y acompañamientos en temas relacionados con el colaborador y su núcleo familiar.

Los incentivos también hacen parte de esta dinámica. Los cualitativos son un reconocimiento a los jefes que mayor motivación despiertan en sus subalternos. En este caso participan en eventos y reciben capacitación técnica. Los cuantitativos están sustentados en una matriz de reconocimiento y un programa de medición de la gestión en las diferentes áreas en el que se premia con dinero y días libres remunerados.

1.2.2 Características socio culturales de Agrícola El Redil

Empresa con 38 hectáreas de producción de rosas estándar y spray para el mercado de Estados Unidos, Europa, Rusia y Japón. La empresa cuenta con 500 empleados en un rango de edad entre los 21 y 60 años, con el 38,89% de la población entre los 26 y 30 años y el 29,37% entre los 31 y 60 años y el 31,74 entre los 21 y 29 años. El 58,5% de los empleados son mujeres. Con relación a la distribución de mano de obra por áreas de trabajo, el 22,3% de los trabajadores están ubicados en el área de cosecha, el 34% en el área de poscosecha y producción. En el área de empaque se encuentra el 14% de la mano de obra y el 23,5% son operarios de cultivo o mano de obra que apoya a todos los anteriores. El área administrativa ocupa el 5,56% de la fuerza laboral.

La empresa desarrolla programas sociales para sus empleados, que de acuerdo a lo estructurado por las directivas, tienen objetivo mejorar la calidad de vida de los trabajadores y sus familias. Los programas educativos incluyen al trabajador y a sus

hijos. También cuenta con un programa de apoyo psicológico donde existen talleres de auto-estima, manejo del conflicto y cultivar la paz en familia, con el propósito de fortalecer los núcleos familiares.

1.2.3 Características socio culturales de Flores de Tenjo

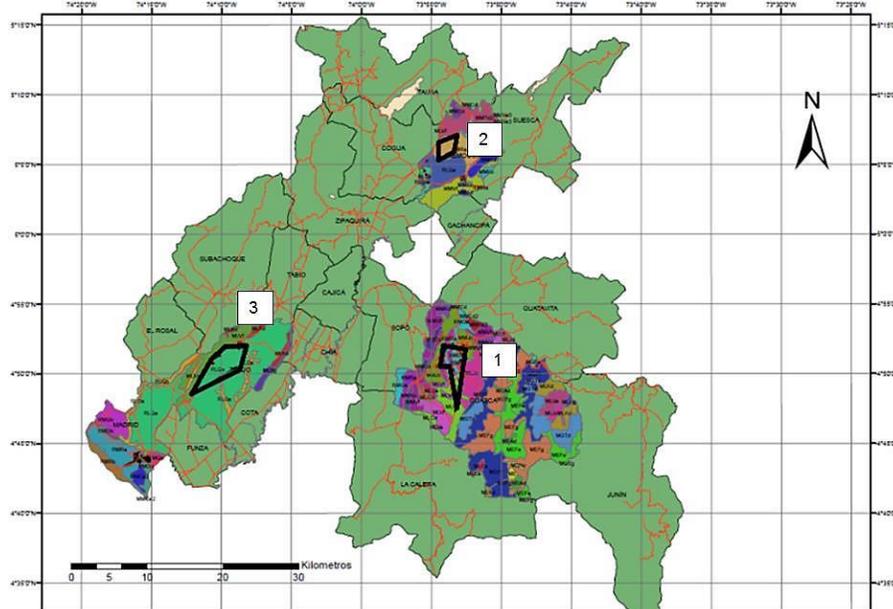
Finca con 27,5 ha de producción de flores bajo invernadero. En la actualidad cultivan rosas, alstroemerias y clavel para los mercados de Holanda, que representa en 20% de sus ventas y Estados Unidos como destino del 80% de su producción. La empresa cuenta con 300 empleados provenientes del municipio de Tenjo en su mayoría, de los cuales el 60% son operarios de cultivo, el 24,33 en el área de poscosecha y el restante 15,66% a diferentes áreas incluyendo la administrativa. El 54% de la fuerza laboral en Flores de Tenjo es femenina, esto significa que la división del empleo es más equitativa entre géneros en esta localidad, que en las descritas anteriormente. Los empleados tienen una vinculación permanente y generalmente, no hay una contratación temporal en esta empresa. El promedio de años de vinculación es de 12 años.

Flores de Tenjo invierte recursos en programas de salud ocupacional, seguridad laboral y promoción de habilidades y competencias para el auto cuidado. Estos programas de acuerdo a los reportes de la empresa han disminuido de accidentes de trabajo y un menor ausentismo a los puestos de trabajo, lo que hace que la producción sea más efectiva y menos riesgosa para sus trabajadores. Esta localidad, también cuenta con programas de capacitación para sus trabajadores y sus familias.

1.3 Área de estudio

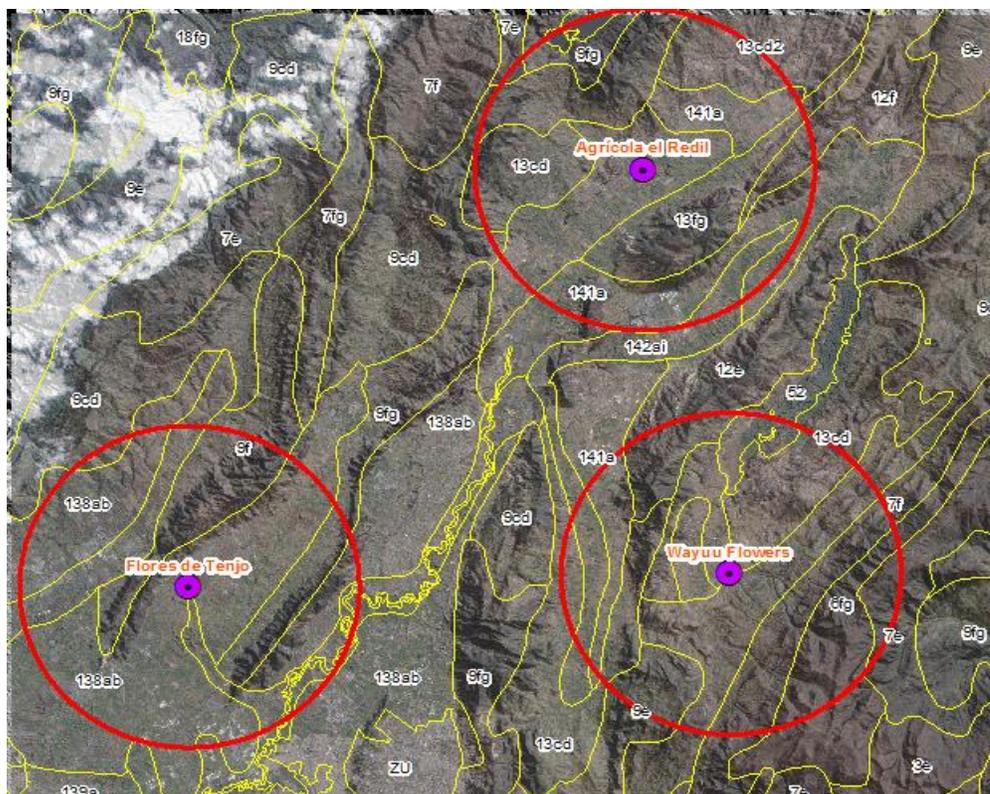
Se seleccionaron tres fincas floricultoras en la Sabana de Bogotá (figura 1-6) dedicadas a la producción de rosas de corte, con las siguientes características: (i) cultivo de rosas en suelo, (ii) sistemas de fertilización con técnicas de fertirrigación o fertilización edáfica (iii) instalación de parcelas comerciales de monitoreo de aproximadamente 1000 m² y (iv) instalación de equipos de medición permanentes. Las localidades se ubicaron en un área con unidades cartográficas de suelo (figura 1-7) e interacciones con los recursos ambientales (suelo y agua) en la Sabana de Bogotá.

Figura 1-6. Ubicación del área de estudio en la Sabana de Bogotá



1. Municipio de Guasca: Ubicación de Wayuu Flowers
2. Municipio de Nemocón: Ubicación de Agrícola El Redil
3. Municipio de Tenjo: Ubicación de Flores de Tenjo

Figura 1-7. Mapa de unidades de suelos en el área de influencia de las localidades (escala 1:500.000)



Leyenda: Anexo D

▪ Descripción general de las localidades de análisis (fincas)

Los suelos de las localidades se caracterizan por tener valores de pH ligeramente ácidos; salinidad baja $C_{mc} \cdot Kg$, conductividad eléctrica menor a 1,44 dS/m considerada ligeramente tóxica para el cultivo de rosa. El contenido de N total es muy alto con valores superiores a 78,9 ppm. Además se caracterizan por tener altos valores de fósforo por encima de 63 ppm. Agrícola Redil presentó suelos de textura arcillosa, mientras Flores de Tenjo y Wayuu Flowers presentaron suelos de franco-arenosos y como se presenta en la tabla 1.1 con variaciones en su porcentaje de carbono orgánico en el suelo (COS) y la conductividad eléctrica de los suelos, más alta en WF y FT y muestran la mayor concentración de sales en la solución del suelo, entre otras características físico-químicas en las localidades.

Tabla 1-1. Valores de variables químicas y físicas de los suelos objeto de estudio

Localidad	Clase de suelo	% COS	D. A ($g \cdot cm^{-3}$)	D. R ($g \cdot cm^{-3}$)	POR % Vol	CIC	N Total ppm	P – ppm	CE dS/m
WF	Typic Melanudand	3,45	0,99	2,12	50,4	20,5	104,5	85	1,44
AR	Typic Endoaquept	1,57	1,11	2,35	22,5	21,3	78,9	108	0,92
FT	Andic Dystrucept	7,97	0,98	1,71	42,9	42,4	111,2	63	1,10

1.3.1 Finca 3. Wayuu Flowers

Finca con 16 ha de producción de rosas de corte bajo invernadero, destinadas a la exportación, con una tradición de 20 años. Ubicada en el municipio de Guasca en las coordenadas geográficas N: $4^{\circ} 50' 59.3''$; W: $73^{\circ} 53' 53''$ (Figura 1-8).

Figura 1-8. Vista aérea de la ubicación en el territorio de Wayuu Flowers



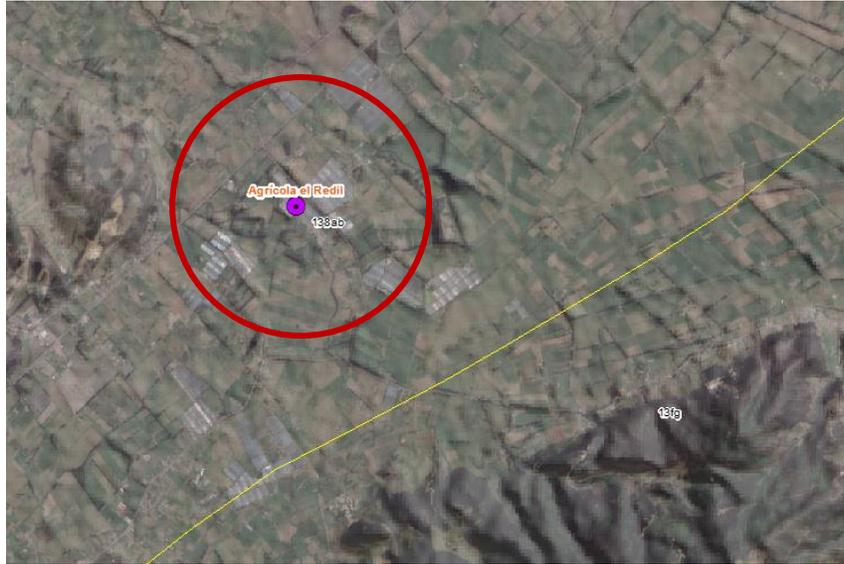
Fuente: Google Earth

En Wayuu Flowers, taxonómicamente los suelos fueron clasificados como Typic Melanudand, su clase granulométrica fue determinada como arcillosa fina y la mineralogía como caolínica. De acuerdo con el Estudio General de Suelos de Cundinamarca del IGAC (2000) la finca Wayuu Flowers se encuentra en un área donde el uso actual está por encima de la capacidad óptima de las tierras, presentándose en ellas algún grado de deterioro de los suelos, en especial por presencia de procesos erosivos. Su clasificación corresponde a tierras para la conservación de corrientes hídricas (Cr). Estas tierras ubicadas en los planos de inundación de las principales vías de drenaje que posee el departamento de Cundinamarca. La finca presenta en su morfología perfiles de tipo Ap (0-27 cm de profundidad), 2Ab (27-70 cm), Bw (70-96 cm) y C (96-107 cm). El horizonte Ap tiene color Negro 10 YR 2/1, con estructura tipo blocosa sub-angular, fina media y gruesa, fuertemente desarrollada y textura arcillosa. El horizonte 2Ab es de color Negro 7,5 YR 2/0, con estructura tipo blocosa sub-angular, media y fina medianamente desarrollada y textura arcillosa. El horizonte Bw se caracteriza por su mezcla de colores 50 a 50 % entre marrón intenso 7,5 YR 5/6 y marrón grisáceo 2,5 Y 5/2, con estructura tipo blocosa sub-angular media moderadamente desarrollada y textura franco arcillo limosa. Finalmente, el horizonte C presentó una combinación de colores de 60% marrón intenso 7,5 YR 5/6 y 40% marrón grisáceo 2,5 YR 5/2, estructura sin estructura (masiva) y textura franco arcillo limoso. La disponibilidad de agua en la finca está dada por su localización dentro de la meso cuenca del embalse del Tominé, cuyos afluentes son los ríos Siecha y Chipatá, Aves y las quebradas Espina Covada, Las Moritas, El Chuscal, Granadillo y San José. Se encuentra delimitada dentro de los municipios de Guasca y Guatavita, haciendo parte de los climas muy frío muy húmedo, frío húmedo y seco. Específicamente, Wayuu Flowers capta aguas de la quebrada Aves.

1.3.2 Finca 1. Agrícola El Redil

Finca destinada desde hace 18 años a la producción de rosas de corte para exportación en un área de 20 ha bajo invernadero. Ubicada en el municipio de Nemocón en las coordenadas geográficas N: 5° 3'59''; W: 73° 52'43'' (Figura 1-9).

Figura 1-9. Vista área de la ubicación en el territorio de Agrícola El Redil



Fuente: Google Earth

Los suelos fueron clasificados como Typic Endoaquept. Familia textural arcillosa fina y la mineralogía para los suelos estudiados fue catalogada como caolinitica. De acuerdo con el estudio general de suelos del departamento de Cundinamarca del IGAC (2000), la finca Agrícola El Redil se encuentra en un área adecuada y concordante con la capacidad productiva natural de las tierras. El uso actual corresponde con el recomendado para la actividad agrícola, por tanto no existe conflicto de uso del mismo. Los suelos de esta finca presentan en su morfología perfiles de tipo AP de color Gley 1 4/5GY (Con moteados marrón oliva claro en un 10%), su estructura es tipo blocosa sub- angular fuertemente desarrollada y textura arcillosa. El horizonte Bw presentó color Gley 1 4/10GY (con un 15% de moteado marrón fuerte), estructura tipo blocosa angular media y fuertemente desarrollada y textura arcillosa. Para el horizonte Bg1 el color determinado fue Gley 1 5/5GY (con 5% de moteado color amarillo rojizo), estructura tipo blocosa angular media-grande y fuertemente desarrollada y con textura arcillosa. Por último, el horizonte Bg2 presentó color Gley 1 5/10GY (con un 8% de moteado color marrón oliva claro), su estructura es de tipo masiva y su textura arcillosa.

De acuerdo al IGAC (2000), los suelos en la finca corresponden a tierras para agricultura intensiva en clima frio y húmedo a muy húmedo (AiFH). Ubicadas en el altiplano cundinamarqués, comprendido en terrazas, abanicos, lomas y glacis. Agrícola

El Redil se encuentra dentro del área con características agroecológicas dominantes, las cuales las hacen apropiadas para el desarrollo de actividades intensivas, como la floricultura de orientación comercial, tanto para mercado nacional como internacional. De igual manera sus suelos, tienen compatibilidad con ganadería, que para el caso se desarrolla de manera intensiva con pastos mejorados, manejados y de corte para la producción principalmente de leche.

Las características particulares de sus suelos, tendientes al agrietamiento y resequedad llevan al productor a evitar prácticas de excesiva labranza con maquinaria agrícola y sin un adecuado contenido de humedad en los suelos, pues estos parámetros afectan su estado de agregación con consecuencias negativas en la estructura, aireación y movimiento del agua y del suelo en general como soporte de la actividad productiva.

La disponibilidad del agua en la finca está dada por su ubicación dentro de la mesocuenca del Río Tibitó- Neusa, cuyos principales afluentes son las quebradas Padre Otero, Agua Sucia, El Chuscal, Del Sinaí, Aposentos, El Salvio, Chuetá, Hoyos Hondos, Barrancas, De La Zorrera y Río Checua. Esta unidad se encuentra dentro de los climas frío seco y frío húmedo. La finca posee concesión de captación de aguas del río Neusa ubicado a 500 m de distancia del invernadero 8E, sin embargo la disponibilidad de agua en el reservorio, correspondiente a 17.000 m³ le otorga la posibilidad de ser autosuficiente con agua lluvia. La vegetación nativa en el área es escasa y casi nula, se encuentran cercas vivas de vegetación introducida principalmente pinos, eucaliptus, acacias y saucos.

1.3.3 Finca 2. Flores de Tenjo

Finca destinada desde hace 32 años a la producción de flores. En la actualidad cultivan rosas, alstroemerias y clavel en un área de 27,5 ha bajo invernadero. Ubicada en el municipio de Tenjo con las coordenadas geográficas N: 4° 50'32.4"; W: 74° 10'12.4" (Figura 1-10).

Figura 1-10. Vista área de la ubicación en el territorio de Flores de Tenjo



Fuente: Google Earth

En Flores de Tenjo, taxonómicamente los suelos fueron clasificados como Andic Dystrudept, su clase granulométrica fue determinada como limosa gruesa y la mineralogía como mixta. Con respecto al Estudio General de Suelos de Cundinamarca (2000), la finca Flores de Tenjo, se encuentra en el marco de uso adecuado y concordante con la capacidad productiva natural de las tierras. La finca presenta en su morfología perfiles de tipo Ap (0-35 cm de profundidad), A₁ (35-62 cm de profundidad) Bw1 (62-105 cm), Bw2 (105- 140 cm); El horizonte superficial (Ap) es Negro 7,5 YR 2/1, de textura franco arcillo limosa y estructura blocosa sub-angular moderadamente desarrollada; el horizonte A₁ es Pardo Grisáceo Oscuro 7,5 YR 2/2, de textura franco arcillo limosa y estructura columnar moderadamente desarrollada; el horizonte Bw1 es de color Negro oscuro 10 YR 4/4, textura arcillo limosa y estructura en bloques sub-angulares moderadamente desarrollada y el horizonte Bw2 es de color Negro 10 YR 3/4, de textura arcillo limosa y de estructura masiva. Características que dan lugar a una buena formación del sistema radicular y no genera conflictos de uso, ni afecta la productividad.

El relieve en Flores de Tenjo es ligeramente plano a ligeramente inclinado con pendientes de 1 a 4%; suelos profundos a moderadamente profundos, bien a imperfectamente drenados, de texturas finas a moderadamente gruesas, reacción moderada a extremadamente acida, saturación de aluminio baja y fertilidad moderada.

Esta finca se encuentra en área de beneficio de aguas del municipio de Tenjo localizado entre los climas frío húmedo y frío seco. El sector tiene bajo poder de captación y de escurrimiento, además de bajo procesos erosivos de origen hídrico. El recurso hídrico en la finca se encuentra disponible a través de la recolección de aguas lluvias en reservorios con capacidad de 11.000 m³, adicionalmente, existe una concesión de pozo profundo de aguas del río Bogotá. El nivel freático se encuentra entre 1,20 y 1,40 m de profundidad.

La vegetación nativa en Flores de Tenjo y sus alrededores es escasa o prácticamente nula, se encuentran cercas vivas de vegetación introducida principalmente pinos, eucaliptus, acacias y saucos.

La descripción detallada de los suelos se encuentra en el Anexo A.

1.4 Referencias

- Abbona, E.A., Sarandón S.J., Marasas M.E., Astier M. 2007. Ecological sustainability evaluation of traditional management in different vineyards systems in Berisso, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119: 335 – 345.
- Abdalla, M., Wattenbach, M., Smith, P., Ambus, P., Jones, M. and Williams, M. 2009. Application of the DNDC model to predict emissions of N₂O from Irish agricultura. *Geoderma* 151 327–337.
- Adamsen, A.P.S., King, G.M., 1993. Methane consumption in temperate and subarctic forest soils: rates, vertical zonation, and responses to water and nitrogen. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 485–490.
- Almagro M, López J, Querejeta M, Martínez-Mena M, 2009. Temperature dependence of soil CO₂ efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 594–605.
- Altieri, M.A., 1987. *Agroecology: The Scientific Basis of Alternative Agriculture*. Westview Press, Boulder, CO.
- Altieri, M.A., 1999. Applying agroecology to enhance the productivity of peasant farming systems in Latin America. *Environ. Dev. Sustain.* 1, 197–217.
- Altieri, M.A., 2004. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2, 35–42.

- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2005. Agroecology and the Search for a Truly Sustainable Agriculture. United Nations Environment Programme. Environmental Training Network for Latin America and the Caribbean. Colonia Lomas de Virreyes, Panama City, p. 290.
- Alvarez, S., Rufino, M.C., Vayssières, M.C., Salgado, P., Tiftonell, P., Tillard, E. and Bocquier, F. 2014. Whole-farm nitrogen cycling and intensification of crop-livestock systems in the highlands of Madagascar: An application of network analysis. *Agricultural Systems* 126 25–37
- Ambus, P. and Christensen, S. 1994. Measurement of N₂O emission from a fertilized grassland: an analysis of spatial variability. *J. Geophys. Res.-Atmos.* 99(D8), 16549–16555.
- Asociación Colombiana de Exportadores de Flores – Asocolflores. 2010. Reporte GRI del sector floricultor colombiano asociado en Asocolflores. Bogotá, Colombia.
- Ayres, R.U., 1998. Eco-thermodynamics: economics and the second law. *Ecological Economics* 26, 189–209.
- Ayres, R.U., Kneese, A. 1969. Production, consumption, and externalities. *American Economic Review* 59, 282–297
- Baldocchi, D.D., Hincks, B.B., Meyers, T.P. 1988. Measuring biosphere–atmosphere exchanges of biologically related gases with micrometeorological methods. *Ecology* 69 (5), 1331.
- Bellary, J., Foereid, B., Hostings, A., Smith, P., 2008. Cool Farming: Climate Impacts of Agriculture and Mitigation Potential. Greenpeace International, The Netherlands
- Bodelier, P.L.E., Laanbroek, H.J., 2004. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiol. Ecol.* 47, 265–277.
- Broadbent, F.E., and A.B. Carlton. 1978. Field trials with isotopically labeled nitrogen fertilizer. p. 1-41. In D.R. Nielsen (ed.) *Nitrogen in the environment*. Academic Press.
- Brown, L., Jarvis, S.C., Headon, D., 2001. A farm scale basis for predicting nitrous oxide emissions from dairy farms. *Nutrient Cycling in Agro-Ecosystems* 60, 149–158.
- Browne, D., O'Regan, B., & Moles, R. 2012. Comparison of energy flow accounting, energy flow metabolism ratio analysis and ecological footprinting as tools for measuring urban sustainability: A case-study of an Irish city-region. *Ecological Economics*, 83, 97–107. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.08.006

- Butterbach-Bahl, K., Breuer, L., Gasche, R., Willibald, G., Papen, H., 2002. Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands 1. Fluxes of N₂O, NO/NO₂ and CH₄ at forest sites with different N-deposition. *Forest Ecol. Manag.* 167, 123–134
- Cai, Z., Swamoto, T., Li, C., Kang, G., Boonjawat, J., Mosier, A., Wassmann, R., Tsuruta, H., 2003. Field validation of the DNDC-model for greenhouse gas emissions in East Asian cropping systems. *Global Biogeochemical Cycles* 17 (No. 4), 1107.
- Castellano, M.J., Lewis, D., Andrews, D. and McDaniel, M. 2012. Coupling Biogeochemistry and Hydrogeology to Advance Carbon and Nitrogen Cycling Science. *Hydrogeology*. DOI: 10.1016/B978-0-12-386941-8.00022-8
- Causarano, H.J., Franzluebbers, A.J., Reeves, D.W., Shaw, J.N. 2006. Soil organic carbon sequestration in cotton production systems of the southeastern United States: a review. *J. Environ. Qual.* 35, 1374–1383.
- Chambers, N., Griffiths, P., Lewis, K., Jenkin, N., 2004. Scotland's Footprint: A Resource Flow and Ecological Footprint Analysis of Scotland. Best Foot Forward Ltd.
- Christensen, T.R., Jonasson, S., Callaghan, T.V., Havström, M. 1995. Spatial variation in high-latitude CH₄ flux along a transect across Siberian and Eurasian tundra environments. *J. Geophys. Res.* 100, 21035–21045.
- Clayton, H., Arah, J.R.M., Smith, K.A. 1994. Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. *J. Geophys. Res. Atmos.* 99 (D8), 16599–16607
- Cobo, J.G., Dercon, G., Cadisch, G. 2010. Nutrient balances in African land use systems across different spatial scales: a review of approaches, challenges and progress. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136, 1–15.
- Conrad R. 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiol Rev* 1996;60:609-&.
- Crill PM, Martikainen PJ, Nykanen H, Silvola J. 1994. Temperature and N fertilization effects on methane oxidation in a drained peatland soil. *Soil Biology and Biochemistry.* 26:1331–9.
- Dalsgaard, J. P. T., Lightfoot, C., & Christensen, V. 1995. Towards quantification of ecological sustainability in farming systems analysis. *Ecological Engineering*, 4(3), 181–189. doi:10.1016/0925-8574(94)00057-C

- Dalgaard, T., Hutchings, N. J., & Porter, J. R. 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 100(1-3), 39–51. doi:10.1016/S0167-8809(03)00152-X
- Datta, A., Smith, P. And Lal, R. 2013. Effects of long-term tillage and drainage treatments on greenhouse gas fluxes from a corn field during the fallow period. *Agriculture, Ecosystems and Environment*; 171 112– 123
- Davidson, E. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers JE, Whitman WB, editors. *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes*. p. 219–35.
- Davidson, E., Savage, K., Verchot, L., Navarro, R. 2002. Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agric. For. Meteorol.* 113,21–37.
- Denmead, O.T. 2008. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant Soil* 309, 5–24
- Denmead, O.T., Harper, L.A., Freney, J.R., Griffith, D.W.T., Leuning, R., Sharpe, R.R. 1998. A mass balance method for non-intrusive measurements of surface-air trace gas exchange. *Atmos. Environ.* 32(21), 3679–3688
- De Jong, E., Schappert, H.J.V. 1972. Calculation of soil respiration and activity from CO₂ profiles in the soil. *Soil Sci.* 113 (5), 328–333.
- De Vries, W., Reinds, G.J., Gundersen, P., Sterba, H. 2006. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biol.* 12(7), 1151–1173.
- De Vries, W., van der Salm, C., Reinds, G.J., Erisman, J.W. 2007. Element fluxes through European forest ecosystems and their relationships with stand and site characteristics. *Environ. Pollut.* 148(2), 501–513.
- Duru, M. 2013. Combining agroecology and management science to design field tools under high agrosystem structural or process uncertainty: Lessons from two case studies of grassland management. *Agricultural Systems*, 114, 84–94. doi:10.1016/j.agsy.2012.09.002
- Fernandes, S. A. P., Bernoux, M., Cerri, C. C., Feigl, B. J., & Piccolo, M. C. 2002. Seasonal variation of soil chemical properties and CO₂ and CH₄ fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian Amazon. *Geoderma*, 107, 227–241. doi:10.1016/S0016-7061(01)00150-1

- Firestone, M.K. and Davidson, E.A. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae MO, Schimel DS, editors. Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere 47. Chisester, UK: John Wiley and Sons. p. 7–21
- Flessa H, Dörsch P, Beese F. 1995. Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *J Geophys Res.* 100:23,115–24.
- Flessa, H., Ruser,R., Dörsch,P., Kamp,T., Jimenez,M.A., Munch,J.C., Beese,F. 2002. Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture Ecosystems Environmental.* 91,175– 189.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations- FAO. 2008. Current world fertilizer trends and outlook to 2011/12. Rome, Italy.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Bernsten, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M., Van Dorland, R. 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom /New York, NY, USA.
- Freibauer, A., Kaltschmitt, M., 2003. Regionalized inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agronomy* 19, 135–160.
- Frissel, M. and Van Veen, J.A., 1981. Simulation of Nitrogen Behaviour of Soil Plant Systems (eds). PUDOC, Wageningen. P. 277.
- Freney, J.R., Peoples, M.B. and Mosier, A.R. 1995. Efficient use of fertilizer nitrogen by crops. Taipei Food and Fertilizer Technology Center.
- Frissel, M. and Van Veen, J.A., 1981. Simulation of Nitrogen Behaviour of Soil Plant Systems (eds). PUDOC, Wageningen. P. 277.
- Frolking, S.E., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Li, C., Parton,W.J., Potter, C.S., Priesack, E., Stenger, R., Haberbosch, C., Dorsch, P., Flessa, H., Smith, K.A., 1998. Comparisons of N₂O emissions from soils at three temperate agricultural sites: simulations of year round measurements by four models. *Nutrients Cycling in Agro-Ecosystems* 52, 77–105.
- Gafsi, M., Legagneux, B., Nguyen, G., Robin, P., 2006. Towards sustainable farming systems: effectiveness and deficiency of the French procedure of sustainable agriculture. *Agric. Syst.* 90, 226–242.

- Galloway, J.N., Cowling, E.B., Seitzinger, S.P., Socolow, R.H. 2002. Reactive nitrogen: too much of a good thing? *Ambio* 31 (2), 60–63.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C. Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, D.M., Porter, J.H., Townsend, A.R. and Vörösmarty, C.J. 2004. Nitrogen Cycles: Past, Present, And Future. *Biogeochemistry* 70: 153–226.
- Gattinger, A., Höfle, M.G., Schloter, M., Embacher, A., Böhme, F. Munch J.C. and Labrenz, M. 2007. Traditional cattle manure application determines abundance, diversity and activity of methanogenic Archaea in arable European soil. *Environ Microbiol.* 9:612–624.
- Giljum, S., Hubacek, K. 2001. International Trade, Material Flows and Land Use: Developing a Physical Trade Balance for the European Union. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).
- Gómez, C., Moreno, J. y Vega, J. 2014. Perfil logístico de Colombia una visión hacia el mejoramiento estratégico de las operaciones nacionales e internacionales; sector floricultor. Proyecto de Línea de Investigación. Universidad del Rosario. Bogotá. 52 p.
- González, A. 2013. Intercambio de información en las cadenas de suministro internacionales. El caso de la cadena de suministro de flor fresca cortada colombiana para la exportación. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Serie 120 Comercio Internacional. Santiago de Chile. 77 p.
- González, J., Merchán, D. y Rodríguez, L. 2013. Seguridad social y salud ocupacional en las empresas productoras de flores del departamento de Boyacá. *Revista colombiana de ciencias hortícolas.* 7(1), 75- 88.
- Guarín, R. 2013. Impacto del régimen cambiario actual en la economía del sector floricultor colombiano. Universidad Militar Nueva Granada. Facultad de Ciencias Económicas. Especialización en Finanzas y Administración Pública. Bogotá. 21 p.
- Hansen, S., Mæhlum, J.E., Bakken, L.R. 1993. N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biology and Biochemistry.* 25:621–630.
- Hao, Y., Lal, R., Owens, L.B., Izaurralde, R.C., Post, W.M., Hothem, D.L. 2002. Effect of crop land management and slope position on soil organic carbon pool at the North Appalachian experimental watersheds. *Soil Till. Res.* 68, 133–142.
- Hedley, C.B., Saggar, S., Tate, K.R. 2006. Procedure for fast simultaneous analysis of the greenhouse gases: Methane, carbon dioxide, and nitrous oxide in air samples. *Comm. Soil Sci. Plan. Anal.* 37(11–12), 1501–1510

- Hendriks, D.M.D., van Huissteden, J., Dolman, A.J., van der Molen, M.K. 2007. The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosci. Discuss.* 4, 277–316.
- Hengsdijk, H. and Van Ittersum, M.K. (2003). Formalizing agro-ecological engineering for future-oriented land use studies. *European Journal of Agronomy* 19: 549-562.
- Hsieh, C.I., Leahy, P., Kiely, G., Li, C., 2005. The effect of future climate perturbations on N₂O emissions from a fertilized humid grassland. *Nutrient Cycling in Agro-Ecosystems* 73, 15–23.
- Hutchinson, G.L., Livingston, G.P. 2002. Soil-atmosphere gas exchange. In: Dane, J.H., Topp, G.C. (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods*, SSSA Book Series, no. 5. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 1159–1182.
- IGAC. 2000. Estudio general de suelos y zonificación de tierras. Departamento de Cundinamarca. Tomo I, II y III. Bogotá.
- International Fertilizer Industry Association -IFA. 2013. *Fertilizer Indicators May 2013*. 3rd edition, Paris, France
- Jakku, E., & Thorburn, P. J. (2010). A conceptual framework for guiding the participatory development of agricultural decision support systems. *Agricultural Systems*, 103(9), 675–682. doi:10.1016/j.agsy.2010.08.007
- Jinguo, Y., Zheng, N., Chenli,W., 2006. Vegetation NPP distribution based on MODIS data and CASA model—a case study of northern Hebei province. *Chinese Geographical Science* 16, 334–341.
- Kesik, M., Ambus, P., Baritz, R., Bruggemann, N., Butterbach-bahl, K., Damm, M., Duyzer, J., Hovarth, L., Kiese, R., Kitzler, B., Leip, A., Li, C., Pihlatie, M., Pilegaard, K., Seufert, G., Simpson, D., Smaiatek, G., Skiba, U., Vesala, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Inventory of N₂O and NO emissions from European forest soils. *Biogeosciences. Physiological Research* 111, GO2018.
- King, G.M., Schnell, S., 1994. Ammonium and nitrite inhibition of methane oxidation by *Methylobacter albus* BG8 and *Methylosinus trichosporium* OB3b at low methane concentrations. *Appl. Environ. Microbiol.* 60, 3508–3513.
- Kovanda, J., Hak, T., 2006. What are the possibilities for geographical presentation of decoupling? An example of economy-wide material flow indicators in the Czech Republic. *Ecological Indicators* 7, 123–132

- Krause, K., Niklaus, P.A. and Schleppei, P. 2013. Soil-atmosphere fluxes of the greenhouse gases CO₂, CH₄ and N₂O in a mountain spruce forest subjected to long-term N addition and to tree girdling. *Agricultural and Forest Meteorology*. 181, 61–68.
- Kutzbach, L., Wagner, D., Pfeiffer, E.M. 2004. Effect of micro relief and vegetation on methane emission from wet polygonal tundra, Lena Delta, Northern Siberia. *Biogeochemistry* 69, 341–362.
- Lal, R., Bruce, J.P., 1999. The potential of world cropland soil to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Environ. Sci. Pol.* 2, 177–185.
- Leffelaar, P.A., Wessel, W.W., 1988. Denitrification in a homogenous closed system: experiment and simulation. *Soil Science* 146, 335–349.
- Lehuger S, Gabrielle B, Laville P, Lamboni M, Loubet B, Cellier P. 2011. Predicting and mitigating the net greenhouse gas emissions of crop rotations in Western Europe. *Agriculture For Meteorology*; 151:1654–71.
- Li, C., 2000. Modelling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrients Cycling in Agro-Ecosystems* 58, 259–276.
- Li, C., 2003. Greenhouse gas emissions from croplands of China. *Quaternary Sciences* 23, 493–503.
- Li, C., Frohling, S., Frohling, T.A., 1992. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events.1. Model structure and sensitivity. *Geophysical Research* 97, 9759–9776.
- Li, C., Frohling, S., Harris, R., 1994. Modelling carbon biogeochemistry in agricultural soils. *Global Biogeochemical Cycles* 8, 237–254.
- Li, C., Aber, J., Stange, F., Butterbach-Bahal, K., Papen, H., 2000. A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *Journal of Geophysical Research* 105, 4369–4384.
- Li, H., Wang, L., Qiu, J., Li, C., Gao, M. and Gao, C. 2014. Calibration of DNDC model for nitrate leaching from an intensively cultivated region of Northern China. *Geoderma* 223-225 108–118.
- Linquist, B., Groenigen KJ, Adviento-Borbe MA, Pittelkow C, Kessel C. 2012. An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops. *Glob Chang Biol*; 18:194–209.

- Lundegardh, H. 1927. Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. *Soil Sci.* 23(6), 417–453.
- Luo, J., Ledgard, S.F., de Klein, C.A.M., Lindsey, S.B., Kear, M. 2008. Effects of dairy farming intensification on nitrous oxide emissions. *Plant Soil* 309(1–2), 227–237.
- Maier, M and Schack-Kirchner, H. 2014. Using the gradient method to determine soil gas flux: A review. *Agricultural and Forest Meteorology* 192–193: 78–95
- Marsden, T., 2009. *Agriculture, Sustainable*. Elsevier, Cardiff, UK, pp. 70–78. Cardiff University
- Massman, W., Lee, X. 2002. Eddy covariance flux corrections and uncertainties in long-term studies of carbon and energy exchanges. *Agric. For. Meteorol.* 113,121–144.
- Mikkelsen, R. 2005. Nutrient use efficiency: using nutrient budgets. *Western Nutrient Management Conference*. Vol. 6. Salt Lake City, UT
- Mosier, A.R., Blenken, M.A., Chaiwanakupt, P., Ellis, E.C., Freney, J.R., Horwarth, R.B., Matson, P.A., Minami, K., Naylor, R., Weeks, K.N., and Zhu, Z. 2001. Policy implications of human-accelerated nitrogen cycling. *Biogeochemistry* 52, 281–320.
- Nieder, R. and Benbi, D.K. 2008. *Bidirectional Biosphere-Atmosphere Interactions. Carbon and Nitrogen Cycles in Terrestrial Ecosystems*. Environment. Springer Science + Business Media B.V. pp. 235-305.
- Parrado, C.A. 2009. Evaluación del impacto ambiental y uso de energía de la producción de flores de corte, mediante un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida -ACV. Tesis de Maestría. Universidad Internacional de Andalucía. España. (sin publicar).
- Parrado, C.A., Bojacá, C.R. and Schrevens, E. 2011. Exploring More Sustainable Technological Alternatives for the Greenhouse Cut Flowers Industry in Colombia. *Acta Hort.* 893, ISHS 2011
- Pihlatie, M.K., Kiese, R., Bruggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Kieloaho, A.J., Laurila, T., Lohila, A., Mammarella, I., Minkkinen, K., Penttila, T., Schonborn, J., Vesala, T. 2010. Greenhouse gas fluxes in a drained peatland forest during spring frost-thaw event. *Biogeosciences* 7(5), 1715–1727.
- Pidwirny, M. .2012. Carbon cycle. Retrieved from <http://www.eoearth.org/view/article/150923>

- Prasertsak, P., Freney, J.R., Saffigna, P.G., Denmead, O.T., Prove, B.G. 2001. Fate of urea nitrogen applied to a banana crop in the wet tropics of Queensland. *Nutr. Clycl. Agroecosys.* 59(1), 65–73.
- Pretty, J. (2008). Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 363(1491), 447–465. doi:10.1098/rstb.2007.2163
- Qianqian, M. and Kazanci, C. 2014. How much of the storage in the ecosystem is due to cycling? *Journal of Theoretical Biology* 357 134–142
- Rebane, K.K. 1995. Energy, entropy, environment: why is protection of the environment objectively difficult? *Ecological Economics* 13, 89–92.
- Riutta, T., Laine, J., Aurela, M., Rinne, J., Vesala, T., Laurila, T., Haapanala, S., Pihlatie, M., Tuittila, E.S. 2007. Spatial variation in plant community functions regulates carbon gas dynamics in a boreal fen ecosystem. *Tellus* 59B, 838–852, doi:10.1111/j.1600-0889.2007.00302.x.
- Robertson G. 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential controls on nitrogen retention. In: Procter J, editor. *Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savannah Ecosystems*. Oxford: Blackwell Scientific Publication. p. 55–69.
- Robertson, P and Harwood, R. 2013. Encyclopedia of Biodiversity. *Encyclopedia of Biodiversity*. Church, M., & Böttjer. Eds. 1, 608–625. doi:10.1016/B978-0-12-384719-5.00403-2
- Ruser R, Schilling R, Steindl H, Flessa H, Beese F. 1998. Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. *Soil Sci Soc Am Journal*. 62: 1587–1595.
- Ruth, M. 1995. Information, Order and Knowledge in Economic and Ecological Systems: Implications for Material and Energy Use, *Ecological Economics* 13, 9–114.
- Sabine, C.L., Heimann M, Artaxo P, Bakker DCE, Chen C-TA, Field CB, Gruber N, Le Quéré C, Prinn RG, Richey JD, Romero Lankao P, Sathaye JA, Valentini R. 2004. Current status and past trends of the global carbon cycle. In: Field CB, Raupach MR (eds) *The global carbon cycle: integrating humans, climate, and the natural world*. Island Press, Washington, DC, pp 17–44
- Saggar, S., Giltrap, D.L., Li, C., Tate, K.R., 2007. Modelling nitrous oxide emissions from grazed grassland in New Zealand. *Journal of Agriculture Ecosystems and Environment* 119, 205–216.

- Sandor, R.L., Skees, J.R. 1999. Creating a market for carbon emissions: opportunities for US farmers. *Agric. Outlook Forum* 1, 13–17, US Department of Agriculture.
- Schack-Kirchner, H., Kublin, E., Hildebrand, E.E. 2011. Finite-element regression to estimate production profiles of greenhouse gases in soils. *Vadose Zone J.* 10 (1),169–183.
- Schrier-Uijl, A.P., Kroon, P.S., Hensen, A., Leffelaar, P.A., Berendse, F. and Veenendaal, E.M. 2010. Comparison of chamber and eddy covariance-based CO₂ and CH₄ emission estimates in a heterogeneous grass ecosystem on peat. *Agricultural and Forest Meteorology* 150: 825–831
- Schrier-Uijl, A.P., Veenendaal, E.M., Leffelaar, P.A., van Huissteden, J.C., Berendse, F. 2009. Methane emissions in two drained peat agro-ecosystems with high and low agricultural intensity. *Plant Soil*, doi:10.1007/s11104-009-0180-1.
- Sexstone, A.J, Revsbech, N.P., Parkin, T.B. and Tiedje, J.M. 1985. Direct Measurement of Oxygen Profiles and Denitrification Rates in Soil Aggregates. *Soil Sci Soc Am Journal.* 49:645–651.
- Sheerin, C., 2002. United Kingdom material flow accounting. *Economic Trends* 583, 53–61.
- Singh, B.P., Cowie, A.L. and Chan, K.Y. 2011. The Nitrogen Cycle: Implications for Management, Soil Health. *Soil Health and Climate Change Soil Biology* Volume 29, pp 107-129
- Skinner, R.H. and Wagner-Riddle, C. 2012. *Micrometeorological Methods for Assessing Greenhouse Gas Flux in Managing Agricultural Greenhouse Gases*. DOI: 10.1016/B978-0-12-386897-8.00021-8. Published by Elsevier Inc.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., et al., 2007 *Agriculture in Climate Change 2007: Mitigation Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Paris: IPCC. Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G.,
- Spinelli, D., Bardi, L., Fierro, A., Jez, S. and Basosi, R. 2013. Environmental analysis of sunflower production with different forms of mineral nitrogen fertilizers. *Journal of Environmental Management.* 129 302-308.
- Stange, F., Butterbach-Bahl, K., Papen, H., Zechmeister-Boltenstern, S., Li, C., Aber, J., 2000. A process oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: sensitivity analysis and validation. *Journal Geophysical Research* 105, 4385–4398.

- Stenger, R., Priesack, E., Barkle, G., Sperr, C., 1999. A tool for simulating nitrogen and carbon dynamics in the soil–plant–atmosphere systems. NZ land treatment collective. In: Tomer, M., Robinson, M., Gielen, G. (Eds.), *Proceedings Technical Session 20: Modelling of Land Treatment Systems*, pp. 19–28. New Plymouth, 14–15 October 1999.
- Tarkalson, D.D., and R.L. Mikkelsen. 2004. Runoff phosphorus losses as related to phosphorus source, application method and application rate on a Piedmont soil. *J. Environ. Qual.* 33:1424-1430.
- Tilman, D., K.G. Cassman, P.A. Matson, R. Naylor and S. Polasky 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671–677.
- Tittonell, P., Vanlauwe, B., Leffelaar, P.A., Shepherd, K.D., Giller, K.E., 2005. Exploring diversity in soil fertility management of smallholder farms in western Kenya: II. Within-farm variability in resource allocation, nutrient flows and soil fertility status. *Agriculture Ecosystems and Environmental*. 110, 166–184.
- Turner, R.K., Pearce, D.W., Bateman, I. 1994. *Environmental Economics: An Elementary Introduction*. Harvester Wheatsheaf, New York.
- Ussiri, D. and Lal, R. 2013. *Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation*. Springer Science+Business Media Dordrecht. Pp. 30-60.
- Ussiri, D.A.N., Lal, R., Jarecki, M.K. 2009. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. *Soil Till. Res.* 104(2), 247–255
- Van Beek, C., Onduro, D., Gachimbi, L., de Jager, A. 2009. Farm nitrogen flows of four farmer field schools in Kenya. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 83, 63–72
- Vergé, X.P.C., De Kimpe, C., Desjardins, R.L. 2007. Agricultural production, greenhouse gas emissions and mitigation potential. Retrieved June 2008, from. <http://www.fao.org/docrep/004/y3557e/y3557e09.htm>.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, G.D. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecology Applied.* 7(3), 737–750
- Wang, G. and Chen, S. 2012. A review on parameterization and uncertainty in modeling greenhouse gas emissions from soil. *Geoderma* 170 206–216.
- Webb, E.K., Pearman, G.I., Leuning, R. 1980. Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapor transfer. *Quart. J. R. Met. Soc.* 106, 85-100.

- Weston, R.F., Ruth, M. 1997. A dynamic, hierarchal approach to understanding and managing natural economic systems. *Ecological Economics* 21, 1–17.
- Wezel, a., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D., & David, C. (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. *Sustainable Agriculture*, 2, 27–43. doi:10.1007/978-94-007-0394-0_3
- Williams, J.R., Nelson, R.G., Aller, D.T., Classen, M.M., Rice, C.W., 2004. Derived carbon credit values for carbon sequestration: do CO₂ emissions from production inputs matter? In: American Agricultural Economics Association Meetings, Long Beach, California.
- Yeluripati, J.B., Li, C., Froking, S., Nayak, D.R., Adhya, D.K., 2006. Field validation of DNDC model for methane and nitrous oxide emissions from rice-based production systems of India. *Nutrients Cycling in Agro-Ecosystems* 74, 157–174.

2. Capítulo 2. Flujos de CH₄, CO₂ y N₂O en agroecosistemas de rosas de corte bajo invernadero

2.1 Resumen y Abstract

2.1.1 Resumen

La producción de flores en Colombia es un sistema agrícola intensivo que requiere una atención especial, por la presuntas consecuencias ambientales ligadas al cambio climático, puntualmente referidas a su relación con la dinámica de los gases efecto invernadero – GEI. El objetivo de esta investigación fue determinar las emisiones de CH₄, CO₂ y N₂O en tres localidades dedicadas a la producción comercial de rosas de corte en el trópico alto de Colombia (Sabana de Bogotá). El uso de fertilizantes es muy alto comparado con otros sistemas agrícolas. En el área de estudio los aportes de fertilizantes fueron 749,5 kg N ha⁻¹año⁻¹ en la localidad Wayuu Flowers -WF, 1142,1 kg N ha⁻¹año⁻¹ en la localidad Agrícola El Redil -AR y 1141,4 kg N ha⁻¹año⁻¹ en la localidad Flores de Tenjo -FT. Se encontró que las emisiones de CH₄ estuvieron influenciadas principalmente por la temperatura del suelo (TS), el aporte de fertilizantes y las tasas de asimilación en los diferentes periodos de crecimiento, las emisiones de CO₂ mediadas por la humedad del suelo (HS) y en el factor localidad con aspectos preponderantes de textura, porosidad y labranza, con alta variabilidad espacio-temporal. Los flujos de N₂O influenciados por la humedad del ambiente (HA) y en términos de la localidad por condiciones de porosidad del suelo y cantidad de carbono orgánico del suelo – COS, tienden a un comportamiento más homogéneo determinado por los aportes diarios y regulares de fertilizantes nítricos y amoniacales. Las mayores emisiones anuales de CH₄ se dieron en AR, entre 0,3 y 0,5 kg CH₄-C ha⁻¹año⁻¹ para los periodos siembra y producción respectivamente. En FT las emisiones anuales estuvieron entre 0,1 y 0,2 kg CH₄-C ha⁻¹año⁻¹, para WF las emisiones fueron de 0,1 kg CH₄-C ha⁻¹año⁻¹, con el periodo vegetativo como sumidero neto con -0,4 kg CH₄-C ha⁻¹año⁻¹. Las emisiones anuales de CO₂ más altas se presentaron en AR en un

rango de 1183,09 a 2846,32 kg CO₂-C ha⁻¹año⁻¹, mientras para FT los flujos anuales estuvieron entre 1332,68 y 1400 kg CO₂-C ha⁻¹año⁻¹, con las más altas emisiones en el periodo vegetativo. El rango de emisión anual para WF fue de 1254,08 a 1681,32 kg CO₂-C ha⁻¹año⁻¹, con el mayor flujo en el periodo producción. Finalmente, las emisiones anuales de N₂O en WF estuvieron entre 12,78 a 61,00 kg N₂O-N ha⁻¹año⁻¹, con el periodo siembra con la máxima emisión. En FT los flujos anuales se presentaron entre 1,70 a 15,09 kg N₂O-N ha⁻¹año⁻¹ con la emisión más alta en el periodo no cultivo y para la localidad AR las emisiones se encuentran entre 0,93 y 10,35 kg N₂O-N ha⁻¹año⁻¹ con un mayor flujo en siembra. Los factores de emisión para este último GEI se presentan entre 0,1 y 8,1 kg N₂O-N ha⁻¹año⁻¹, lo cual significa la necesidad de profundizar en estudios en el trópico de tal manera que se disminuya la incertidumbre en la estimación de los aportes de la agricultura intensiva en el calentamiento global.

Palabras clave: Emisión de GEI, fertilizantes nitrogenados, agricultura intensiva, temperatura del suelo y humedad del suelo.

2.1.2 Abstract

Flower production in Colombia is an intensive agricultural system that requires special attention, for the alleged environmental consequences associated with climate change, promptly regarding its relationship with the dynamics of greenhouse gases - GHG. The objective of this research was to determine the emissions of CH₄, CO₂ and N₂O in three locations dedicated to commercial production of cut roses in the high tropics of Colombia (Savannah of Bogotá). Fertilizer use is very high compared to other agricultural systems. In the study area fertilizer contributions were 749.5 kg N ha⁻¹yr⁻¹ in the Wayuu Flowers locality (WF), 1142.1 kg N ha⁻¹yr⁻¹ in Agrícola El Redil (AR) and 1141.4 kg N ha⁻¹yr⁻¹ in Flores de Tenjo (FT). It was found that CH₄ emissions were mainly influenced by soil temperature (TS), the contribution of fertilizers and assimilation rates in the different periods of growth, CO₂ emissions affected by soil moisture (HS) and the locality factor with predominant aspects of texture, porosity and tillage with high spatial-temporal variation. The N₂O fluxes influenced by humidity (HA) and in terms of the locality by conditions of soil porosity and amount of soil organic carbon - COS, tend to a more homogeneous behavior determined by the daily and regular fertilizer applications nitric and ammonia. The largest annual emissions of CH₄-C were in AR, between 0.3 and 0.5 kg CH₄-C ha⁻¹yr⁻¹ for the sowing and

production periods respectively. FT annual emissions were between 0.1 and 0.2 kg CH₄-C ha⁻¹yr⁻¹ for WF emissions was 0.1 kg CH₄-C ha⁻¹yr⁻¹, with the vegetative period as a net sink with -0.4 kg CH₄-C ha⁻¹yr⁻¹. The highest annual CO₂-C emissions occurred in AR in a range of 1183.09 to 2846.32 kg CO₂-C ha⁻¹yr⁻¹, while for FT annual flows were between 1332.68 and 1400 kg CO₂-C ha⁻¹año⁻¹, with the highest emissions in the vegetative period. The annual emission range WF was 1254.08 to 1681.32 kg CO₂-C ha⁻¹yr⁻¹, with the greatest flow in the production period. Finally, the annual emissions of N₂O-N in WF ranged from 12.78 to 61.00 kg N₂O-N ha⁻¹yr⁻¹, with the sowing period with the maximum emission. FT annual flows were between 1.70 to 15.09 kg N₂O-N ha⁻¹yr⁻¹ with the highest emission in the no crop period, and for the locality AR emissions are between 0.93 and 10.35 N₂O-N kg ha⁻¹yr⁻¹ with a higher emission in sowing period. The emission factors for this last GHG occur between 0.1 and 8.1 kg N₂O-N ha⁻¹yr⁻¹, which means the need for further studies in the tropics so that the uncertainty will decrease assessment of the contributions of intensive agriculture on global warming.

Keywords: GHG emissions, Nitrogen fertilizer, Intensive Farming Systems, Soil temperature, Soil Water Content

2.2 Introducción

El calentamiento global es el resultado de la acumulación masiva de gases efecto invernadero. El dióxido de carbono (CO₂) contribuye con el 56% al calentamiento global, seguido por el metano (CH₄), con un 15%, pero con un potencial de calentamiento 23 veces mayor al CO₂. El óxido nitroso (N₂O) aunque solo contribuye con un 6% al calentamiento global, tiene una mayor longevidad atmosférica y un potencial 310 veces más alto que el CO₂ (Zhang *et al.*, 2008).

La principal fuente de emisiones de GEI son los combustibles fósiles (Del Grosso *et al.*, 2008). Sin embargo, el sector agrícola es reconocido como una fuente significativa de emisiones representadas entre 5,1 y 6,1 Pg CO₂-eq año⁻¹, contribuyendo con el 10 al 12% del total de las emisiones antropogénicas de GEI en 2005 (Smith *et al.*, 2007). Con respecto a las emisiones de CO₂, se calcula una relativa baja contribución de este gas, correspondiente al 13% de las emisiones agrícolas totales (Del Grosso *et al.*, 2008); mientras que esta actividad es considerada como una de las principales aportantes al N₂O atmosférico al contribuir con aproximadamente el 60% de las emisiones

antropogénicas. Por último, se considera que el CH_4 aporta el 50% de las emisiones causadas por el hombre, a través de los procesos productivos (Smith *et al.*, 2007). La producción y consumo de GEI en suelos en general, están relacionados con los procesos microbiales y el papel de los microorganismos y sus factores controladores son muy importantes (Chen *et al.*, 2010).

El CO_2 , en comparación con el CH_4 y el N_2O , cicla en grandes cantidades a través de los sistemas agrícolas. Las plantas consumen altas cuantías de CO_2 en los procesos fotosintéticos para producir alimentos, fibras y combustibles, pero esta biomasa eventualmente regresa al ambiente como CO_2 luego de su consumo o cuando se descomponen (Snyder *et al.*, 2009). Las emisiones de CO_2 desde la superficie del suelo resultan de diferentes procesos como, actividad metabólica de raíces y micorrizas asociadas; respiración heterotrófica de comunidades microbianas usando material orgánico de reciente aplicación como sustrato energético y por descomposición de la materia orgánica más vieja y compuestos de carbón recalcitrante (Ryan & Law 2005). La agricultura contribuye a la emisión de este gas principalmente, a través de la alteración de los depósitos de carbono del suelo y la vegetación (Ceschia *et al.*, 2010).

De otro lado, el óxido nitroso es formado en el suelo a través de procesos microbianos aeróbicos y anaeróbicos con amplia variedad de acciones y tasas que dependen de condiciones atmosféricas y sitio-específicas, tales como, el contenido de agua y aire en el suelo, las concentraciones de nitrato y amonio; la temperatura, la disponibilidad de sustratos orgánicos y los valores de pH (Granli & Bøckman, 1994; Robertson, 1989). Las emisiones de este gas dependen de dos procesos microbiales principales, nitrificación y denitrificación, los que generalmente liberan pequeñas cantidades de N_2O relacionadas con el suministro de N al suelo. Para el caso específico de N_2O de origen antrópico, el IPCC (2007) reporta que sus emisiones han aumentado en los últimos años en un 50%, debido al mayor uso de fertilizantes y crecimiento de la agricultura.

El metano se produce sólo en condiciones altamente anaerobias tales como ocurre típicamente en humedales naturales y en los campos de arroz de tierras inundadas. Sistemas agrícolas con suelos bien drenados y aireados, generalmente tienen un comportamiento de sumidero neto de CH_4 (Conrad, 1996). Esta función se basa en la actividad específica de bacterias oxidantes de metano y amonio (Crill *et al.*, 1994; Hutsch,

1998; Knowles, 1993; Le Mer & Roger, 2001; Ridgwell *et al.*, 1999.). Sin embargo, suelos agrícolas bien aireados, pueden convertirse en fuentes de metano durante algún período de tiempo, si estiércol bovino rico en materia orgánica y microorganismos metanógenos ruminales se aplican regularmente (Gattinger *et al.*, 2007; Radl *et al.*, 2007) o si por el contrario el suelo agrícola está fuertemente compactado (Hansen *et al.*, 1993; Ruser *et al.*, 1998). Las excepciones importantes a los suelos agrícolas como sumideros de metano son los arrozales, sistemas anaeróbicos anegados, que son emisores de grandes cantidades de metano producido por bacterias metanogénicas. A escala mundial, la liberación de metano de los arrozales es la cuarta mayor fuente de emisiones de GEI agrícolas (Smith *et al.*, 2008).

En la agricultura, diversas prácticas dentro de las cuales se encuentran la fertilización nitrogenada, el manejo del agua en la irrigación, el manejo de residuos y el laboreo de los suelos han sido consideradas variables conductoras de las emisiones de estos gases dentro del período del cultivo (IPCC, 2007). No obstante, algunas de estas prácticas de manejo también pueden afectar las emisiones en el periodo de barbecho, especialmente cuando la eficiencia en el uso de nitrógeno por parte del cultivo es baja y de esta manera, grandes cantidades de N mineral (como nitrógeno residual) permanecen en el suelo después de la cosecha (Sanchez-Martín *et al.*, 2010).

En agroecosistemas irrigados, el manejo del agua y la fertilización con N son variables consideradas como reguladoras de las emisiones de N_2O , CH_4 y CO_2 . Aunque las relaciones entre las emisiones de GEI y clima, manejo y características del suelo son a menudo imprecisas debido a la alta variabilidad espacial y temporal de las emisiones, por las complejas interacciones entre la producción, consumo y transporte en el perfil del suelo (Wang *et al.*, 2005; Panikov *et al.*, 2007). Se considera que los fertilizantes nitrogenados y el manejo del agua tienen una fuerte relación con la producción y movimiento de los GEI. En suelos agrícolas, el uso intensivo de fertilizantes nitrogenados, no solo, estimula las emisiones de N_2O sino que causa un efecto inhibitorio en el almacenamiento de CH_4 (Bronson, 1994) e incrementa las emisiones de CO_2 (Ruser *et al.*, 2001, 2006; Scheer *et al.*, 2008). El alto contenido de N mineral en el suelo (como amonio y nitrato) suprime la absorción de metano (Conrad, 1996). Así mismo, el tipo de fertilizante, la frecuencia y método de aplicación empleado en estos agroecosistemas, pueden afectar considerablemente los flujos entre el suelo y la atmósfera (Mosier *et al.*, 1998).

Diferentes estudios estiman que solo un 30% del N aplicado como fertilizante en sistemas agrícolas y pecuarios se recupera en los productos finales (Raún y Johnson, 1999; Glass, 2003), el resto se pierde en el ambiente. Los procesos de pérdidas gaseosas incluyen volatilización, nitrificación y denitrificación; resultando en la liberación a la atmósfera de N_2O , NH_3 , NO y de nitrógeno atmosférico y el consecuente efecto en la respiración del ecosistema, incluyendo el flujo de CO_2 o la respiración del suelo y la respiración de la planta (Jassal *et al.*, 2011).

En Colombia, las zonas agrícolas ocupan el 38.3% del área total del territorio nacional y son responsables del 19% de las emisiones de N_2O , 30% de las emisiones de CH_4 y 50% de las emisiones de CO_2 (IDEAM, 2009), causadas especialmente por aplicación de fertilizantes, cambios en el uso de suelo y prácticas de manejo de los suelos. Dentro de este porcentaje de área cubierta por actividad agrícola, la floricultura con cultivos de rosa bajo invernadero, uno de los productos más importantes para exportación, representa solo el 0.18%. Sin embargo, es una agro-industria con alta demanda de insumos y energía, principalmente fertilizantes, plaguicidas y agua (Cabrera, 2003, 2005; Parrado, 2011). Acorde con reportes del sector floricultor sobre la fertilización nitrogenada en cultivos de rosas, esta es estimada como excesiva, en la mayoría de los casos. Cabrera (2006), reporta que un cultivo típico de rosa bajo invernadero podía recibir aproximadamente 7000 kg de N por hectárea al año. Esto representa un alto subsidio de N a través de la fertilización y por tanto, una posible alta tasa de emisiones, ya que aunque las entradas de estos insumos agrícolas son aplicadas para mantener el rendimiento de los cultivos, representan contribuciones directas a las emisiones de GEI (Huang *et al.*, 2013).

En Colombia, la caracterización de los sistemas de producción de rosas que utilizan técnicas de fertirriego con alta demanda de fertilizantes y laboreo intensivo de los suelos, está relacionada sólo con estimaciones basadas en el uso de factores de emisión por defecto y con el nivel de incertidumbre que esto genera. En esta investigación, los objetivos del estudio fueron (1) determinar la variabilidad espacial y temporal de los flujos CO_2 , CH_4 y N_2O) en agro-sistemas comerciales de rosas en la Sabana de Bogotá, (2) analizar el efecto de las actividades agrícolas (tipo y cantidad de fertilizantes aplicados), humedad y temperatura del suelo y atmósfera en los flujos y acumulados suelo-atmósfera de los tres GEI. Las mediciones fueron realizadas durante 26 semanas consecutivas, en invernaderos comerciales de producción de rosas. Los flujos de CH_4 , CO_2 y N_2O están mediados por la

interrelación de factores ambientales, características de suelos y prácticas de manejo, con un comportamiento diferencial de los GEI en relación con estas variables.

2.3 Materiales y métodos

2.3.1 Características del sitio y diseño experimental

El estudio fue llevado a cabo en cultivos comerciales de rosas de corte en la Sabana de Bogotá, en zona alta de Los Andes colombianos. Las localidades bajo estudio fueron Agrícola El Redil (AR) (N: 5° 3'59'' W: 73° 52'43'' y altitud de 2576 msnm) con una temperatura media anual de 14°C, Flores de Tenjo (FT) (N: 4° 50'32.4'' W: 74° 10'12.4'' y altitud 2560 msnm) y temperatura media anual de 13.6°C y Wayuu Flowers (WF) (N: 4° 50'59.3'' W: 73° 53' 53'', altitud 2670 msnm) y temperatura media anual de 14°C.

Como se muestra en el anexo B el arreglo espacial del monitoreo fue uniforme. En cada localidad se seleccionaron cuatro parcelas de 475 m², tres de estas correspondientes a diferentes periodos de crecimiento de los cultivos de rosa (Rosa sp. Var. Freedom en AR y WF y Var. Check Mate y Cantata en FT). Los periodos fueron clasificados como siembra, vegetativo y producción y un cuarto periodo como no cultivo (corresponde a un área sin vegetación pero con aportes de fertilizantes y riego). El uso del suelo en los años anteriores fue producción de flores, estos sistemas fueron establecidos en el año 1998 en WF, 1995 en AR y 1981 en FT. Para las tres localidades la densidad de siembra es 9.01 plantas por m² de área cubierta.

El periodo de muestreo estuvo comprendido entre el 22/01/2013 y el 16/07/2013, los cultivos fueron fertilizados diariamente a través de un sistema de fertirrigación donde los aportes de nitrógeno en la solución nutritiva corresponden a 1142,1 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en AR con un entrada de 14.1% como amonio y 85.9% como nitrato; 1141,4 kg N ha⁻¹ año⁻¹ para FT aportados en 46.4% como amonio y 53.6% como nitrato y 749,5 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en WF aplicados en un 26.5% como amonio y 73% como nitrato.

Desde el 22/01/2013, fueron medidas semanalmente, la temperatura y humedad del suelo, la temperatura y humedad del ambiente, el pH, el contenido del N mineral y los

flujos de gases efecto invernadero (CO_2 , CH_4 y N_2O). Adicionalmente, se registraron las dosis de fertilizantes y agua aportadas diariamente.

2.3.2 Propiedades del suelo

Se realizó la descripción de tres perfiles modales, con el muestreo de sus horizontes morfogenéticos. Las variables físicas medidas fueron: densidad aparente (DA), porosidad total y textura. Variables químicas: N total, pH, % de materia orgánica, % de C orgánico y capacidad de intercambio catiónico (CIC) en cada parcela. Las muestras fueron secadas al aire, cernidas y analizadas para N total con KCl por el método de Kendajl. El carbono orgánico fue determinado mediante el método colorimétrico de WallKley-Black por la oxidación del bicromato de potasio. El porcentaje de materia orgánica fue medido mediante el proceso de pérdida por ignición.

El pH del suelo fue medido usando un electrodo de pH estándar. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue determinada por extracción con 1 M de acetato de amonio a pH 7 (Summer and Miller, 1996). La densidad aparente fue mediada por el método del terrón parafinado, la textura fue determinada por el método de pipeta.

2.3.3 Flujos de gases efecto invernadero (CO_2 , CH_4 y N_2O)

Las muestras de gases fueron colectadas por medio de cámaras estáticas cerradas, las cuales consisten en un anillo de PVC de 0,2 m de diámetro y 0.08 m de altura y una tapa que sella la cámara con las siguientes características 0.2 m de diámetro y 0.10 m de altura y dos pequeños tapones en la parte superior para el muestreo de gases y temperatura. Para el sellado hermético se utilizó una banda de poliestireno. Dos semanas antes de iniciar el muestreo de gases se ubicaron 4 anillos de PVC en un arreglo espacial uniforme en cada parcela de monitoreo correspondientes a los periodos de crecimiento. La parte inferior de los anillos (que presentaba un borde afilado) se enterró 5 cm en el suelo. Los anillos permanecieron en las parcelas durante las 26 semanas del estudio.

Para colectar las muestras de gases, se colocó la tapa de la cámara de PVC sobre el anillo previamente instalado en la parcela. Por cada cámara, se tomaron muestras de 20 mL de aire en los tiempos 0, 10, 20 y 30 minutos a partir de la instalación de la cámara 1, luego se eliminaron 5 mL y los restantes 15 mL se transfirieron a viales de vidrio sellados

con tapón y agrafe de aluminio de 20 mL, a los que previamente se les había hecho vacío por medio de liofilizador. El incremento de concentraciones de CO₂, CH₄ y N₂O fueron previamente verificadas para tener un comportamiento lineal en las cámaras durante un periodo de 10 min después de cerradas las cámaras. Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Servicios Ambientales del Centro Internacional de Agricultura Tropical, mediante un cromatógrafo Shimadzu GC-1420, equipado con detector de captura de electrones (ECD) para el análisis de N₂O y con detector de ionización de llama (FID) y metanizador para el análisis de CH₄ y CO₂. Los gases fueron separados en columnas de Poropak Q.

Para la determinación de los flujos se utilizó la diferencia en concentración entre tiempo dos y el tiempo 1 dentro de un rango de 0 a 30 minutos, con diferencia de 10 minutos entre medición y medición. Para tal fin, se revisó la relación de linealidad en las concentraciones de N₂O, CH₄ y CO₂ de las 4 muestras de cada cámara, requiriéndose al menos tres puntos en línea para validar el flujo. Los valores negativos representaron flujos netos desde la atmósfera al suelo o influjos y los valores positivos indicaron una emisión neta del suelo hacia la atmósfera. Las concentraciones de N₂O, CH₄ y CO₂ registradas en el cromatógrafo, las temperaturas en grados centígrados tomadas dentro de las cámaras, las dimensiones de la cámara de muestreo y la ecuación de los gases (ecuación 2-1), se procesaron para obtener los flujos netos de los tres GEI.

$$Flujo_{CH_4,CO_2,N_2O} = \frac{\Delta C_{concentración}}{\Delta t_{tiempo}} * V_{cámara} / A_{área} = \frac{(C_2 - C_1)}{(t_2 - t_1)} * H \quad \text{Ecuación 2-1}$$

Donde Flujo (N₂O, CH₄ y CO₂) = µg de N-N₂O m⁻²h⁻¹; ΔC = variación de la concentración; Δt=variación de tiempo; V=volumen de la cámara; A=área de la cámara; (C₂ – C₁) = diferencia entre la concentración final y la inicial; (t₂ – t₁)= diferencia entre el tiempo final e inicial y H = altura de la cámara.

2.3.4 Mediciones adicionales

Durante el tiempo de estudio, simultáneamente a las mediciones de GEI, se registró la humedad y temperatura en el exterior e interior de cada cámara y en el suelo entre 0 y 5 cm de profundidad. Para el desarrollo de esta actividad se contó con sensores de temperatura i-

button DS1921H, los cuales se instalaron para monitorear la temperatura dentro de la cámara al momento de la toma de muestras de gases y en el suelo cada 10 minutos.

La temperatura ambiente dentro del invernadero se registró usando un sensor Escort Data Logger y también se tuvo acceso a los registros de humedad, temperatura y radiación solar a través de las estaciones de las localidades o de la red de estaciones de apoyo a la floricultura. Muestras de suelos entre los 0 y 10 cm de profundidad fueron tomadas en el sitio de ubicación de las cámaras, para analizar la humedad gravimétrica (WFPS).

2.3.5 Análisis estadístico

Se realizaron análisis descriptivo e inferencial, para el componente descriptivo se construyó una tabla cruzada para las variables temperatura ambiental y suelo (TA y TS), humedad del suelo y del ambiente (HS y HA), discriminadas por tipo de suelo y características físico – químicas de los suelos en cada localidad AR, WF y FT [pH, textura de los suelos, % de carbono orgánico del suelo (COS), % de poros totales] y tasa y fuente de fertilización) y periodo de crecimiento [siembra (S), desarrollo (D), producción (P) y no cultivo (NC)]. Las estadísticas asociadas involucraron al mínimo, máximo, media, mediana, desviación estándar y coeficiente de variación. Además, se construyó una tabla de promedios ajustados por mínimos cuadrados para los gases (recíproco de la concentración de metano, concentración de óxido nitroso y dióxido de carbono) segregada por localidad, periodo y evento (emisión y secuestro) mediante diagramas de barras bivariados (localidad y periodo) por evento.

El componente inferencial implicó el ajuste de un modelo lineal para cada variable respuesta (flujos de CH₄, N₂O), debido a que la significancia de las correlaciones de Pearson, justificaron un análisis univariante. Los datos observados permitieron el ajuste de un modelo de diseño, específicamente un factorial anidado en arreglo completamente al azar (dos periodos: localidad y periodo anidado en localidad) para las respuestas (recíproco del flujo de metano y flujo de óxido nitroso). En el caso de dióxido de carbono, se ajustó un factorial anidado en arreglo completamente al azar (tres periodos, lo que hizo que fuese parcialmente anidado, pues se construyó un factor de clasificación etiquetado como evento para diferenciar la emisión del secuestro del gas). En cada uno de los tres modelos, se incorporaron las covariables temperatura del suelo (TS), temperatura ambiente (TA), % de

humedad del suelo (HS) y % humedad del ambiente (HA), siendo el modelo lineal general $y = X\beta + Z\gamma + \epsilon$, donde y representa al vector asociado a la variable respuesta, X la matriz del diseño (factorial incompleto), Z la matriz asociada a las covariables, γ los parámetros de regresión entre las covariables y la respuesta y ϵ al vector de errores, para los cuales se tiene valor esperado nulo ($E(\epsilon)=0$) y varianza σ^2I , siendo I una matriz identidad, además, los errores son independientes e idénticamente distribuidos de modo normal. Por medio de un proceso de selección de un modelo reducido fueron escogidas aquellas covariables significativas (TS para CH₄, HS para CO₂ y HA para N₂O). Como consecuencia de la incorporación de las covariables, el análisis estadístico inferencial requirió del análisis de covarianza para los modelos (N₂O y CO₂) y el de varianza para el modelo (CH₄). En todos los modelos se utilizaron los contrastes ortogonales para detectar diferencias en localidades, etapas dentro de tipo de suelo y evento. En presencia de interacción significativa (en el modelo de CO₂) se utilizó el mismo arreglo tabular de promedios ajustados para realizar la comparación de tratamientos y seleccionar la mejor combinación de niveles de los factores. (Parámetros de entrada en el análisis factorial en el anexo B).

2.4 Resultados

2.4.1 Condiciones ambientales y propiedades del suelo

La tabla 2-1 muestra las características generales y clasificación de los suelos en cada una de las localidades bajo estudio.

Tabla 2-1. Características generales de las localidades de estudio

Localidad	Clase de suelo	% COS	D. A (g*cm ³)	D. R (g*cm ³)	POR % Vol	CIC	N Total ppm	P - ppm	CE dS/m
WF	Typic Melanudán	3,45	0,99	2,12	50,4	20,5	104,5	85	1,44
AR	Typic Endoaquept	1,57	1,11	2,35	22,5	21,3	78,9	108	0,92
FT	Andic Dystrandep	7,97	0,98	1,71	42,9	42,4	111,2	63	1,10

COS: carbono orgánico en el suelo; D.A: densidad aparente; D.R: densidad real; POR: porosidad total en % y CE: Conductividad eléctrica

Las características asociadas a la TA y TS y HA y HS en las tres localidades y dentro de los períodos, presentaron un comportamiento relativamente homogéneo (coeficientes de

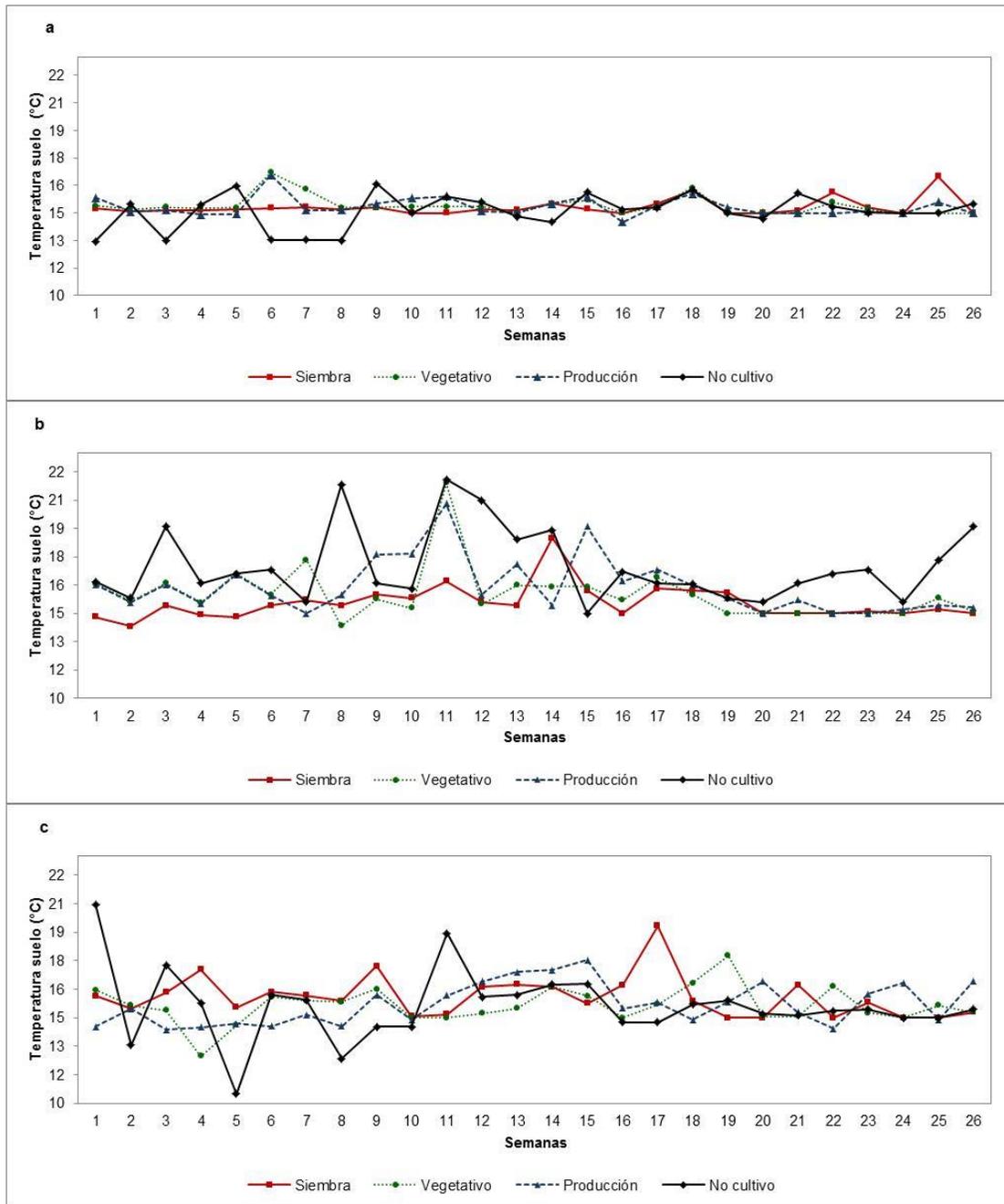
variación inferiores al 10%), lo que permite emplear el promedio semanal como un indicador de estas variables. Los valores del pH indican la acidez, siendo mayor el grado de acidez en la localidad FT. Las otras dos localidades (WF y AR) tienden a suelos ácidos y neutros (Tabla 2-2). Los suelos de WF y FT tienen el mayor contenido COS, 3,45 y 7,97% respectivamente, comparados con 1,57% de COS para AR; así mismo las dos primeras localidades presentan mayor porcentaje de poros en el suelo.

Tabla 2-2. Resumen de medidas estadísticas descriptivas

Wayuu Flowers – Andisol					
	T Sue	T Amb	% H Sue	% H Amb	pH
Mínimo	12,95	9,5	30,0	60	4,84
Máximo	16,60	25,38	53,09	99,0	7,12
Media	14,81	14,84	42,30	86,3	6,16
Mediana	14,69	14,91	44,22	87,38	6,20
Desviación estándar	0,53	2,98	8,79	6,4	0,46
Coef. Var. (%)	3,57	20,09	18,65	10,0	0,08
Agrícola El Redil – Inceptisol					
Mínimo	13,81	8,2	21,26	64,5	4,65
Máximo	21,60	23,73	44,39	88,0	7,46
Media	15,57	17,26	29,83	78,2	6,20
Mediana	15,14	17	29,65	78,0	6,21
Desviación estándar	1,38	3,12	5,25	5,3	0,60
Coef. Var. (%)	8,87	18,09	17,61	7,0	0,10
Flores de Tenjo – Inceptisol					
Mínimo	10,50	8,35	67,68	70	4,14
Máximo	20,44	21,91	87,6	93	5,92
Media	14,90	15,9	78,16	79,1	5,10
Mediana	14,90	16,18	78,61	79,5	5,09
Desviación estándar	1,48	3,49	4,25	5,5	0,37
Coef. Var. (%)	9,31	21,95	5,44	7,0	0,07

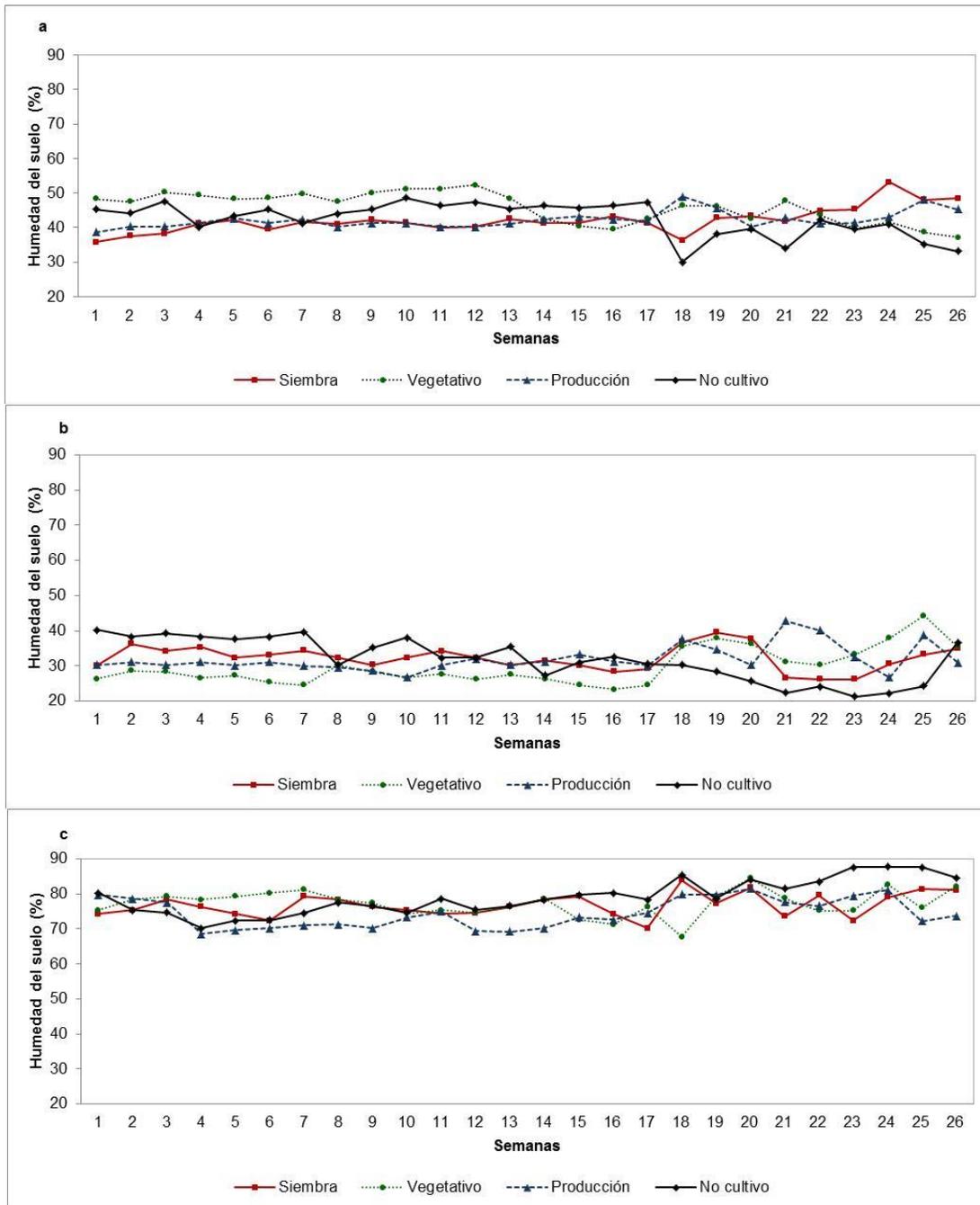
Como se observa en la figura 2-1 la temperatura del suelo en las localidades oscila entre una mínima de 10,5 y máxima de 21,6°C sin diferencias significativas ($p>0,05$), no obstante en WF la temperatura del suelo mantiene un comportamiento más estable durante toda la fase del estudio con valores medios de 14,81°C. Para AR la temperatura media fue 15,57 °C, mientras que para FT la temperatura media fue de 14,90 °C.

Figura 2-1. Temperatura promedio semanal en suelo WF(a), AR (b) y FT (c)



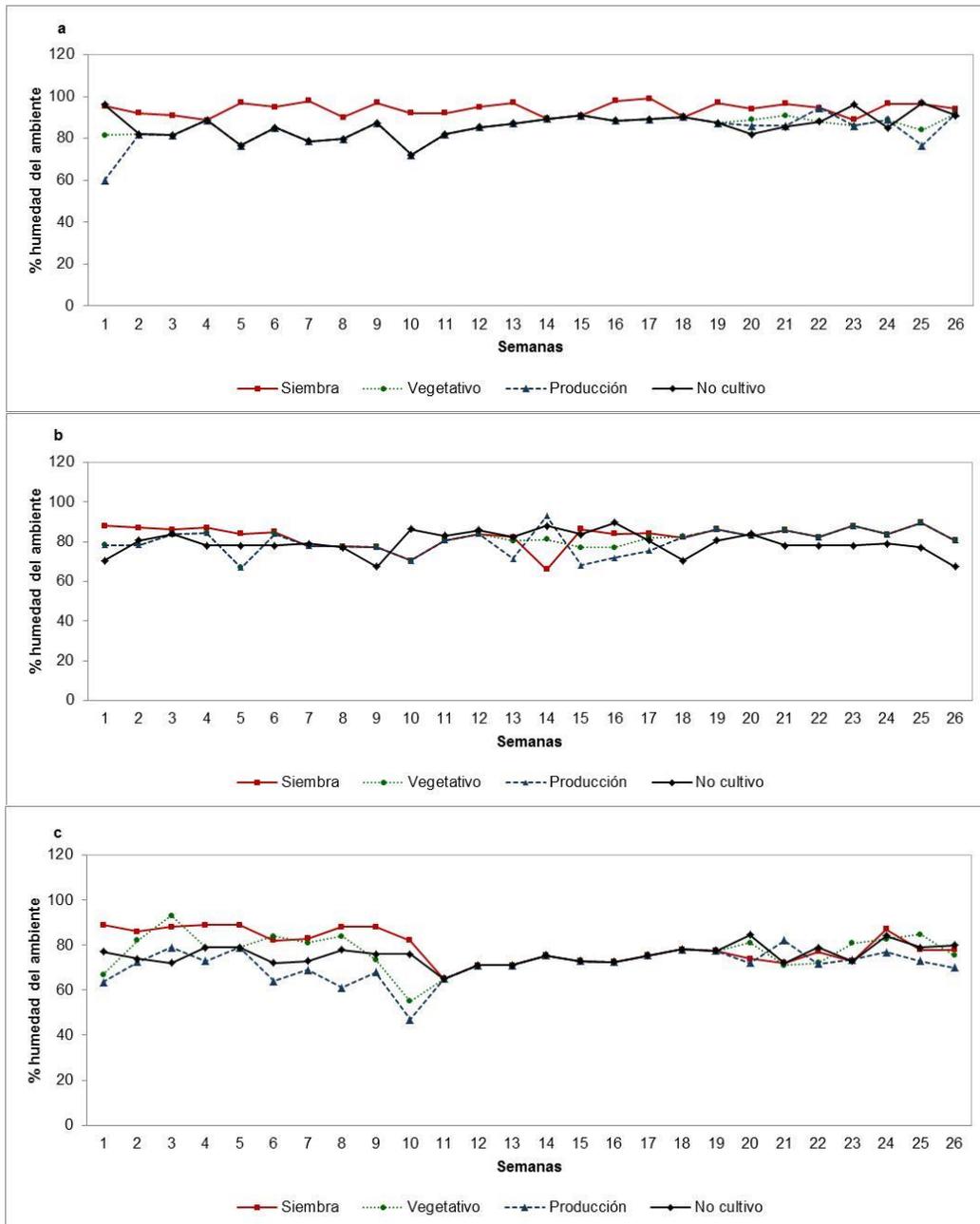
En cuanto a la humedad del suelo (%), cada una de las localidades presentó un comportamiento relativamente constante. WF y AR muestran diferencias significativas con FT ($P < 0,05$). Mientras que en WF el rango de humedad en los primeros 15 cm del suelo estuvo entre el 30,0 y 53,09% y en AR entre 21,26 y 44,39%, en FT la humedad en el suelo, durante el ciclo del estudio fue mayor, entre 67,68% y 87,6 % (Figura 2-2).

Figura 2-2. Humedad promedio semanal en suelo (0 - 15 cm) WF(a), AR (b) y FT (c)



La humedad del ambiente (%), en las tres localidades presentó un comportamiento regular, sin diferencias significativas entre los periodos y las localidades, aunque la humedad en WF y FT fue más alta. Para WF el rango de humedad en el ambiente estuvo entre 60,0 y 99% con un promedio de 86,3%; para AR entre el 64,5 y 88,0% y un promedio de 78,2. La humedad en FT estuvo en un rango de 70 y 93% y un promedio de 79,1% (Figura 2-3).

Figura 2-3. Humedad promedio semanal del ambiente (1 m) WF(a), AR (b) y FT (c)



Aunque con el sistema bajo invernadero se busca mantener una humedad y temperatura del ambiente relativamente homogénea, para estos sistemas de producción no es viable, ya que manejan cubiertas de plástico con cortinas laterales que abren y cierran para ventilar dependiendo de las condiciones climáticas en el exterior. Por tanto, lo que sucede al interior es que se incrementa la temperatura y aumenta la humedad en las zonas centrales, disminuyendo en los extremos de las parcelas. Eso significa que no se encontrará una humedad y temperatura ambiente homogénea en toda el área del invernadero.

2.4.2 Flujos de CH₄-C

De acuerdo a lo que se observa en la figura 2-4 correspondiente a los flujos de CH₄-C (n=1050), en los suelos del orden andisol e inceptisol, de las localidades WF, AR y FT; existe una variabilidad espacial y temporal, posiblemente ligada a los diferentes tipos de manejo. Se presentaron diferencias significativas en los flujos de metano entre WF y FT ($p < 0,05$). Las localidades WF y AR y FT y AR no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) (Tabla 2-3) en los flujos semanales de este GEI.

Figura 2-4. Flujos de CH₄-C en las diferentes localidades WF(a), AR (b) y FT (c)

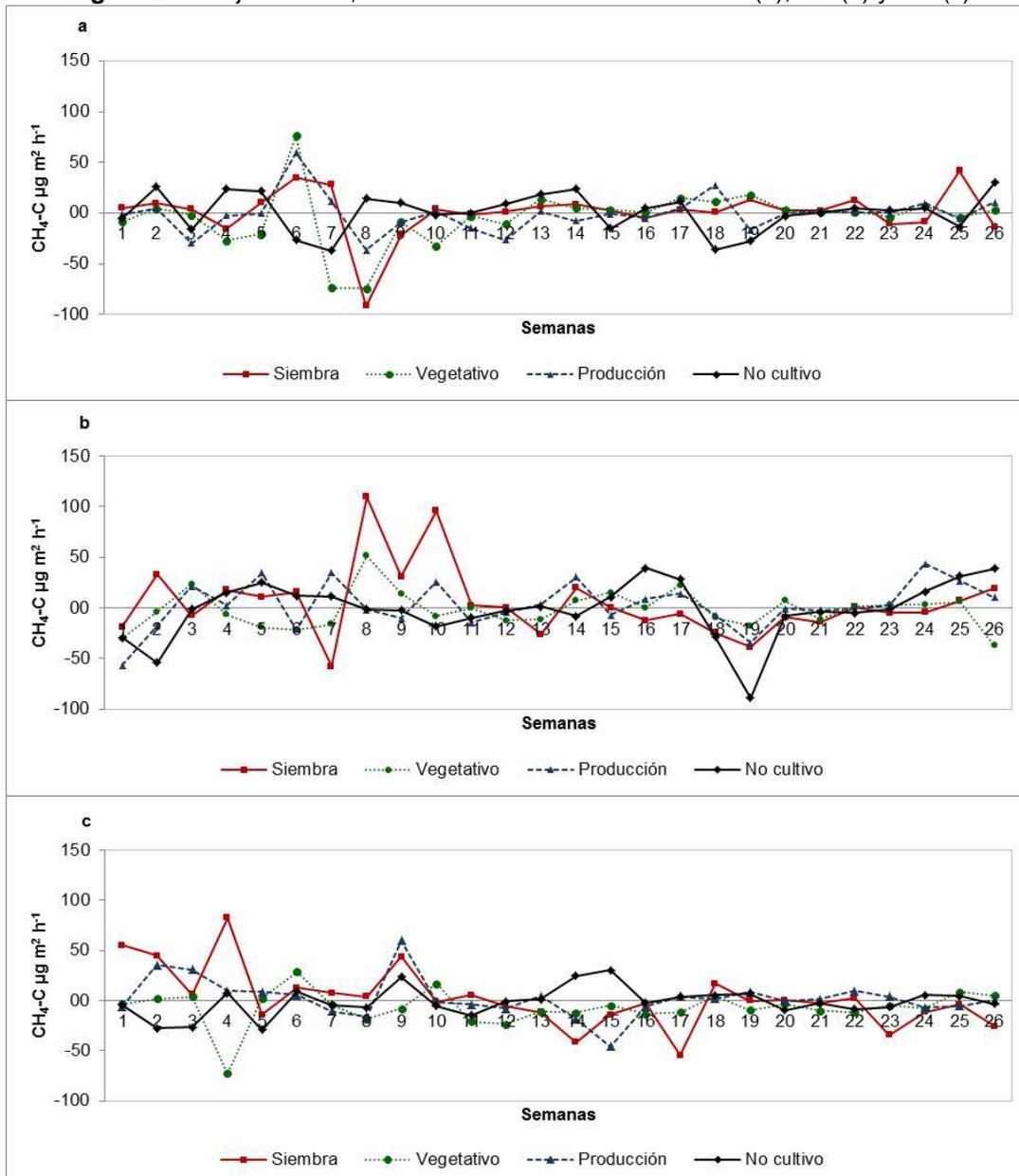


Tabla 2-3. Comparación de localidades en flujos de CH₄

Parámetro	Estimate	Standard Error	t Value	Pr > t
WF VS FT	0,57	0,25	2,26	0,02*
AR VS FT	0,13	0,26	0,51	0,61
WF VS AR	0,44	0,24	1,79	0,07

* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

Para WF el flujo promedio más alto se presentó en el periodo sin cultivo. Las mayores emisiones semanales se presentan en el periodo vegetativo con $76,5 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$ entre la semana 6 y 7, lo cual coincidió con un aumento en la temperatura del suelo. Los valores mínimos en este periodo fueron de $-74,3 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$ y el flujo promedio en este periodo de fue $-4,1 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$. Para el período de siembra la mayor emisión fue $46,7$ y un influjo de $-91,8 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$ con un flujo promedio de $0,8 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$. En el período de producción la emisión más alta fue de $59,5 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$ y la mayor captura de $-36,3 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$, con un promedio de $-0,8 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$. Finalmente para el periodo de no cultivo, la emisión más alta fue $68,3$ y el influjo de $-37,2 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$ y un flujo promedio de $0,9 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$, sin diferencias significativas entre los diferentes periodos ($p > 0,05$) (Figura 2-4a). Los flujos acumulados anuales en esta localidad estuvieron en un rango de $-0,4$ y $0,1 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$

El comportamiento de los flujos semanales de CH₄ en los diferentes periodos de crecimiento en AR, tampoco presentó diferencias significativas, sin embargo en esta localidad los eventos de emisión superaron los eventos de captura. El periodo con mayor flujo de metano fue siembra con $109,8 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$ en la semana 7 con un promedio de $5,3 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$, mientras que el mayor influjo fue $-89,1 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$ y se presentó en el período no cultivo. El flujo promedio en el período vegetativo fue de $-2,1 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$, con un pico de mayor emisión de $79,1 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$ en la semana 8. Para los períodos producción y no cultivo las mayores emisiones correspondieron a $43,5$ y $39,1 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$, con valores promedio de $-1,4$ y $2,9 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^2 \text{ h}^{-1}$, respectivamente. Como en las localidades anteriormente descritas siempre se presenta una alternancia entre eventos de emisión y captura y un flujo promedio anual entre $-0,2$ y $0,5 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, encontrándose que en esta localidad, el periodo de crecimiento con mayores emisiones acumuladas (siembra), ver figura 2.4b.

En FT, localidad que mostró diferencias significativas con respecto a WF, las emisiones anuales se presentaron entre -0,6 y 0,2 kg CH₄-C ha⁻¹ año⁻¹. El flujo mayor se presentó en el periodo siembra en la semana cuatro, con 82,6 µg CH₄-C m² h⁻¹ y un máximo influjo de -54,6 µg CH₄-C m² h⁻¹ para un flujo promedio correspondiente a 2.1 µg CH₄-C m² h⁻¹. En el periodo vegetativo se observó un flujo promedio de -7,0 µg CH₄-C m² h⁻¹, con un pico de emisión de 28,6 y un influjo de -72,9 µg CH₄-C m² h⁻¹; mientras que en los periodos producción y no cultivo las mayores emisiones fueron de 59,5 y 67,2 µg CH₄-C m² h⁻¹ y los flujos promedio de -1,2 y 2,0 µg CH₄-C m² h⁻¹, respectivamente. De nuevo, sin diferencias significativas entre periodos (p>0,05). En esta localidad se presentaron mayores eventos de captura de metano que en WF (Figura 2-4c).

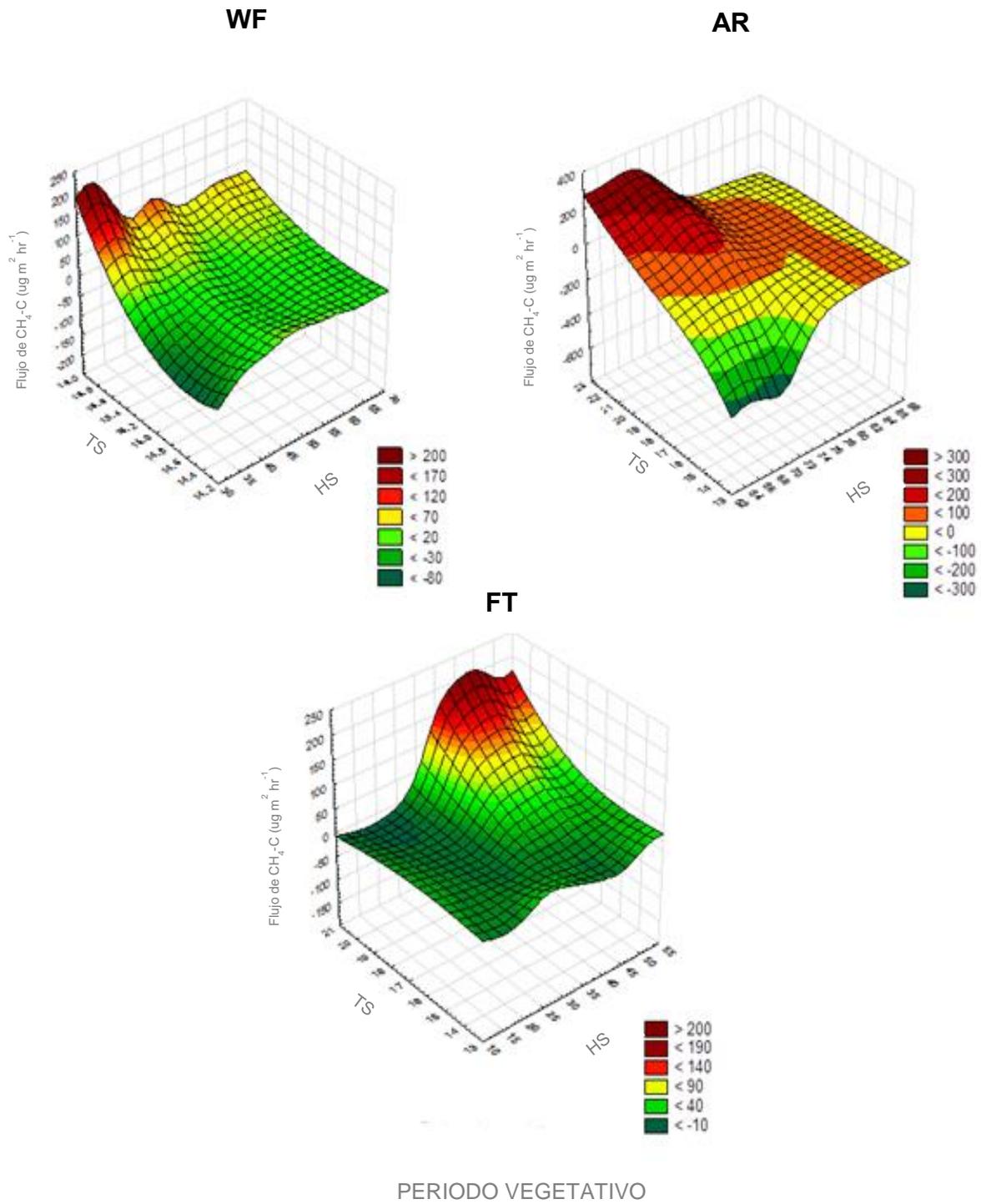
Los factores que explican el modelo de comportamiento de los flujos de metano en las localidades WF, AR y FT son periodo de crecimiento anidado en localidad y la covariable TS con un P<0,05. Los resultados muestran que existe relación entre la temperatura del suelo y los flujos de CH₄. Aumentos en la temperatura tienden a aumentar los flujos de este gas como se ilustra en la figura 2-5 para periodo siembra en las tres localidades; en tanto que la humedad del suelo no es un factor determinante en el flujo de CH₄. Los factores localidad, localidad por evento y periodo de crecimiento por evento anidado en localidad no presentan significancia en los flujos de metano (p>0,05) (tabla 2-4). Con respecto al periodo de crecimiento anidado en localidad, factor asociado con los aportes de fertilizantes, con la textura de los suelos (arcillosa para AR y franco-arenosa para WF y FT) y la disponibilidad de poros para la difusión de los gases, estos podrían explicar las tendencias allí encontradas.

Tabla 2-4. Factores de significancia en el modelo de flujos de CH₄

Fuente	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
Suelo	2	57,97	28,98	2,95	0,052
Período (Suelo)	9	171,43	19,04	1,94	0,043*
Evento CH ₄	1	16,00	16,00	1,63	0,202
Suelo*EventoCH ₄	2	41,58	20,79	2,12	0,120
Período* EventoCH ₄ (Suelo)	9	136,73	15,19	1,55	0,126
TS	1	14,77	14,77	1,50	0,022*

* P<0,05, ** P<0,01, ***P<0,001

Figura 2-5. Flujos de CH₄ en periodo siembra con respecto a la temperatura del suelo



2.4.3 Flujos de CO₂-C

De acuerdo a los resultados con un $n=1050$, los flujos de CO₂ en cada una de las tres localidades muestran variabilidad temporal y espacial. Se presentan principalmente procesos de emisión de este GEI y con unos pocos eventos de inlfujos, en su mayoría en FT. Como se observa en la tabla 2-5, hubo diferencias significativas en los flujos de CO₂ entre WF y AR, localidades con suelos de texturas franco arenosa y arcillosa, respectivamente. Entre AR y FT también se observaron diferencias significativas en los flujos del CO₂. Estas localidades como se mencionó anteriormente tienen suelos de tipo inceptisol, pero con diferencias en su textura, arcillosa para AR y franco-arenosa para FT y con valores de COS de 1,57 % en AR y 7,97% en FT. Las mayores emisiones anuales se presentaron en AR en el periodo no cultivo y correspondieron a 2846,32 kg CO₂-C ha⁻¹ año⁻¹ con la mayor actividad de movimiento del suelo para su labranza.

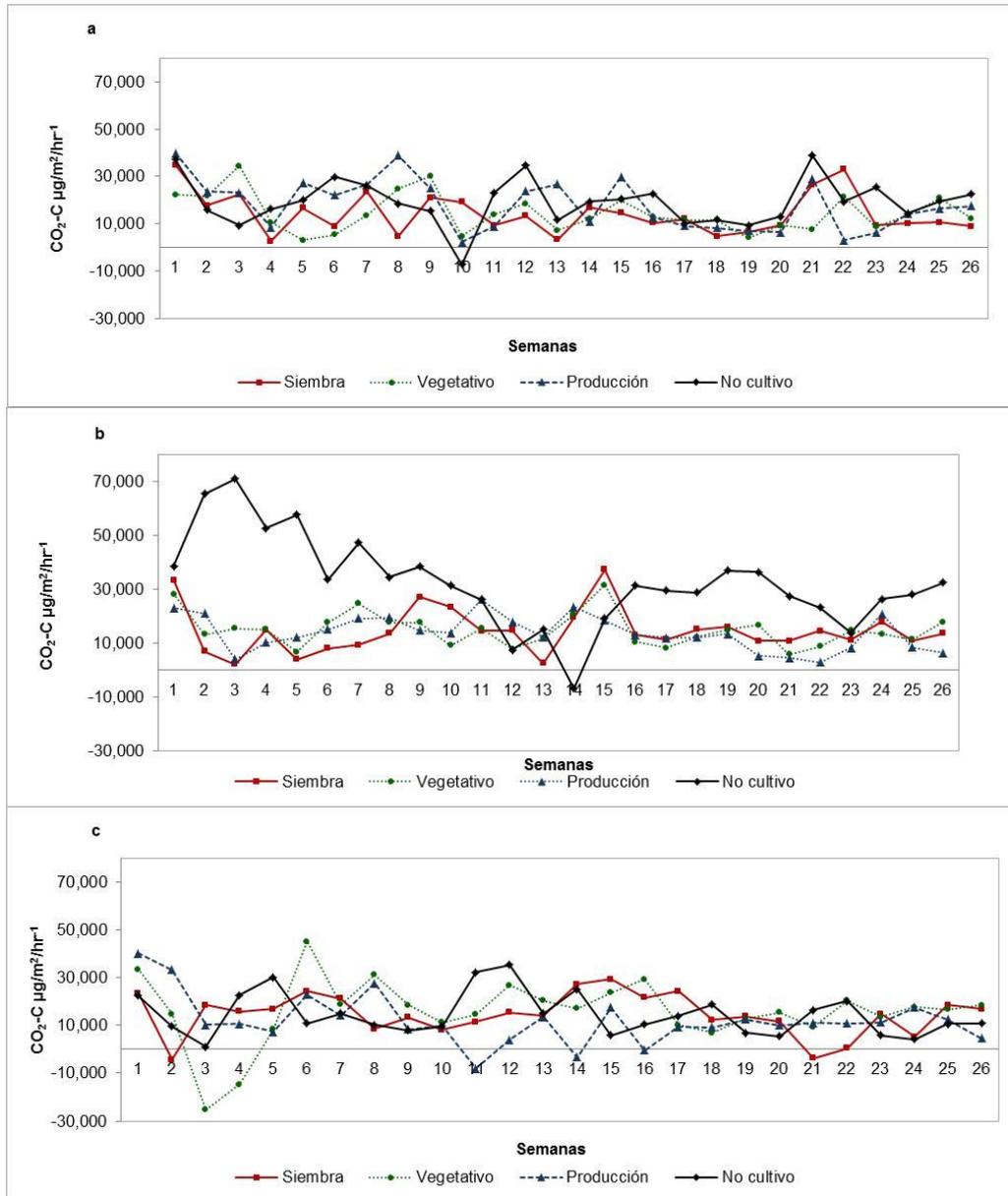
Tabla 2-5. Diferencias en los flujos de CO₂ entre las localidades WF, AR y FT

Parámetro	Estimado	ES	t Value	Pr > t
WF VS FT	-122,82	2291,59	-0,05	0,95
AR VS FT	10959,03	2814,91	3,89	0,0001***
WF VS AR	-11081,85	3450,67	-3,21	0,0014***

* $P<0,05$, ** $P<0,01$, *** $P<0,001$

Para la localidad WF (figura 2-6a), las emisiones de CO₂ fueron regulares en todos los periodos de monitoreo a excepción de un inlfujo en la parcela no cultivo en la semana 10 correspondiente a -7166,0 µg CO₂-C m² h⁻¹, para este periodo la máxima emisión fue de 38935,10 µg CO₂-C m² h⁻¹ y un flujo promedio de 18016,0 µg CO₂-C m² h⁻¹. El periodo que presentó el pico de emisión más alto fue producción, con 39987,87 µg CO₂-C m² h⁻¹, el menor flujo en este periodo correspondió a la semana 10 con 2349,2 µg CO₂-C m² h⁻¹ y un flujo promedio de 19193,1 µg CO₂-C m² h⁻¹. Para el periodo siembra las emisiones se presentaron en una rango entre 2623,60 y 34828,10 µg CO₂-C m² h⁻¹ y un flujo promedio de 14316,0 µg CO₂-C m² h⁻¹. El periodo vegetativo con un flujo promedio de CO₂ correspondiente a 14531,9, mostró emisiones entre 3201,2 y 34375,5 µg CO₂-C m² h⁻¹; sin diferencias significativas entre periodos de crecimiento ($P>0,05$). En esta localidad los flujos anuales estuvieron en un rango entre 1254,08 y 1681,32 kg CO₂-C ha⁻¹ año⁻¹.

Figura 2-6. Flujos de CO₂-C en las diferentes localidades WF(a), AR (b) y FT (c)



En AR, los flujos anuales en los diferentes periodos de crecimiento tuvieron un rango de 1183,09 a 2846,32 kg CO₂-C ha⁻¹ año⁻¹. Esta localidad presentó diferencias significativas en los flujos de CO₂ con WF y FT. Las mayores emisiones correspondieron al periodo no cultivo con 70899,1 µg CO₂-C m² h⁻¹ en la semana 13 y una captura en la semana 14 de -6743,7 µg CO₂-C m² h⁻¹ con un flujo promedio de 32492,2 µg CO₂-C m² h⁻¹. Adicionalmente, este periodo muestra diferencias significativas ($p < 0,05$), en el

comportamiento de las emisiones respecto de las demás. Para siembra el promedio de emisiones de CO₂ correspondió a 13505,6 µg CO₂-C m² h⁻¹ y osciló entre 2213,8 a 37213,2 µg CO₂-C m² h⁻¹. En el periodo vegetativo el rango de las emisiones se dio entre 5855,0 y 31438,0 µg CO₂-C m² h⁻¹ y un flujo promedio de 13891,0 µg CO₂-C m² h⁻¹, mientras que para producción la mayor y la menor emisión correspondieron a 26094,0 y 2958,1 µg CO₂-C m² h⁻¹ respectivamente, con un flujo promedio de 13777,4 µg CO₂-C m² h⁻¹ (figura 2-6b). Los flujos anuales acumulados oscilaron entre 1183,1 y 2846,3 kg CO₂-C ha⁻¹ año⁻¹

La localidad FT muestra mayor alternancia de flujos e influjos en los periodos que las demás. En FT los suelos se caracterizan por su textura franco-arenosa y su alto contenido de humedad. No se presentaron diferencias significativas entre los flujos de CO₂ en los periodos de crecimiento estudiados ($P > 0,05$). El periodo vegetativo tiene las mayores emisiones con 45149,4 µg CO₂-C m² h⁻¹ y un influjo de -25301,8 µg CO₂-C m² h⁻¹, con un flujo promedio de 15989,9 µg CO₂-C m² h⁻¹. El periodo producción presentó un pico máximo de emisión de 40147,3 µg CO₂-C m² h⁻¹ y una captura de -7960,2 µg CO₂-C m² h⁻¹, para un flujo promedio de 15213,2 µg CO₂-C m² h⁻¹. Los periodos no cultivo con un flujo promedio de 15533,5 µg CO₂-C m² h⁻¹ y siembra con 15631,9 µg CO₂-C m² h⁻¹ en flujo promedio, mostraron rango entre 1163,6 y 35462,6 µg CO₂-C m² h⁻¹ y -4343,7 y 29368,6 µg CO₂-C m² h⁻¹. El único periodo que no mostro influjos o captura de este GEI fue el periodo no cultivo (figura 2-6c). Las emisiones acumuladas fueron encontradas en un rango entre 1332,68 y 1400 kg CO₂-C ha⁻¹ año⁻¹.

De acuerdo a los resultados, los factores que explican el modelo de flujos de CO₂ en WF, AR y FT son localidad, periodo anidado en localidad, localidad por evento y periodo por evento anidado en localidad y la covariable humedad del suelo (HS) con significancia de $P < 0,05$. Como se observa en la figura 2-7 la humedad del suelo tiene una alta interrelación con los flujos de CO₂. Aumentos en la humedad del suelo tienden a mayores emisiones de CO₂, así como a incrementar la alternancia entre flujos e influjos de este GEI (tabla 2-6). Aunque la humedad del ambiente no presentó significancia en el modelo de flujos del CO₂, se observa que las mayores emisiones también se concentran en mayores humedades del ambiente. Con respecto a los resultados de los factores de agrupamiento, estos están ligados a las características de textura de los suelos y a las prácticas de manejo (principalmente el laboreo), ya que el aporte de los fertilizantes no tuvo efectos significativos sobre los flujos del CO₂.

Figura 2-7. Flujos de CO₂ en periodo siembra con respecto a la humedad del suelo y atmósfera

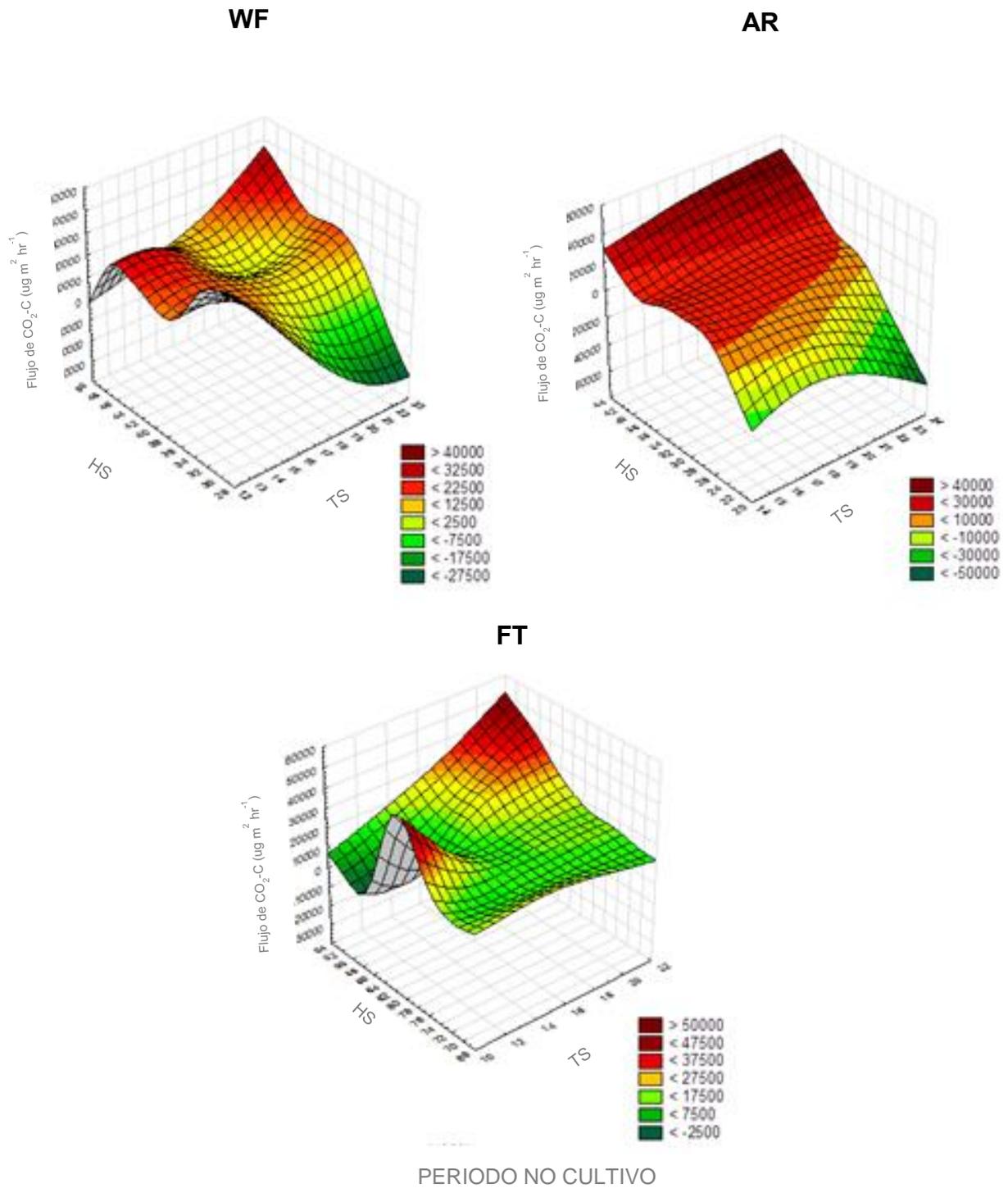


Tabla 2-6. Factores para el modelo de emisiones de CO₂ en las localidades

Fuente	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
Localidad	2	229,99	114,99	7,67	0,0005***
Periodo(Localidad)	9	310,30	34,47	2,30	0,0147*
Localidad*Evento CO ₂	2	946,64	473,32	3,16	0,0429*
Periodo*Evento CO ₂ (Localidad)	9	286,33	31,81	2,12	0,0252*
HS	1	218,64	218,64	14,59	0,0001***

* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

2.4.4 Flujos de N₂O-N

La figura 2-8 ilustra como los flujos de N₂O-N presentan una baja variabilidad tanto espacial como temporal y sin diferencias significativas entre periodos para las localidades AR y FT ($P > 0,05$). Las cuales evidencian alternancia entre semanas de emisión e inlfujos. La localidad WF (Andisol) presentó diferencias significativas en los flujo de N₂O-N, tanto con AR (Inceptisol) como con FT (Inceptisol) con un $P < 0,0001$; mientras las localidades AR y FT no presentaron diferencias significativas en los flujos (tabla 2-7). WF en el periodo siembra exhibe las mayores emisiones acumuladas con 61,0 kg N₂O-N ha⁻¹ año⁻¹

La localidad WF, con el mayor pico de emisión de N₂O-N en el periodo siembra con un valor de 4270,9 µg N₂O-N m² h⁻¹ en la semana 8 relacionado con mayores aportes de materia orgánica procedente de residuos vegetales de la misma localidad y posterior a un evento de inlfujo en la semana 7, el cual correspondió a -355,7 µg N₂O-N m² h⁻¹ y un flujo promedio de 696,3 µg N₂O-N m² h⁻¹. Para el período vegetativo el flujo promedio fue 279,1 µg N₂O-N m² h⁻¹ y el pico más alto de emisión de 1983,9 µg N₂O-N m² h⁻¹. En el periodo de producción el pico de emisión correspondió a 1577,6 µg N₂O-N m² h⁻¹, con un flujo promedio de 145,9 µg N₂O-N m² h⁻¹, finalmente, en el periodo no cultivo el flujo promedio fue de 492,2 µg N₂O-N m² h⁻¹, con un pico de emisión de 1728,5 µg N₂O-N m² h⁻¹. Se observaron diferencias en los flujos entre el periodo siembra y los demás ($p < 0,0001$). Adicionalmente, la mayor variabilidad espacial y temporal se observó en esta localidad (figura 2-8a), donde las emisiones acumuladas en esta localidad estuvieron entre 12,78 a 61,0 kg N₂O-N ha⁻¹ año⁻¹.

Figura 2-8. Flujos de N₂O-N en las diferentes localidades WF(a), AR (b) y FT (c)

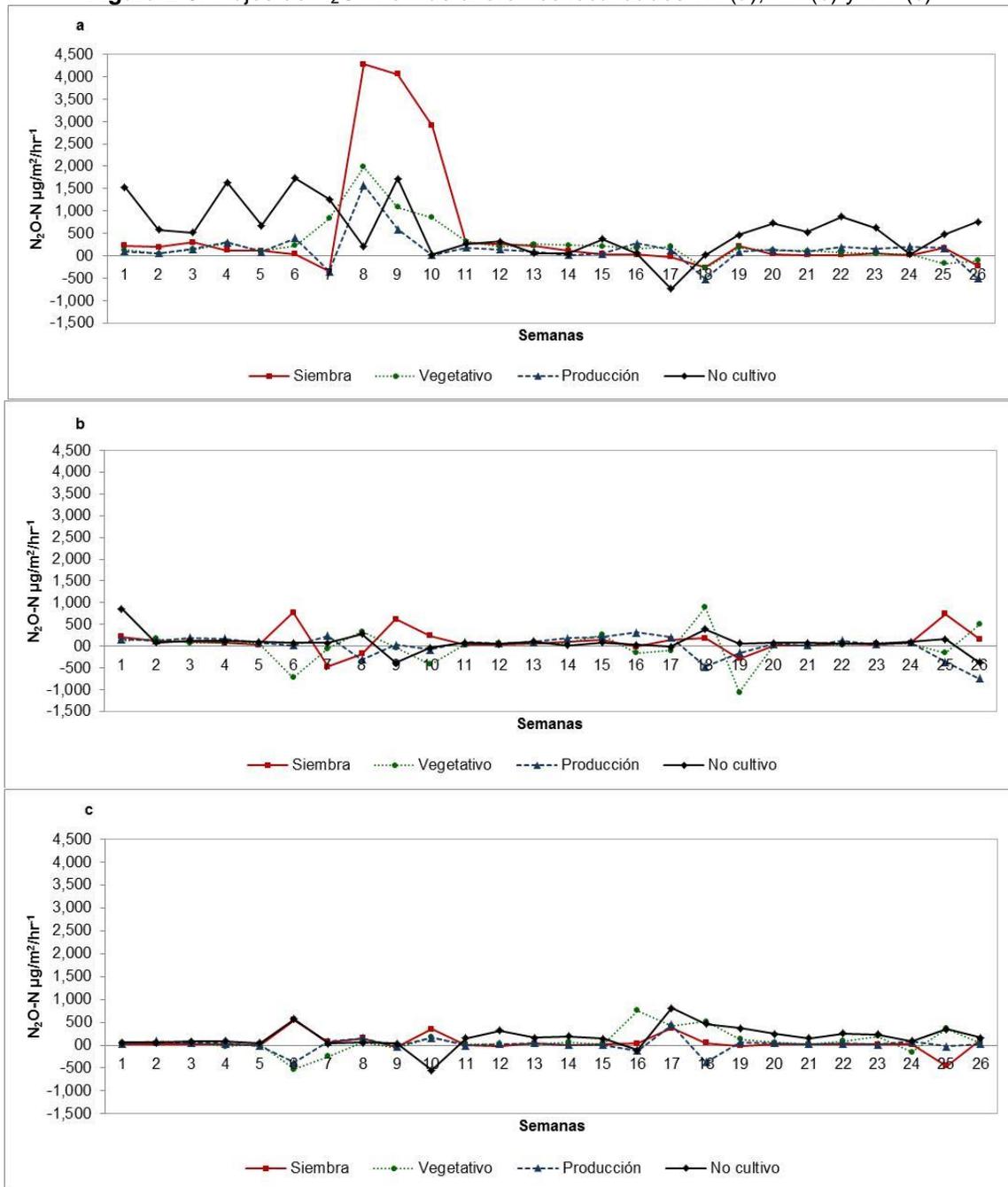


Tabla 2-7. Diferencias en los flujos de N₂O entre las localidades WF, AR y FT

Parámetro	Estimate	Standard Error	t Value	Pr > t
WF VS FT	-329,28	47,37	-6,95	0,0001***
AR VS FT	71,94	47,63	1,51	0,1313
WF VS AR	-401,23	50,03	-8,02	0,0001***

* P<0,05, ** P<0,01, ***P<0,001

Tal como lo muestra la figura 2-8b los flujos de N_2O en AR tienden a mantenerse constantes durante el periodo analizado, con alternancia de semanas de emisión e influjo. Aquí, el pico más alto de emisión se observó en el periodo vegetativo con $897,4 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ en la semana 18 y el valor de influjo de $-1063,4 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$, evento ocurrido en la semana 19; en este periodo de crecimiento el flujo promedio de este GEI fue $10,6 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$. Las mayores emisiones individuales se dieron en el periodo sin cultivo, con un valor de emisión de $858,7 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ y un flujo promedio de $86,6 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$. En siembra la mayor emisión corresponde a $775,0 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ y el influjo más alto fue de $-466,2 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$, con el valor promedio de flujo más alto y correspondiente a $118,2 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$. El periodo producción mostró el pico de mayor emisión en la semana 16, de $313,7 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ y un flujo promedio de $16,1 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ y en esta localidad las emisiones anuales para los periodos evaluados se presentaron entre $0,93$ y $10,35 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

En la localidad FT, el flujo promedio de N_2O más alto se presentó en el periodo sin cultivo correspondiente a $172,3 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$. El mayor pico de emisión fue de $805,9 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ y la mayor captura fue $-551,3 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$. Para siembra la mayor emisión semanal fue de $549,6 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$, con un flujo promedio de $56,0 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ y el periodo vegetativo tuvo flujos oscilantes entre $-529,5$ y $755,3 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ y un flujo promedio de $83,2 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$. Por último, el periodo producción con los flujos promedio de N_2O más bajos y correspondientes a $19,4 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$, los flujos semanales se muestran entre el pico de mayor influjo $-380,8$ y la emisión de $446,0 \mu\text{g } N_2O\text{-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ (figura 2-8c). Las emisiones anuales en esta localidad se presentaron en un rango entre $1,70$ y $15,09 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, siendo el periodo sin cultivo el de mayor emisión.

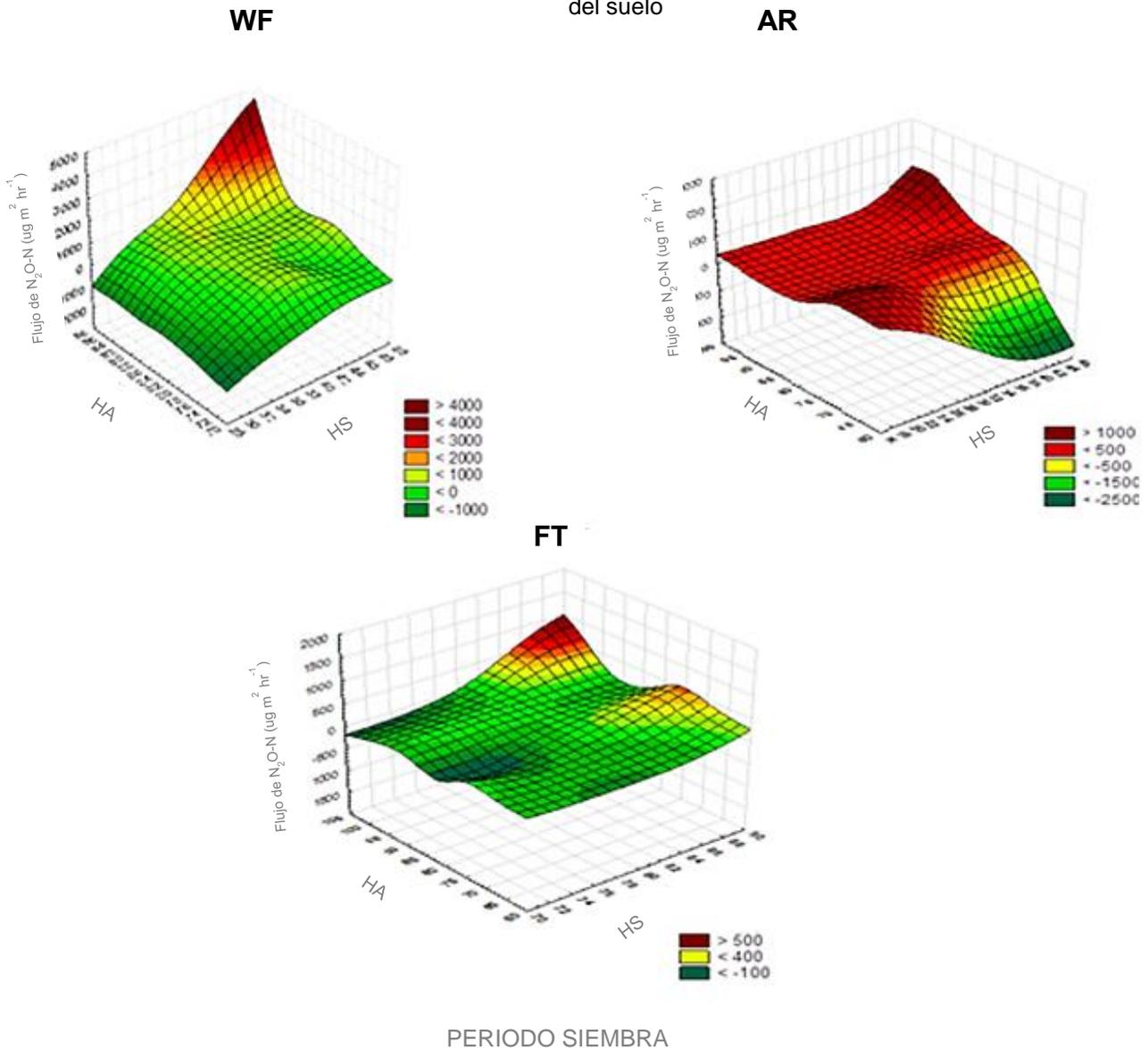
Acorde con la tabla 2-8, para el modelo de $N_2O\text{-N}$, los factores que explican los flujos de este GEI en las tres localidades fueron: localidad, periodo de crecimiento anidado en localidad y la covariable humedad del ambiente. Como se observa en la figura 2-9, los flujos de óxido nitroso para el periodo siembra en las tres localidades muestran que incrementos en la humedad del ambiente tienden a mantener las concentraciones de N_2O en valores más altos.

Tabla 2-8. Factores de significancia para el modelo de emisiones de N₂O-N en las localidades

Fuente	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
Localidad	2	272,94	136,47	37,39	0,0001***
Periodo(Localidad)	9	130,95	14,55	3,99	0,0001***
HAmb	1	141,23	141,23	3,87	0,0494

* P<0,05, ** P<0,01, ***P<0,001

Figura 2-9. Flujos de N₂O en periodo siembra con respecto a la humedad ambiente y humedad del suelo



Como se observa en la tabla 2-9, existe una correlación positiva y significativa entre los flujos de CH₄ y N₂O y sin relaciones significativas entre los flujos de CH₄ y CO₂ y los flujos de CO₂ y N₂O.

Tabla 2-9. Matriz de relación de los flujos de CH₄, CO₂ y N₂O en las localidades mediante coeficientes de correlación de Pearson

	CH ₄ -C	N ₂ O-N	CO ₂ -C
CH ₄ -C	1,0000	0,1408 0,0001***	0,0569 0,0652
N ₂ O-N	0,1408 0,0001***	1,0000	0,0514 0,1801
CO ₂ -C	0,0569 0,0652	0,0514 0,1801	1,0000

* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

2.5 Discusión

2.5.1 Efecto de localidad, periodo de crecimiento, temperatura y humedad del suelo y atmósfera en las emisiones de CH₄, CO₂ y N₂O

Flujos de CH₄-C

Existe una alternancia entre emisión y captura en las tres localidades de estudio, con un efecto directo de la temperatura del suelo sobre las emisiones de CH₄, mientras que la humedad del suelo o atmósfera no presentan efectos sobre los flujos de este GEI. Las emisiones anuales encontradas en las tres localidades (-0,6 y 0,5 kg CH₄-C ha⁻¹) se encuentran por debajo de las reportadas en estudios previos (p.e Merino *et al.*, 2004; Hergoualc'h *et al.*, 2008; Lehman and Osborne, 2013). En el análisis factorial la correlación entre periodo de crecimiento anidado en localidad es significativa para la explicación del modelo de flujos de este gas. En general, los suelos agrícolas bien drenados y aireados, tienden a comportarse como sumideros netos de metano (Conrad, 1996). De acuerdo a lo referido por Butterbach- Bahl (2000) la magnitud de la asimilación del CH₄ en el suelo es ampliamente controlada por difusión del metano atmosférico al suelo. Sin embargo, Wang, *et al.*, (2013), Koschorreck and Conrad (1993) y Striegl *et al.*, (1992) han determinado que este aspecto está adicionalmente, influenciado por la humedad del suelo. En este estudio, en ninguna de las localidades el suelo se comportó como sumidero neto de metano e incrementos en temperatura del suelo tendieron a aumentar las emisiones de CH₄, parámetro que ha sido reportado en diferentes estudios de manera similar (p.e. Bergman, *et al.*, 1998; Hergoualc'h, *et al.*, 2008; Wang, *et al.*, 2013; Mazzetto *et al.*, 2014). Los efectos de la temperatura sobre las emisiones de

metano están relacionadas con el incremento de la metanogénesis, ya que este proceso parece ser más sensible al aumento de temperatura que la metanotrofia (Le Mer y Roger, 2001; Hergoualc'h *et al.*, 2008).

Efectivamente, como se observa en la figura 2-5 las mayores concentraciones de CH₄ se presentan en las tres localidades a temperaturas altas. En AR con temperatura media de 15,57°C se dan las mayores emisiones semanales de este GEI, tanto en el periodo siembra con un flujo promedio de 5,3 µg CH₄-C m² h⁻¹, como en el periodo no cultivo con un promedio de 2,9 µg CH₄-C m² h⁻¹; también esta localidad, muestra una mayor cantidad de eventos de flujos que influjos. FT con una temperatura media de 14,90°C, es la localidad que evidencia el segundo valor en emisiones de CH₄. En el periodo siembra se observó un valor promedio de 2,1 µg CH₄-C m²h⁻¹; mientras que en WF con menor temperatura se presentan las menores emisiones de este GEI. Estos resultados concuerdan con los reportados por Chu *et al.* (2007) en su estudio de flujos de CH₄ en un andisol sembrado con cebada. Los autores encontraron que el flujo de metano presentaba un correlación significativa con la temperatura del suelo ($r=0,371$. $p<0,01$). Los procesos de producción de CH₄ son más dependientes de la temperatura que los procesos de oxidación. También, encontraron que las emisiones en todos los tratamientos (diferentes manejos del N en la fertilización), fueron más altas en primavera que en verano, estación relacionada con incrementos de temperatura en el suelo. No obstante, los resultados son contrarios a los reportado por Krause *et al.* (2013), que mostraron que los flujos de metano en bosques de abeto en Suiza, no tenían correlación con la temperatura del suelo ($r=0,006$; $p=0,05$).

Los aspectos relacionados con la significancia del factor periodo de crecimiento anidado en localidad, están asociados con las características de suelos y con los aportes de fertilizantes en cada localidad, y dentro del periodo de crecimiento con la asimilación del fertilizante por parte de las plantas. La localidad AR con mayores emisiones ligadas a la temperatura y con textura arcillosa, tiene una tendencia compactarse y agrietarse con rapidez, en especial después del riego, lo cual podría estimular las emisiones de metano desde el suelo, contrario a las características texturales de las otras dos localidades, franco arenosas y por tanto con mayor espacio poroso al interior del suelo, que aumentan la difusión del gas al interior del suelo. Resultados que concuerdan con los expuestos por Hansen *et al.* (1993) y Ruser *et al.* (1998). Se ha demostrado que textura del suelo afecta

en gran medida las tasas de captura de CH₄, ya que el transporte de O₂ y CH₄ en la fase gaseosa son los factores más importantes en el efecto neto de la producción y consumo de este GEI ya que esta característica que afecta la difusión de los gases dentro del suelo (Striegl, 1993; Verchot *et al.*, 2000; Del Grosso *et al.*, 2000). Además, una textura con menor porosidad genera condiciones anaeróbicas que inducen la metanogénesis (Conrad, 1996; van den Pol-van Dasselaar *et al.*, 1999; Livesley *et al.*, 2013). Las emisiones de CH₄ también pueden verse afectadas por el manejo de la labranza. Kessavalou *et al.* (1998) reporta mayores tasas de asimilación de CH₄ en rotaciones trigo-barbecho sin labranza, comparado con un tratamiento de arado. Resultados concordante con lo encontrado en las tres localidades de este estudio, en el periodo sin cultivo con mayores emisiones debido a la labranza (Figuras 2-5a, b y c). Además, Hütsch (1998) determinó que las tasas de oxidación de CH₄ en suelos sin labranza se observan entre 4,5 y 11 veces más altas que bajo labranza convencional.

En relación con el factor de significancia de periodo en localidad, se encontró una diferencia en los aportes de fertilizantes y las tasas de asimilación en los estados de desarrollo de las plantas estudiados. Las localidades AR y FT con mayores emisiones de CH₄, reciben los más altos aportes de fertilizantes de 114,21 g N m² año⁻¹ y 114,14 g N m² año⁻¹ respectivamente, comparado con los 74,95 g N m² año⁻¹ de WF localidad con las menores emisiones de CH₄. Las fuentes de aportes del N en las tres localidades son nítricas y amoniacales. Para AR los porcentajes de entrada son 14.1% como NH₄-N y 85.9% como NO₃-N, mientras que en FT los aportes son 46.4% de NH₄-N y 53.6% de NO₃-N. Según los reportes de Chu *et al.* (2007) hay un decrecimiento en la asimilación de CH₄ después de la aplicación de cualquier fertilizantes nitrogenado, resultando por tanto en un flujo positivo del gas desde el suelo hacia la atmósfera. Diversos estudios muestran como la oxidación del CH₄ es potencialmente inhibida por la aplicación de NH₄-N (p.e. Steudler *et al.*, 1989; Mosier *et al.*, 1991; Hütsch, 2001; Hu *et al.*, 2002) o con aportes de NO₃⁻ (Kightley *et al.*, 1995; Wang y Ineson, 2003; Reay y Nedwell, 2004), otros estudios determinan un efecto estimulante en las emisiones de CH₄ después de la aplicación de diferentes formas de fertilizantes (p.e. Chu *et al.*, 2007; Kammann *et al.*, 2009; von Fischer and Hedin 2007; Inselsbacher *et al.*, 2009). En este estudio se presenta una estimulación de las emisiones, sin embargo no se determina si están relacionadas con los fertilizantes nítricos o amoniacales, porque son aplicados en conjunto en la solución nutritiva aportada.

Flujos de CO₂-C

Las emisiones anuales de CO₂-C encontradas en las localidades estudiadas y en un rango de 1206,90 y 2846,32 kg CO₂-C ha⁻¹ se encuentran por debajo de los datos reportados en estudios previos, Hergoualc'h *et al.*, (2008) para cultivos de café; Lehman and Osborne (2013), para cultivos de maíz y Braun *et al.*, (2013) para pastizales.

Los resultados muestran que la humedad del suelo explica los flujos de CO₂ en las tres localidades; con diferencias significativas entre AR con suelos de textura arcillosa con respecto a WF ($p=0,0014$) y FT ($p=0,0001$), con suelos de textura franco-arenosas. Esta información concuerda con estudios previos que mostraron efectos significativos entre la humedad del suelo y los flujos de CO₂. Moitinho *et al.*, (2015), evaluaron los flujos de CO₂ en cultivos de caña de azúcar en Brasil y encontraron una correlación positiva ($r = 0,66$, $p<0,05$), lo que indicaba que el contenido de agua del suelo afectada la evolución temporal de los flujos de CO₂ durante el período de estudio. Además, diversos estudios han reportado la relación entre la humedad del suelo y los flujos de CO₂ (Davidson *et al.*, 1998; Xu and Qi, 2001; Lipiec *et al.*, 2003; Yuste *et al.*, 2003; Ding *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2014), ya que la respiración del suelo está regulada por factores como la humedad, la temperatura, la disponibilidad de O₂ y la disponibilidad de los sustratos (Almagro *et al.*, 2009; Han *et al.*, 2007).

En general, la humedad del suelo tiene un fuerte efecto sobre la descomposición del material orgánico, ya que una baja humedad es limitante pero, el exceso de humedad inhibe el metabolismo aeróbico debido a las limitaciones de difusión de O₂ (Sänger *et al.*, 2011). Sin embargo, se han reportado rangos óptimos de humedad para que se desarrolle el metabolismo microbiano ligado a mineralización del carbono; por ejemplo, en un estudio de incubación con diferentes suelos, Franzluebbbers (1999) encontró que este proceso fue mayor cuando la humedad del suelo estuvo en el 53% y 66%. Incrementos en el contenido de agua en la capa superficial del suelo aumentan las concentraciones del CO₂ y al mismo tiempo las tasas de producción biótica de CO₂ (Wang *et al.*, 2013). En este estudio, la humedad del suelo estuvo entre 29,83% para AR con las menores tasas de emisión, con excepción del periodo no cultivo, 42,30% y 78,16%, para WF y FT respectivamente, en donde se encontraron las tasas más altas en emisión de este gas y en esta última localidad la mayor variabilidad espacio-temporal.

Con respecto a los factores localidad y periodo anidado en localidad, a diferencia de los flujos de CH₄, el aporte de fertilizantes no muestra una relación con las emisiones de CO₂ no obstante, la textura de los suelos, el porcentaje de poros llenos de aire en el suelo y el porcentaje de materia orgánica exhiben una relación con las emisiones de este GEI. En suelos franco-arenosos (WF con 7,6% de MOS y 49,5% Vol de poros, FT con 15,4% de MOS y 39,6% % Vol de poros) se dieron mayores emisiones de CO₂ que en el suelo de textura arcillosa (AR 4,5% de MOS y 36,3 % Vol de poros), en esta localidad las mayores emisiones en el periodo no cultivo estuvieron relacionadas a un fuerte movimiento del suelo en la labranza, que rompió los agregados del suelo en una parcela muy compactada). Moitinho *et al.* (2015) encontraron que los flujos de CO₂ se correlacionaron positivamente ($r=0,67$, $p < 0,001$) con el contenido de materia orgánica en el suelo. La MOS es la mayor reserva de carbono orgánico en la tierra y está estrechamente relacionada con la respiración del suelo, ya que es la principal fuente de energía para los microorganismos (Galdos *et al.*, 2009; Lal, 2009). Además, la facilidad con la que el carbono presente en el suelo es descompuesto por microorganismos es medido por la relación C/N, que también influye en las emisiones de CO₂ del suelo (Razafimbelo *et al.*, 2006). Adicionalmente, diversos estudios muestran la relación entre las entradas de N y las emisiones de CO₂ en suelos agrícolas (Aarnio and Martikainen, 1996; Mendoza *et al.*, 2006; Abalos *et al.*, 2014). En cuanto a la relación entre la textura franco arenosa y mayores porcentajes de porosidad en el suelo, con mayores emisiones de CO₂, estos resultados concuerdan con los reportes de Mangalassery *et al.* (2013), quienes afirman que tanto la textura, como el tamaño de los agregados, afectan los flujos de los GEI. Estos autores encontraron que los flujos de CO₂ del suelo se vieron afectados por la porosidad del suelo. En texturas franco-arenosas y arcillosas se encontraron diferencias entre los flujos de este GEI, lo cual indica que la red de poros del suelo desempeña un papel fundamental en la conducción de CO₂ producido por la respiración microbiana a la superficie del suelo. Para el presente estudio la emisión de CO₂ fue mayor en los suelos franco-arenosos.

En tanto que, la no relación de las emisiones con la entrada de N concuerda con lo reportado por Krause *et al.* (2013), quienes en el análisis en bosques de abeto encontraron que los flujos de CO₂ no tienen una dependencia significativa del aporte de N por la fertilización ($p=0,14$). Sin embargo, difieren de otros estudios que mostraron que

la adición de fertilizantes nitrogenados estimulan las tasas de respiración del suelo; por ejemplo, en cultivos de café con y sin sombrero se observaron incrementos en los flujos de CO₂ después de la fertilización con urea, probablemente causados por incremento de la respiración microbiana después de la adición del sustrato (Montenegro y Abarca 2001).

Para el periodo no cultivo en AR (Figuras 2-5 a, b y c), el cual mostró diferencias significativas ($p < 0,05$), con el comportamiento de las emisiones respecto a los otros periodos y localidades. Las emisiones de CO₂ estuvieron relacionadas con el movimiento del suelo por la labranza para la siembra, suelos que por su textura arcillosa, con unos agregados más pequeños, tienden a compactarse y agrietarse fácilmente. De acuerdo con Beare *et al.* (1994) y Alvaro-Fuentes *et al.* (2008), prácticas agrícolas, como la labranza, juegan un rol importante en las emisiones de GEI debido a sus efectos en los micro-ambientes del suelo. La labranza rompe los agregados lo que conlleva al incremento de la descomposición de la materia orgánica del suelo. Por el contrario, las prácticas de no labranza y siembra directa aumentan la estabilidad de los macroagregados del suelo, hecho que puede conducir a la reducción de la respiración heterotrófica debido a una mayor protección del sustrato, lo cual limita las emisiones de CO₂ (Plaza-Bonilla *et al.*, 2014).

Flujos de N₂O-N

Las mayores emisiones de N₂O-N se observan en WF, seguidas de las emisiones en FT, localidades con mayor humedad ambiental, factor que en el modelo de análisis presenta una correlación positiva con los flujos de N₂O ($p < 0,05$). En efecto el periodo siembra con mayores emisiones de óxido nitroso coinciden con la mayor humedad del ambiente y con diferencias significativas con los demás periodos de crecimiento ($p < 0,0001$). Aunque la humedad del suelo no presentó una correlación significativa con las emisiones de este GEI en el modelo analizado, las localidades con más altas emisiones tienen los mayores contenidos de humedad del suelo, en condiciones de invernadero, la HA influye en la HS al concentrarse mayor humedad en la superficie del suelo debido a una menor ventilación. A pesar que, la humedad del ambiente no ha sido reportada en correlaciones positivas con las emisiones de N₂O en investigaciones a campo abierto, ni bajo invernadero; autores como Bayer *et al.* (2015); afirman que las emisiones de este GEI pueden ser explicadas parcialmente a partir de factores ambientales, como las

condiciones climáticas y las condiciones del suelo o por los factores del cultivo y su manejo. En general, la producción y consumo de GEI en el suelo están relacionados con procesos microbiológicos y por tanto, los roles de los microorganismos y sus factores controladores son muy importantes (Chen *et al.*, 2010). Sus actividades están controladas por las condiciones ambientales, incluyendo la temperatura, humedad y precipitación y características físicas, químicas y biológicas de los suelos (Wang *et al.*, 2013). Como resultado de esto, las emisiones de GEI desde el suelo han sido relacionadas con el clima, las actividades de manejo (aplicación de fertilizantes, riego y laboreo) y con varias características del suelo (carbono orgánico en el suelo, contenido de N y C orgánico y N mineral, densidad aparente, salinidad y potencial redox (Huang *et al.*, 2009). Para el N₂O principalmente asociadas con el aporte de fertilizantes nitrogenados y los procesos de nitrificación y desnitrificación.

Los efectos de la aplicación de fertilizantes nitrogenados, especialmente urea y su consecuencia en las emisiones de N₂O están ampliamente reportados (p.e Bagss *et al.*, 2003; Chu *et al.*, 2007; Zanatta *et al.*, 2010; Piva *et al.*, 2014), sin embargo, estas investigaciones están relacionadas con la aplicación del N en determinados momentos del manejo del cultivo. Para las evaluaciones del efecto de fertilizantes en formas de urea, NO₃⁻ o NH₄⁺ asociados a fertirrigación en agroecosistemas y su influencia a los flujos de óxido nitroso, los estudios son escasos, a pesar de que algunos autores indican que podría ser una técnica prometedora para la mitigación de las emisiones de N₂O (Kennedy *et al.*, 2013). La poca información registrada en estos agroecosistemas y los resultados obtenidos hasta el momento, están condicionados por la limitadas opciones que se han evaluado y que no incluyen diferentes frecuencias o tipos de fertilizantes dentro de un mismo estudio (Abalos *et al.*, 2014), ni tampoco relaciones con diferentes variables ambientales.

Efectivamente, los parámetros arriba descritos son importantes de considerar ya que para el caso de este estudio, aunque la variabilidad temporal y espacial fue menor a la reportada en estudios previos, las emisiones promedio acumuladas de N₂O fueron más altas en comparación con otros estudios realizados bajo condiciones de invernadero y no hubo una relación directa entre la cantidad de emisiones y la tasa de aplicación del fertilizante. Por ejemplo, Yao *et al.*(2015), reportaron emisiones de 12,5 Kg N₂O-N ha⁻¹ año⁻¹ para cultivos de vegetales bajo invernadero en China con aportes de N en riego de

705 kg N ha⁻¹ (en una mezcla de NH₄H₂PO₄ y KCl); Diao *et al* (2013) para producción de calabazas y ajo, con ingreso de 2130,9 kg N ha⁻¹ de fertilizante (en complejo sintético 15% N, 15% P₂O₅ y 15% K₂O con DAP), determinaron una emisión acumulada anual de 5,97±0,5 Kg N₂O-N ha⁻¹ año⁻¹; para el presente estudio las emisiones acumuladas para WF con un aporte de 749,5 Kg N ha⁻¹, en las proporciones antes mencionadas, oscilaron en un rango de 12,8 a 61,0 Kg N₂O-N ha⁻¹ año⁻¹, flujos muy superiores a los reportados. Para AR y FT localidades con mayor aplicación anual de fertilizantes (1142,1 y 1141,4 Kg N ha⁻¹, respectivamente), las emisiones estuvieron en rango entre 0,9 y 10,4 Kg N₂O-N ha⁻¹ año⁻¹ para AR y 1,7 y 15,1 Kg N₂O-N ha⁻¹ año⁻¹ en FT, lo cual también contradice lo expuesto por autores mencionados, quienes encontraron una relación directa entre las emisiones y las tasas de aplicación de los fertilizantes nitrogenados; por tanto los factores determinantes en los flujos de este GEI son los factores ambientales.

Los factores localidad ($p < 0,0001$) y periodo de crecimiento anidado en localidad ($p < 0,0001$) con alta significancia en las emisiones de N₂O encontradas en este estudio, no pueden ser explicados únicamente, con las tesis anteriormente planteadas (desde la tasa de aporte de fertilizantes, sus fuentes de aporte o las características de humedad del suelo, textura o porosidad), sino que además requieren un enfoque que muestre la interacción de condiciones determinantes. Se podría afirmar que las emisiones en WF estuvieron asociadas a procesos de denitrificación por mayor cantidad de NO₃⁻ en el suelo y en FT las emisiones, probablemente estuvieron conjugadas en los procesos de nitrificación y denitrificación, aunque con mayores aportes desde la denitrificación asociada a la alta humedad del suelo que genera microambientes anaeróbicos. En esta vía, Di y Cameron (2002), Zanatta *et al.* (2010) y Piva *et al.* (2014), aseveran que las fuentes nítricas generan más emisiones que las fuentes amoniacales, debido a los procesos de denitrificación. Los cuales se incrementan con aumentos de humedad del suelo, oscilaciones superficiales del nivel freático, pobre drenaje, encharcamiento, una alta relación C/N y más COS. Para las localidades WF y FT es una condición posible, ya que estas presentan las mayores humedades en el suelo y los más altos porcentajes de COS, 3,45% para WF y 7,97% para FT, así como una porosidad que favorece la difusión del N₂O y aportes sucesivos de residuos orgánicos al suelo, principalmente en WF. Algunos estudios reportaron correlaciones positivas entre las emisiones de N₂O con la humedad del suelo (Hou *et al.*, 2000; Konda *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2014). En general, los flujos de este GEI son altos cuando la humedad del suelo es alta (Davidson, 1991) y

las variaciones en la disponibilidad de O₂ controlado por la humedad del suelo pueden generar heterogeneidad espacial en las emisiones de N₂O (Davidson *et al.*, 2000)

En cuanto a la variabilidad, los flujos de N₂O-N en las localidades AR y FT (figuras 2-8b y 2-8c) muestran un comportamiento espacio-temporal más estable que en WF (figura 2-8a). Esta localidad tiene mayor variación hasta la semana 11, adicionalmente una clara diferencia en las emisiones en dos lapsos de tiempo (entre la semanas 1 a 11 y 12 a 26). Aspecto muy seguramente relacionado con los aportes diarios y regulares a través de fertirriego hasta la semana 10 de los fertilizantes nítricos y amoniacales, pero con un incremento de aportes de materia orgánica que promueve la disponibilidad de N orgánico. A diferencia de los aportes diarios y permanentes de fertilizantes y con bajos aportes de materia orgánica en el periodo de estudio para las otras dos localidades. Estos resultados contrastan con estudios que reportan picos de emisión de N₂O generalmente relacionados con aportes de N por fertilizantes orgánicos y minerales. Por ejemplo, para la aplicación de N a partir de abonos orgánicos, Perälä *et al.* (2006) afirman que las más altas emisiones desde los suelos de cultivos de cebada en Finlandia, ocurrieron después de la inyección de estiércol líquido. Para fertilizantes nitrogenados minerales, Zhang *et al.* (2013) encontraron que los picos de emisiones de óxido nitroso estaban asociados siempre a la aplicación del N, lo que consecuentemente llevaba a una variación de los flujos de este GEI en el tiempo. La alta variabilidad en los flujos de N₂O del suelo está relacionada con la oscilación de los procesos de nitrificación y denitrificación en el campo, tal como lo reportan Flessa and Beese (2000); Wulf *et al.* (2001, 2002); Grant and Pattey, (2003); Datta *et al.* (2009) y Ussiri *et al.* (2009), procesos siempre mediados por factores ambientales, climáticos y las características físicas, químicas y biológicas de los suelos.

Las relaciones entre los GEI han sido reportadas previamente, sin correlaciones positivas entre los flujos de CH₄ y N₂O (Lee *et al.*, 2006), contrario a lo que sucede en esta investigación en donde se encontró una correlación positiva y significativa ($p > 0,0001$) entre el flujo de estos gases y que puede explicar el comportamiento de no sumidero neto de CH₄. Correlaciones positivas entre los flujos de CO₂ y N₂O por Bandyopadhyay y Lal (2014), contrario a lo ocurrido en este estudio, en donde no se encontraron relaciones positivas entre los flujos de estos gases, así como tampoco en los flujos de CO₂ y CH₄, lo cual concuerda por lo expuesto por los autores mencionados.

2.6 Conclusiones

Las localidades exhiben una mayor variabilidad espacio temporal en los flujos CH_4 y CO_2 que en los flujos de N_2O ya que la aplicación regular y controlada de los fertilizantes a través de procesos de fertirriego incide en la tendencia de los flujos de este último GEI. Sin embargo, los fertilizantes nitrogenados no presentan de manera individual una correlación positiva con los flujos de CH_4 , CO_2 y N_2O , estos estuvieron determinados por una agrupación de factores y no ligados a una variable en particular. La interacción del aporte de fertilizantes nítricos y amoniacales con la textura y por tanto porosidad, temperatura, humedad y laboreo de los suelos jugaron un rol definitivo en los flujos e in-flujos de los GEI, debido a los procesos de difusión de gases, la generación de microambientes aeróbicos y anaeróbicos y la disponibilidad de sustrato.

Las emisiones de N_2O y CO_2 fueron claramente las más importantes en estos campos agrícolas, mientras los flujos de CH_4 fueron relativamente bajos. El suelo de ninguna de las localidades se comporta como sumidero neto. La importancia de las emisiones de N_2O , las cuales estuvieron en rangos de 12,8 a 61,0 $\text{Kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en WF, entre 1,7 y 15,1 $\text{Kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en FT y entre 0,9 y 10,4 $\text{Kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en AR, es explicada desde la influencia de la interrelación humedad del ambiente, textura del suelo, COS y las formas de entrada del fertilizante. Mayores emisiones en WF estuvieron relacionadas principalmente con procesos de nitrificación y mayores aportes de N nítrico, mientras las emisiones en FT estuvieron conjugadas por procesos de nitrificación y denitrificación, siendo este último de mayor importancia debido a los microambientes anaeróbicos por mayor humedad del suelo.

Los flujos de CO_2 presentan una mayor variabilidad espacio-temporal que los otros GEI y son mediados por la interrelación entre la textura de los suelos, porosidad, prácticas de laboreo, humedad del suelo y COS, lo cual hace evidente que los procesos de respiración del suelo estuvieron regulados por factores como la disponibilidad de O_2 , las vías de difusión del gas y la disponibilidad de sustrato.

Las observaciones muestran que los flujos de CH_4 , CO_2 y N_2O responden de manera diferencial a los aportes de fertilizantes, prácticas de manejo y condiciones ambientales,

sin embargo, en general, son las propiedades físicas de los suelos y las condiciones ambientales las que generan un efecto significativo en los flujos de los GEI.

2.7 Referencias

- Aarnio T, Martikainen PJ. 1996. Mineralization of carbon and nitrogen, and nitrification in Scots pine forest soil treated with fast and slow release nitrogen fertilizers. *Biol Fertil Soils* 22:214–20.
- Abalos D., Sanchez-Martin L., Garcia-Torres L., van Groenigen W. and Vallejo A. 2014. Management of irrigation frequency and nitrogen fertilization to mitigate GHG and NO emissions from drip-fertigated crops. *Science of the Total Environment* 490 880–888.
- Almagro M, López J, Querejeta JI, Martínez-Mena M. 2009. Temperature dependence of soil CO₂ efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biol Biochem* 41(3):594–605. DOI:10.1016/j.soilbio.2008.12.021
- Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., López, M.V., Paustian, K., Deneff, K., Stewart, C., Arrúe, J.L., 2009. Soil aggregation and soil organic carbon stabilization: effects of management in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1519 -1529.
- Bandyopadhyay, K. K., & Lal, R. 2014. Effect of land use management on greenhouse gas emissions from water stable aggregates. *Geoderma*, 232-234, 363–372. doi:10.1016/j.geoderma.2014.05.025
- Bayer, C., Gomes, J., Zanatta, J. A., Vieira, F. C. B., Piccolo, M. D. C., Dieckow, J., & Six, J. (2015). Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 146, 213–222. doi:10.1016/j.still.2014.10.011
- Beare, M.H., Cabrera, M.L., Hendrix, P.F., Coleman, D.C., 1994. Aggregate-protected and unprotected organic-matter pools in conventional-tillage and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 787 - 795.
- Bergman, I., Sevansson, B.O.H., Nilsson, M., 1998. Regulation of methane production in Swedish acid mire by pH, temperature, and substrate. *Soil Biol. Biochem.* 30, 729–741.
- Braun, M., Bai, y., McConkey, B., Farrell, R., Romo, J.T. and Pennock, P. 2013. Greenhouse gas flux in a temperate grassland as affected by landform and disturbance. *Landscape Ecol* 28:709–723. DOI 10.1007/s10980-013-9878-9
- Chu, H., Hosen, H. and Yagi, K. 2007. NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes in winter barley field of Japanese Andisol as affected by N fertilizer management. *Soil Biology & Biochemistry* 39 330–339.

- Conrad R. 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiol Mol Biol Rev.* 60:609–40.
- Datta, A., Nayak, D.R., Sinhababu, D.P., Adhya, T.K., 2009. Methane and nitrous oxide emission from an integrated rainfed rice–fish farming system of Eastern India. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129, 228–237.
- Davidson E A, Belk E, Boone R D. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*, 4, 217-227.
- Davidson, E.A., Keller, M., Erickson, H.E., Verchot, L.V., Veldkamp, E. 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *Bioscience* 50, 667 - 680.
- Davidson, E.A., Matson, P.A., Vitousek, P.M., Riley, R., Dunkin, K., García-Méndez, G., Maass, J.M. 1993. Processes regulating soil emissions of NO and N₂O in a seasonally dry tropical forest. *Ecology* 74, 130 - 139.
- Diao, T., Xie, L., Guo, L., Yan, H., Lin, M., Zhang, H., Lin, E. 2013. Measurements of N₂O emissions from different vegetable fields on the North China Plain. *Atmospheric Environment*, 72, 70–76. doi:10.1016/j.atmosenv.2013.02.040
- Ding W, Meng L, Yin Y, Cai Z, Zheng X. 2007. CO₂ emission in an intensively cultivated loam as affected by long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 669-679.
- Epron, D., Bosc, A., Bonal, D., Freycon, V., 2006. Spatial variation of soil respiration across a topographic gradient in a tropical rain forest in French Guiana. *J. Trop.Ecol.* 22, 565–574.
- Galdos, M.V., Cerri, C.C., Cerri, C.E.P. 2009. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. *Geoderma* 153, 347–352.
- Granli ,T. and Bøckman, O.C. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Nor J Agric Sci*;12/94:1–128.
- Grant, R.F., Pattey, E., 2003. Modelling variability in N₂O emissions from fertilized agricultural fields. *Soil Biol. Biochem.* 35, 225–243.
- Han G, Zhou G, Xu Z, Yang Y, Liu J, Shi K. 2007. Biotic and abiotic factors controlling the spatial and temporal variation of soil respiration in an agricultural ecosystem. *Soil Biol Biochem* 39(2):418–425. DOI:10.1016/j.soilbio.2006.08.009
- Hergoualc'h, K., Skiba, U., Harmand, J.M. and Hénault, C. 2008. Fluxes of greenhouse gases from Andosols under coffee in monoculture or shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica. *Biogeochemistry*. 89, 329-345.

- Hou, A., Akiyama, H., Nakajima, Y., Sudo, S., Tsuruta, H. 2000. Effects of urea form and soil moisture on N₂O and NO emissions from Japanese Andosols. *Chemosphere-Global Change Science* 2, 321–327.
- Hütsch, B.W., 1998. Tillage and land use effects on methane oxidation rates and their vertical profiles in soil. *Biol. Fertil. Soils* 27, 284 - 292.
- Jassal, R.S., Black, T.A., Roy, R., Ethier, G., 2011. Effect of nitrogen fertilization on soil CH₄ and N₂O fluxes, and soil and bole respiration. *Geoderma* 162, 182–186
- Konda, K., Ohta, S., Ishizuka, S. Heriyanto, J. and Wicaksono, A. 2010. Seasonal changes in the spatial structures of N₂O, CO₂, and CH₄ fluxes from Acacia mangium plantation soils in Indonesia. *Soil Biology & Biochemistry* 42 1512 – 1522.
- Lal, R. 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 158–169.
- Le Mer J, Roger P (2001) Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *Eur J Soil Biol* 37:25–50. doi:10.1016/S1164-5563(01)01067-6
- Lee, J., Six, J., King, A.P., Kessel, C.V., Rolston, D.E. 2006. Tillage and field scale controls on greenhouse gas emissions. *J. Environ. Qual.* 35, 714–725.
- Lehman, R and Osborne, C. 2013. Greenhouse gas fluxes from no-till rotated corn in the upper Midwest. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 170 1– 9
- Lipiec J, Arvidsson J, Murer E. 2003. Review of modelling crop growth, movement of water and chemicals in relation to topsoil and subsoil compaction. *Soil Tillage Research*, 73, 15-29.
- Mangalassery, S., Sjögersten, S., Sparkes, D.L., Sturrock, C. J. and Mooney S.J. 2013. The effect of soil aggregate size on pore structure and its consequence on emission of greenhouse gases. *Soil & Tillage Research* 132 39–46
- Mendoza C, Assadian NW, Lindemann W. 2006. The fate of nitrogen in a moderately alkaline and calcareous soil amended with biosolids and urea. *Chemosphere* 63: 1933–41.
- Merino, A., Pérez-Batallón, P. and Macías, F. 2004. Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe. *Soil Biology & Biochemistry* 36 917–925
- Min, J., Shi, W., Xing, G., Powlson, D. and Zhu, Z. 2012. Nitrous oxide emissions from vegetables grown in a polytunnel treated with high rates of applied nitrogen fertilizers in Southern China. *Soil Use and Management*. 28 (1)70
- Moitinho, M.R., Parron Padovan, M., Panosso, A.R., de Bortoli Teixeira, D., Ferraudo, A.S. La Scala, N. 2015. On the spatial and temporal dependence of CO₂ emission

- on soil properties in sugarcane (*Saccharum* spp.) production. *Soil & Tillage Research* 148 127–132
- Montenegro J. y Abarca S. 2001 Importancia del sector agropecuario costarricense en la mitigación del calentamiento global. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Instituto Meteorológico Nacional, San José
- Perälä, P., Kapuinen, P., Esala, M., Tyynelä, S. and Regina, K. 2006. Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117 71–78.
- Piva, J. T., Dieckow, J., Bayer, C., Zanatta, J. A., de Moraes, A., Tomazi, M., Piccolo, M. D. C. (2014). Soil gaseous N₂O and CH₄ emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190, 87–93. doi:10.1016/j.agee.2013.09.008
- Plaza-Bonilla, D., Cantero-Martínez, C. and Álvaro-Fuentes, J. 2014. Soil management effects on greenhouse gases production at the macroaggregate scale. *Soil Biology & Biochemistry* 68 471- 481.
- Raucci, G. S., Moreira, C. S., Alves, P. A., Mello, F. F. C., Frazão, L. D. A., Cerri, C. E. P., & Cerri, C. C. 2014. Greenhouse gas assessment of Brazilian soybean production: a case study of Mato Grosso State. *Journal of Cleaner Production*. doi:10.1016/j.jclepro.2014.02.064
- Roelandt, C., Van Wesemael, B., Rounsevell, M. 2005. Estimating annual N₂O emissions from agricultural soils in temperate climate. *Global Change Biology* 11, 1701–1711.
- Razafimbelo, T., Barthès, B., Larré-larrouy, M.C., De Luca, E.F., Laurent, J.Y., Cerri, C.C., Feller, C. 2006. Effect of sugarcane residue management (mulching versus burning) on organic matter in a clayey Oxisol from southern Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 115, 285–289.
- Sänger, A., Geisseler, D. and Ludwig, B. 2011. Effects of moisture and temperature on greenhouse gas emissions and C and N leaching losses in soil treated with biogas slurry. *Biol Fertil Soils* 47:249–259. DOI: 10.1007/s00374-010-0528-y
- Ussiri, D.A.N., Lal, R., Jarecki, M.K. 2009. Nitrous oxide and methane emission from long term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. *Soil Till. Res.* 104, 247–255.
- Wang, Y. Y., Hu, C. S., Ming, H., Zhang, Y. M., Li, X. X., Dong, W. X., & Oenema, O. (2013). Concentration profiles of CH₄, CO₂ and N₂O in soils of a wheat-maize rotation ecosystem in North China Plain, measured weekly over a whole year. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 164, 260–272. doi:10.1016/j.agee.2012.10.004

- Xu M, Qi Y. 2001. Soil-surface CO₂ efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern California. *Global Change Biology*, 7, 667-677.
- Yuste J C, Janssens I A, Carrara A, Meiresonne L, Ceulemans R. 2003. Interactive effects of temperature and precipitation on soil respiration in a temperate maritime pine forest. *Tree Physiology*, 23, 1263-1270.
- Zhang, X., Wu, L., Sun, N., Ding, X., Li, J., Wang, B. and Li, D. 2014. Soil CO₂ and N₂O Emissions in Maize Growing Season Under Different Fertilizer Regimes in an Upland Red Soil Region of South China. *Journal of Integrative Agriculture*, 13(3): 604-614.

3. Capítulo 3. Lixiviación de nutrientes en agroecosistemas de rosas de corte bajo diferentes manejos de fertilización

3.1 Resumen y Abstract

3.1.1 Resumen

Los sistemas agrícolas de rosas de corte en invernadero se han manejado por décadas con prácticas de agricultura convencional, con un uso intensivo de mano de obra, energía y agroquímicos. Dentro de estos últimos, los fertilizantes nitrogenados son un factor importante, ya que su lixiviación resulta perjudicial por razones ambientales y económicas, debido a que puede aumentar el riesgo ecológico en aguas subterráneas y también disminuir la productividad de los agroecosistemas por pérdida en la calidad de los suelos. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y NH_4^+N en tres localidades comerciales de producción de rosas para exportación (WF, correspondiente a la finca Wayuu Flowers, AR para Agrícola El Redil y FT para Flores de Tenjo). Las mediciones se realizaron en dos profundidades, 0,30 y 0,50 m en suelos de textura franco-arenosa para las localidades WF y FT y una localidad con suelos de textura arcillosa en AR. Estas localidades presentan aportes de nitrógeno de $749,5 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en WF, $1141,4 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en FT y $1142,1 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en AR. Durante 26 semanas consecutivas se evaluó la lixiviación de los iones nitrato y amonio en los periodos de crecimiento vegetativo y producción en parcelas de 300 m^2 . La entrada y salida de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$ en las dos profundidades se cuantificó en el flujo de agua y la concentración de los elementos en la solución del suelo mediante el monitoreo con lisímetros de succión. Los resultados muestran que para suelos de textura franco arenosa y con mayor humedad, como en el caso de FT y WF, la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ fue más alta que la de $\text{NH}_4\text{-N}$ y con mayor variabilidad espacio temporal. La mayor lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ correspondiente a $81,47 \text{ kg}^{-1}\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ se observó a los 0,30 m de profundidad y en el periodo vegetativo en la

localidad FT, con una humedad media del suelo de 78,16%. En segundo lugar se encontró la localidad WF con una humedad media del 42,30%, en donde la lixiviación del nitrato fue 73,97 $\text{NO}_3\text{-N kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$. Mientras la lixiviación en AR localidad con textura del suelo arcillosa y una humedad menor (29,83%), la lixiviación media correspondió a 15,78 $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$. De otro lado, la lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$ mostró una tendencia regular en el periodo de monitoreo en las tres localidades y de la misma manera que el $\text{NO}_3\text{-N}$ con mayor aporte de las localidades de suelos franco-arenosos en 0,30 m de profundidad. Para el periodo vegetativo a esta profundidad la lixiviación más alta se presentó en la localidad FT con 10,61 $\text{kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ y una concentración de 20,40 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$. En segundo lugar se presenta la lixiviación de WF con 9,79 $\text{kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ y una concentración de 18,49 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$ y finalmente AR con 8,89 $\text{kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ y una concentración de 17,10 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$. Para el total de lixiviación de N como NO_3^- y NH_4^+ con respecto al N aportado, la mayor pérdida se presentó en la localidad WF, representando el 28,41% de total del N aplicado, en segundo lugar FT con 24,08% y finalmente AR con el 6,63%. En el análisis factorial las características específicas de los suelos fueron agrupadas en el factor localidad y tuvieron una correlación positiva con la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$, sin embargo las covariables humedad y temperatura del suelo sólo presentaron significancia en el modelo de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ ($p < 0,0001$) y no con la lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$ ($p > 0,05$).

Palabras clave: Lixiviación, fertilizantes inorgánicos, agricultura intensiva, textura, temperatura del suelo y humedad del suelo.

3.1.2 Abstract

Agricultural systems on greenhouse cut roses have been handled for decades with conventional farming practices, intensive use of labor, energy and chemicals. Within these last, nitrogen fertilizers are an important factor, since leaching is harmful for environmental and economic reasons, because it can increase the ecological risk in groundwater and also decrease the productivity of agro-ecosystems due to loss in the quality of soils. The objective of this study was to quantify the leaching of $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ into three commercial localities of cut roses production. Wayuu Flowers (WF), Agrícola El Redil (AR) and Flores de Tenjo (FT). Measurements were performed in two depths, 0.30 and 0.50 m in loam-sandy soils texture for FT and WF localities and a locality with clay soils in AR. These locations had nitrogen contributions of 749.5 $\text{kg N ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ in WF, 1141.4 $\text{kg N ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ in FT

and 1142.1 kg N ha⁻¹yr⁻¹ in RA. For 26 consecutive weeks leaching of nitrate and ammonium ions in vegetative and production periods in plots of 300 m² were evaluated. The input and output of NO₃-N and NH₄-N in the two depths was quantified in the flow of water and the concentration of the elements in the soil solution by monitoring suction lysimeter. The results show that for sandy loam soils and more humidity, as in the case of FT and WF, leaching of NO₃-N was higher than NH₄-N leaching and with greater temporal space variability. Most NO₃-N leaching corresponding to 81.47 kg NO₃-N ha⁻¹yr⁻¹ was observed at 0.30 m depth and the vegetative period in the FT locality, with a soil humidity mean of 78.16%. Second WF location was found with an average humidity of 42.30%, where nitrate leaching was 73.97 kg NO₃-N ha⁻¹yr⁻¹. While AR leaching, location with clay soil texture and less moisture (29.83%), the leaching mean corresponded to 15.78 kg NO₃-N ha⁻¹yr⁻¹. On the other hand, leaching of NH₄-N showed a regular trend in the monitoring period in the three locations and in the same way that the NO₃-N with a mayor input of the localities of sandy loam soils in 0.30 m deep. For the vegetation period at this depth the highest leaching occurred in location FT with 10.61 kg NH₄-N ha⁻¹yr⁻¹ and a concentration of 20.40 mg NH₄-N L⁻¹. In the second place WF leaching occurs with 9.79 kg NH₄-N ha⁻¹ and a concentration of 18.49 mg NH₄-N L⁻¹ and finally AR with 8.89 kg NH₄-N ha⁻¹ and a concentration of 17.10 mg NH₄-N L⁻¹. For the total leaching of N as NO₃⁻ and NH₄⁺ with respect to N provided, the biggest loss occurred in the locality WF, representing 28.41% of total N applied, second with 24.08% was FT and finally AR with 6.63%. In the factorial analysis of the specific characteristics of the soils were grouped in the locality factor and had a positive correlation with the leaching of NO₃-N and NH₄-N, however covariates humidity and soil temperature only had significance in the model leaching NO₃-N (p < 0.0001) and not with the leaching of NH₄-N (p > 0.05).

Keywords: Leaching, inorganic fertilizer, intensive farming systems, texture, soil temperature, soil humidity

3.2 Introducción

La producción agrícola en invernadero es cada vez más importante en la agricultura y economía mundial. Este tipo de agricultura generalmente implica cultivos intensivos y altas tasas de aplicación de nitrógeno (Lou, 2012). Nutriente que menudo se utiliza en dosis superiores a las requeridas, para garantizar el máximo rendimiento y rentabilidad (He *et al.*, 2007). Esta práctica genera problemas ambientales y disminuye la sostenibilidad de los

sistemas de producción en invernadero. No obstante, el nitrógeno es el nutriente más importante para el rendimiento de los cultivos y la sostenibilidad del ambiente (Li *et al.*, 2007), por tal razón, el uso eficiente de los fertilizantes nitrogenados en la producción agrícola debería ser priorizado en el manejo de estos agroecosistemas (Rathke *et al.*, 2006).

En sistemas agrícolas, la eficiencia en el uso de fertilizantes no supera el 50% y la parte no utilizada por las plantas puede permanecer en el suelo, ser incorporada a la materia orgánica, volatilizada al aire o drenada debajo de la zona radicular (Libardi *et al.*, 1982; Raun y Johnson, 1999; Ghiberto *et al.*, 2009). La lixiviación de nitratos y amonio representa una pérdida valiosa de nutrientes, que puede contribuir a la contaminación de acuíferos subterráneos y la eutroficación de aguas superficiales, constituyéndose en un factor de impacto potencial negativo. Además, la acumulación de nitratos en el agua está usualmente acompañada de incrementos en la conductividad del suelo y genera procesos de degradación que disminuyen su productividad (Ju *et al.*, 2007; Fan *et al.*, 2009).

La lixiviación es el resultado de la relación entre la liberación de iones en forma soluble y el movimiento del agua en el perfil del suelo, removiendo estos iones. La magnitud de la pérdida de iones por lixiviación, es proporcional a la concentración del elemento en la solución del suelo y a la cantidad de agua drenada (Ghiberto *et al.*, 2009), factores que están directamente relacionados con las prácticas de manejo del suelo y las características físicas, químicas y biológicas de este. En general, la lixiviación tiene lugar especialmente cuando la mineralización y la absorción por parte de la planta no están sincronizadas y el flujo de agua es suficiente para transportar el soluto a profundidad (Meirelles *et al.*, 1980; McNeill *et al.*, 2005; Arregui & Quemada, 2006).

La agricultura intensiva trae consigo un alto ingreso de fertilizantes y el uso de sistemas de irrigación, que pueden ligarse directamente a procesos de lixiviación de nitratos y contaminación de aguas (Zhang *et al.*, 1996; Zhu *et al.* 2005; Zhao *et al.*, 2010). Raviv y Lieth (2008) mostraron que los sistemas intensivos de producción de rosas (*Rosa hybrida* L.) bajo invernadero pueden llevar a valores de más de 2.000 Kg de N lixiviado por hectárea por año. Cabrera, (2003, 2006), considera que el cultivo comercial de rosas para corte es uno de los sistemas de producción hortícola más intensivo, con demandas y aportes excesivos de agua y fertilizantes.

En Colombia, particularmente en la Sabana de Bogotá este cultivo exige un manejo altamente tecnificado y programado de los factores que influyen en el rendimiento y calidad del cultivo, cuando se pretenden altas producciones para las temporadas de aumento en la demanda. Estos factores son la fertilización, que se enfoca a una alta producción de biomasa en un ambiente controlado que exige altos niveles de nutrientes; para suplir los requerimientos de elementos para suplir los picos de mayor demanda.

La contaminación de aguas es un riesgo que resulta de la lixiviación de N en sistemas de producción de rosas en invernadero, Cabrera (2006) reportó adiciones hasta de hasta 7000 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Muestreos de perfiles de suelos en invernaderos comerciales de rosas en Europa (Francia) y Estados Unidos (California) han revelado acumulaciones excesivas de nutrientes en la zona de la raíz y por debajo de esta, en los 0,30 m superficiales, que revelaron cargas totales de N de 2200 kg ha⁻¹ en los primeros 150 cm del perfil del suelo (Cabrera & Evans, 2001). Un estudio más reciente de fertilización en rosas, corrobora estos resultados y señala pérdidas máximas de N por lixiviación del 50 a 60% del fertilizante aportado, equivalentes a pérdidas anuales de 2000 a 3000 kg N ha⁻¹.

Los sistemas de producción de rosas en la Sabana de Bogotá, que utilizan técnicas de fertirriego en sustrato, producen pérdidas por lixiviación de aproximadamente el 30% de la solución nutritiva aportada (Flórez *et al.*, 2006). Los autores reportan lixiviados en cultivos en sustrato de 150 a 390 mg L⁻¹ de NO₃-N; valores por encima del máximo permitido para agua potable por parte de la OMS (10 mg L⁻¹ de NO₃-N). García y Restrepo (2013) encontraron valores máximos de 593,12 mg NO₃-N en lixiviados para producción de rosas en materas con suelos francos (30,3% de arena, 54,3% de limo y 14,7% de arcilla). Sin embargo, en este estudio la fertilización fue hecha con urea, circunstancia que no es indicativa del manejo de la fertilización nitrogenada aplicada a la producción de rosas en el país, donde los aportes de N se hacen a través de formas nítricas o amoniacales.

Los efectos negativos del proceso de lixiviación, el uso intensivo de fertilizantes y las bajas tasas de eficiencia en asimilación reportadas en diferentes cultivos y específicamente en producción de rosas de corte, no dejan dudas de la necesidad de ahondar en investigación que lleve a la reducción de las pérdidas de N y la sincronización entre los procesos de fertilización y asimilación por parte de las plantas en sistemas agrícolas intensivos. Con el objeto de alcanzar niveles tecnológicos que posibiliten el uso sostenible de los recursos

naturales y el manejo del sector productivo en concordancia con los principios planteados en los flujos de materia y energía desde la perspectiva agroecológica. El objetivo principal del presente trabajo fue cuantificar la pérdida de nitrógeno, en forma de nitratos y amonio por lixiviación en dos profundidades 0,30 y 0,50 m en los periodos vegetativo y producción en tres localidades de producción comercial de rosas de corte en la Sabana de Bogotá. Además, determinar la proporción de fertilizante nitrogenado (formas nítricas y amoniacales) que es lixiviado en estos sistemas de producción. El estudio muestra que la textura del suelo y por tanto su porosidad y la movilidad del NO_3^- en el perfil del suelo, juegan un papel importante en la pérdida de fertilizantes nitrogenados.

3.3 Materiales y métodos

La investigación se desarrolló en sistemas agrícolas comerciales de rosas de corte. Las características de los suelos en las localidades son: Wayuu Flowers (WF) con suelos de textura franco-arenosa, Agrícola el Redil (AR) con suelos de textura arcillosa y Flores de Tenjo (FT) de textura franco arenosa, ver tabla 3-1. Las condiciones ambientales en los invernaderos fueron: AR temperatura promedio de 15,1°C, máxima de 32,5°C y mínima de 14,0°C; en FT la temperatura promedio fue 13,5°C, máxima 22,5°C y mínima de 20,0°C y en WF, temperatura promedio 14.8°C, máxima de 32.9°C y mínima 12.4°C.

Tabla 3-1. Características físicas de suelos de los sistemas de producción

Localidad	Clase de suelo	% COS	D. A ($\text{g}\cdot\text{cm}^3$)	D. R ($\text{g}\cdot\text{cm}^3$)	POR % Vol	CIC	N Total ppm	P - ppm	CE dS/m
WF	Typic Melanudán	3,45	0,99	2,12	50,4	20,5	104,5	85	1,44
AR	Typic Endoaquept	1,57	1,11	2,35	22,5	21,3	78,9	108	0,92
FT	Andic Dystradept	7,97	0,98	1,71	42,9	42,4	111,2	63	1,10

% COS: Carbono Orgánico del Suelo; D.A: Densidad Aparente; D.R: Densidad Real; CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico y CE: Conductividad Eléctrica

Los requerimientos de N para los periodos de crecimiento analizados, fueron realizados con base en los criterios utilizados tradicionalmente por los técnicos de las localidades en estudio. Los cultivos fueron fertilizados diariamente a través de un sistema de fertirrigación, donde los aportes de nitrógeno en la solución nutritiva corresponden a 1142 kg N $\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en AR con un entrada de 14,1% como amonio y 85,9% como nitrato,

1141,4 kg N ha⁻¹año⁻¹ para FT aportados en 46,4% como amonio y 53,6% como nitrato y 749,5 kg N ha⁻¹año⁻¹ en WF aplicados en un 26,5% como amonio y 73% como nitrato.

El diseño de muestreo fue determinado por la instalación de lisímetros de succión en los periodos de crecimiento vegetativo y producción en un arreglo uniforme como se muestra en el anexo B. Para estimar el destino del fertilizante nitrogenado en los periodos de crecimiento, vegetativo y producción, se realizó un seguimiento durante 26 semanas en el periodo comprendido entre el 22/01/2013 y el 16/07/2013. Se cuantificaron los iones nitrato y amonio a dos profundidades (0,3 m y 0,5 m), teniendo en cuenta la profundidad de enraizamiento de las plantas de rosa. Las muestras fueron colectadas semanalmente en un horario comprendido entre las 10:00 y 11:00 AM en las tres localidades de manera simultánea. La frecuencia de riego y el manejo en invernadero posibilitó esta periodicidad. La entrada y salida de nitrato y amonio en las dos profundidades se determinó en el flujo de agua y la concentración de los elementos en la solución del suelo mediante su recolección con lisímetros de succión HI 83900 (Hanna Instruments). Los lisímetros de succión fueron instalados para cada profundidad, en la segunda semana de enero de 2013. La solución colectada fue llevada al laboratorio para determinar la concentración de nitrato NO₃⁻ y amonio NH₄⁺ con la metodología nitrato extractable (KCl 1M) y amonio extractable (KCl 1M) por espectrometría. Las pérdidas de N por lixiviación fueron calculadas con base al volumen de agua percolada y el balance entre esta cantidad de agua y la concentración de N en las cápsulas de succión.

3.3.1 Análisis Estadístico

El análisis involucró el componente descriptivo y el inferencial. En el primero se construyó una tabla cruzada para las variables temperatura de ambiente (TA), de suelo (TS), humedad del suelo (HS) y del ambiente (HA), discriminadas por localidad (WF, AR y FT) y los periodos de crecimiento (vegetativo y producción). Las estadísticas asociadas involucraron al mínimo, máximo, desviación estándar y coeficiente de variación.

El segundo, implicó el ajuste de un modelo lineal para cada variable respuesta (NO₃⁻ y NH₄⁺), debido a que la significancia de las correlaciones de Pearson justificó el análisis univariante de varianza en lugar del bivalente. Los datos observados permitieron el ajuste de un modelo factorial anidado en arreglo completamente al azar (dos periodos: localidad y periodo

anidado en localidad) para las respuestas (NO_3^- y NH_4^+), siendo el modelo lineal general $y = X\beta + \epsilon$, donde y representa al vector asociado a la variable respuesta, X la matriz del diseño (factorial) y ϵ al vector de errores, para los cuales se tiene valor esperado nulo ($E(\epsilon)=0$) y varianza $\sigma^2 I$, siendo I una matriz identidad, además, los errores son independientes e idénticamente distribuidos de modo normal. En el caso del nitrato, permitieron se ajustó a un factorial anidado en arreglo completamente al azar en presencia de covariables (TS, TA, HS y HA). En la respuesta asociada a la concentración de amonio solo se involucraron los efectos principales (localidad y periodo en localidad). Con la incorporación de las covariables, el análisis estadístico inferencial requirió del análisis de covarianza para el primer modelo y el de varianza para el modelo 2. En los dos modelos se utilizaron los contrastes ortogonales para detectar diferencias en localidades. En tanto, que para el caso del modelo 2 se probaron mediante contrastes los periodos anidados en sus respectivas localidades (como consecuencia del análisis de varianza). El análisis anterior se realizó posterior al cribado de los datos mediante la prueba T^2 de Hotelling para detección de observaciones atípicas de modo multivariante y la revisión de supuestos del análisis de varianza o covarianza (normalidad, homocedasticidad e independencia de residuos).

3.4 Resultados

3.4.1 Características generales de las localidades WF, AR y FT

Las características asociadas a la temperatura ambiente y suelo y humedad de ambiente y suelo en las tres localidades y dentro de los períodos presentaron un comportamiento relativamente homogéneo, lo que permitió emplear el promedio semanal como un indicador de estas variables. Los suelos son ácidos a ligeramente ácidos. La densidad aparente en WF es $0,99 \text{ g}\cdot\text{cm}^3$, en FT $0,98 \text{ g}\cdot\text{cm}^3$ y en AR $1,11 \text{ g}\cdot\text{cm}^3$. La textura en WF y FT es franco-arenosa y en AR arcillosa. El carbono orgánico en WF es 3,4%, FT 7,9% y en AR es 1,5%.

La forma que domina en lixiviados es $\text{NO}_3\text{-N}$, con amplias variaciones espacio temporales en FT y WF; en AR las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ tuvieron una tendencia más regular en el periodo de estudio y adicionalmente más bajas (Figuras 3-1a, 3-2a y 3-3a). Con diferencias significativas entre ellas (Tabla 3-2). La mayor lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$, se presentó en FT (*Andic Dystradept*) y la menor lixiviación de N en forma de NO_3^- y de NH_4^+ en AR (*Typic Endoaquept*).

Tabla 3-2. Resumen de medidas estadísticas descriptivas de características generales en las localidades WF, AR y FT

WF - Andisol					
	Temperatura		Humedad		pH
	Suelo	Ambiente	Suelo	Ambiente	
Mínimo	12,9	9,5	30,0	60,0	4,8
Máximo	16,6	25,4	53,1	99,0	7,1
DS	0,5	2,9	8,8	6,4	0,5
CV	3,5	20,1	18,6	10,0	0,08
AR – Inceptisol					
Mínimo	13,8	8,2	21,3	64,5	4,6
Máximo	21,6	23,7	44,4	88,0	7,5
DS	1,4	3,1	5,2	5,3	0,6
CV	8,8	18,1	17,6	7,0	0,1
FT – Inceptisol					
Mínimo	10,5	8,3	67,7	70,0	4,1
Máximo	20,4	21,9	87,6	93,0	5,9
DS	1,5	3,5	4,2	5,5	0,4
CV	9,3	21,9	5,4	7,0	0,07

Los lixiviados de $\text{NH}_4\text{-N}$ mantuvieron una tendencia regular en las tres localidades (tabla 3-3) y con valores más bajos en comparación con el $\text{NO}_3\text{-N}$ (Figuras 3-1b, 3-2b y 3-3b), aunque con diferencias significativas entre localidades ($p < 0.0001$) y en ausencia de ellas entre periodos ($p > 0,05$) (tabla 3-4).

Tabla 3-3. Diferencias en la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en las localidades

Parámetro	Estimado	Standard Error	t Value	Pr > t
WF VS FT	0.06	0,01	6.39	0.0001***
AR VS FT	-0.19	0,01	-12.03	0.0001***
WF VS AR	0.25	0.02	11.33	0.0001***

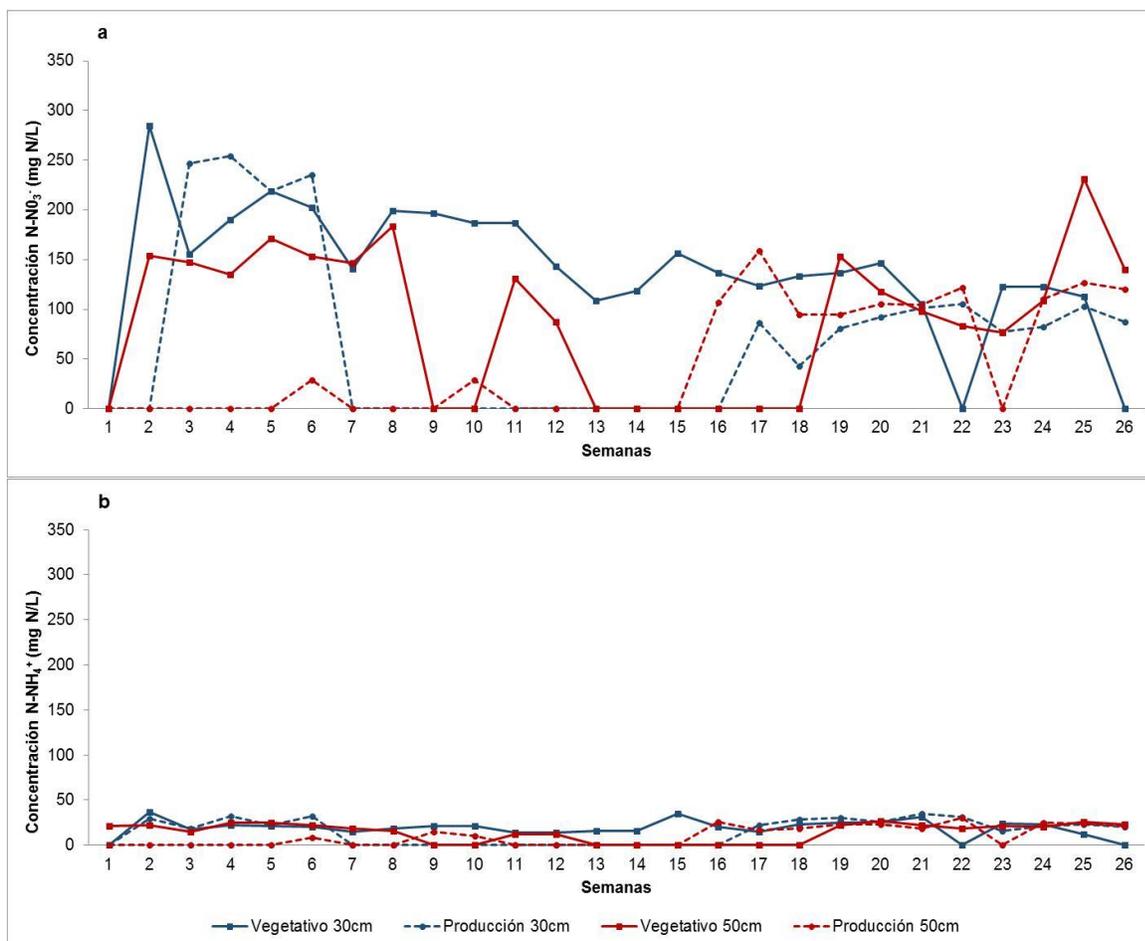
* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

Tabla 3-4. Diferencias en la lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$ en las localidades y periodos

Parámetro	Estimado	Standard Error	t Value	Pr > t
WF vs FT	0,065	0,006	10,40	0,0001***
AR vs FT	0,198	0,006	31,07	0,0001***
WF vs AR	-0,133	0,006	-21,13	0,0001***
VEG vs PROD	-0,002	0,011	-0,23	0,8170

* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

Figura 3-1. Variabilidad semanal de concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ (a) y $\text{NH}_4\text{-N}$ (b) en solución de lixiviados a 0.3 y 0.5 m de profundidad en WF



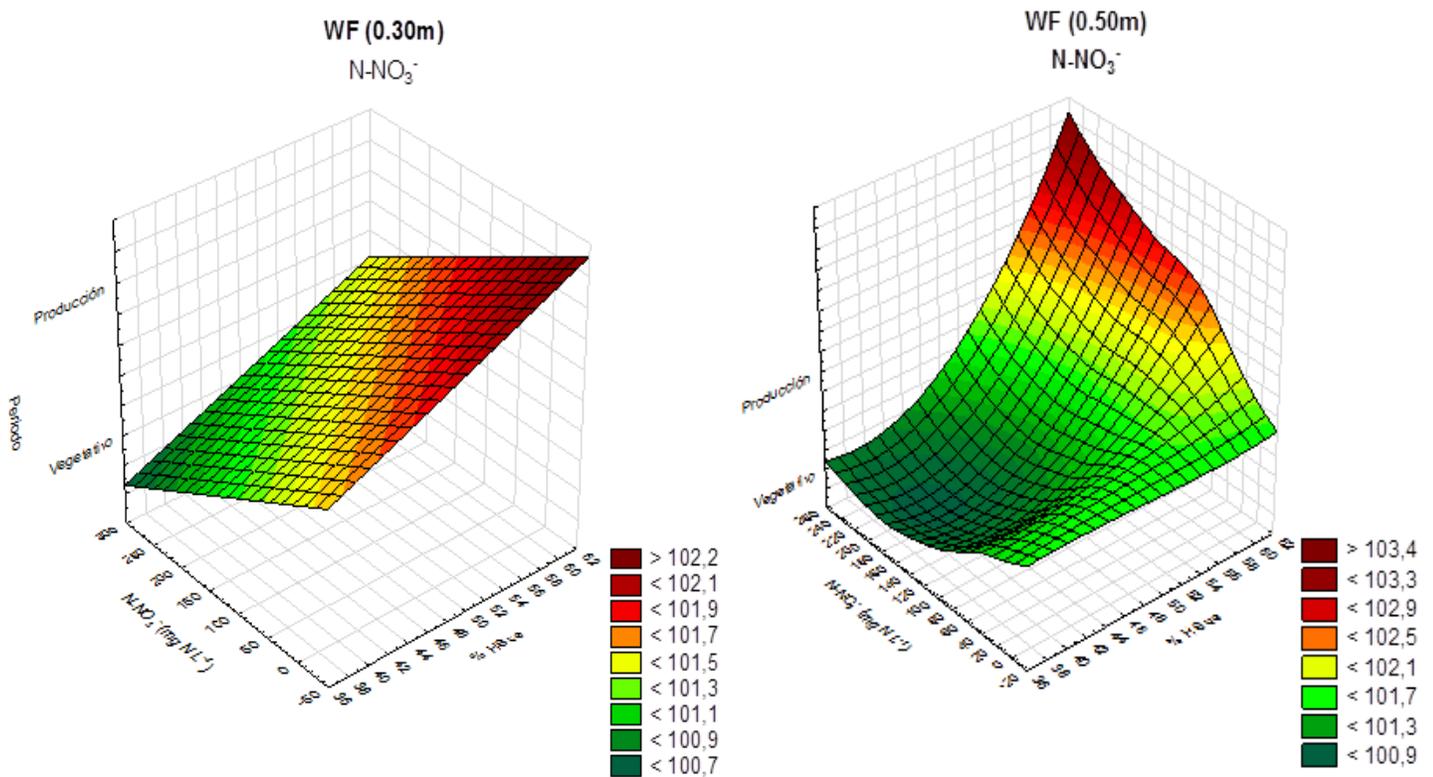
La figura 3-1a muestra el comportamiento de la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en WF, para el periodo vegetativo y producción en las dos profundidades. Se encontró que este es irregular. Las tasas de lixiviación más altas se presentaron en el periodo vegetativo a 0,30 m, con valores en el rango de 0,0 a 284,90 $\text{mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ y un promedio de 139,58 $\text{mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$, en contraste con el periodo producción, cuyo promedio es 69,82 $\text{mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ y oscila entre 0,0 y 254,30 $\text{mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$. Adicionalmente, a 0,50 m de profundidad la mayor lixiviación se presentó también, en el periodo vegetativo con 89,12 $\text{mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$, en comparación con el periodo producción que mostró un valor promedio de 46,18 $\text{mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$.

Los lixiviados de N en forma de NH_4^+ mostraron una tendencia constante (Figura 3-1b) con las mayores pérdidas de nitrógeno a los 0.30 m de profundidad, en el periodo vegetativo con 18,49 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$, comparado con la lixiviación del periodo producción equivalente a

14.75 mg NH₄-N L⁻¹. A 0,50 m de profundidad el comportamiento entre los dos periodos fue similar, con mayor lixiviación en vegetativo que en producción, con 14,00 y 10,97 mg NH₄-N L⁻¹, respectivamente.

En WF, la HS y la TS mostraron una relación directa con la lixiviación de N en forma de NO₃⁻. De acuerdo con la figura 3-2, para el periodo vegetativo y el periodo producción la mayor concentración de NO₃-N en las dos profundidades está correlacionada con aumentos en la humedad del suelo. En los 0.3m hay una correlación lineal entre el aumento de la HS y las concentraciones de NO₃-N para los dos periodos.

Figura 3-2. Concentraciones de NO₃-N en lixiviados con respecto a la humedad del suelo a 0,3 y 0,5 m, en localidad WF

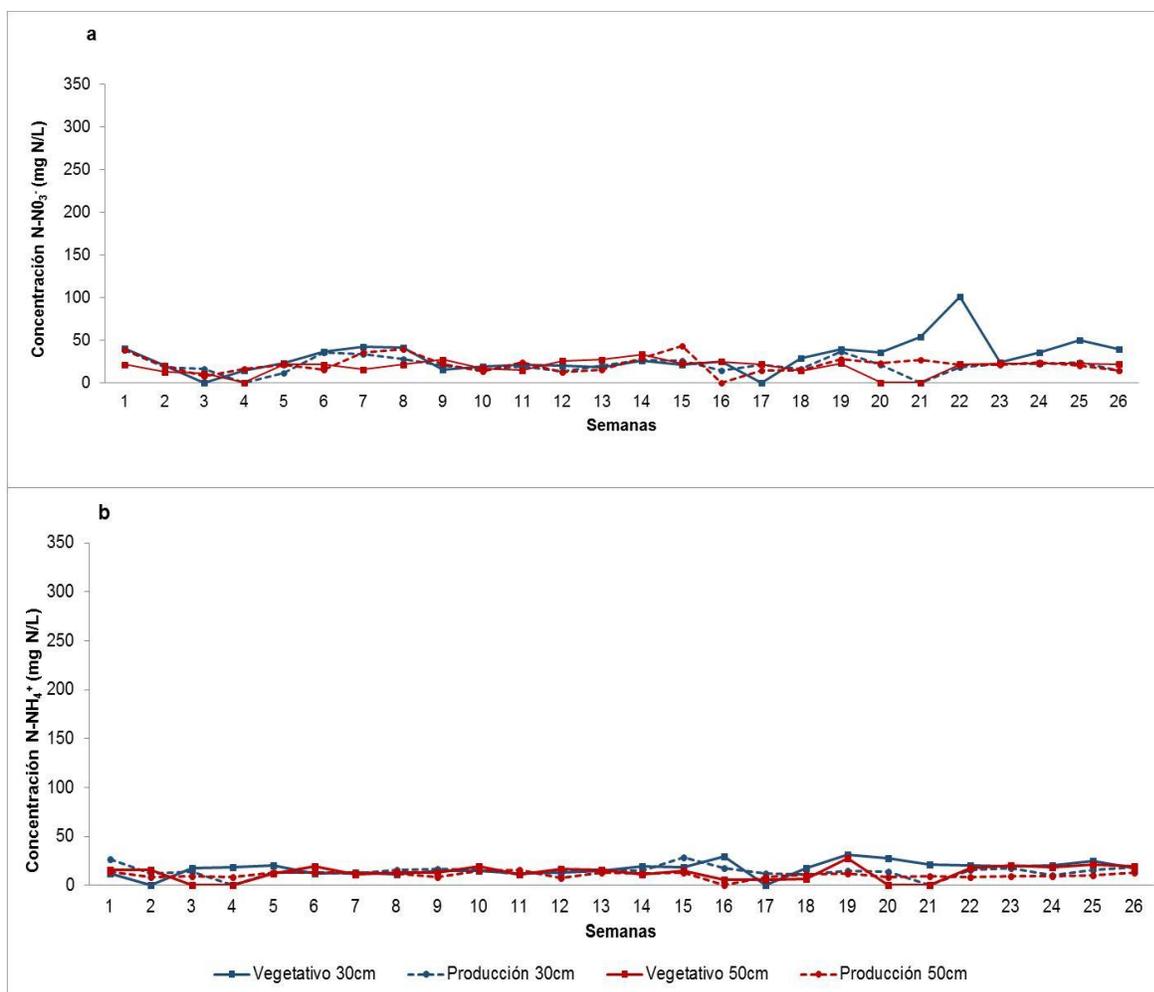


En la localidad AR se presentó la menor lixiviación de NO₃-N y NH₄-N con respecto a las otras dos localidades, como se muestra en la figura 3-3a. Esta localidad muestra una tendencia siempre constante en la lixiviación de N. Las mayores pérdidas de N como NO₃⁻ se dieron en el periodo vegetativo a 0,30 m de profundidad, en el rango de 0,0 y 101,2, con promedio de 30,34 mg NO₃-N L⁻¹; en el periodo producción el rango se mantuvo entre 0,0 y 37,40 con promedio de 20,26 mg NO₃-N L⁻¹ a esta misma profundidad. En los 0,50 m el

comportamiento entre periodos fue diferente y la mayor lixiviación se presentó en producción con 21,43 mg NO₃-N L⁻¹ en contraste con 18.61 mg NO₃-N L⁻¹ del periodo vegetativo.

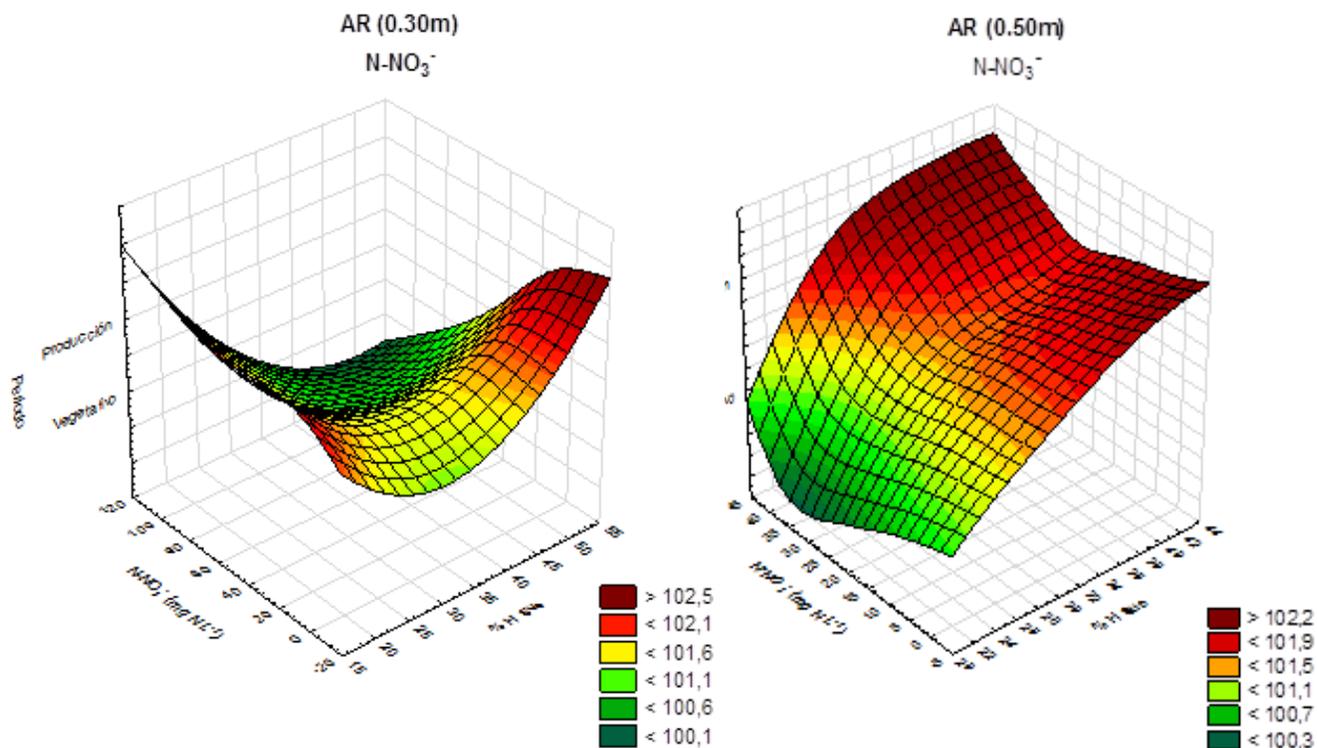
Los lixiviados de NH₄⁺ exhibieron una tendencia constante en el tiempo evaluado; mostrando pérdidas mayores a 0,30 m de profundidad. Siendo más altos en el periodo vegetativo (Figura 3-3b), con un rango de lixiviación de 0,0 y 31,5 y promedio de 17,1 mg NH₄-N L⁻¹. Para el periodo producción a esta misma profundidad la lixiviación osciló entre 0,0 a 28,5 y promedio de 14,3 mg NH₄-N L⁻¹. A los 0,50 m de profundidad la lixiviación fue más alta en el periodo vegetativo que en el de producción y correspondiente a 12,8 mg NH₄-N L⁻¹ y 10,7 NH₄-N L⁻¹, respectivamente.

Figura 3-3. Variabilidad semanal de concentraciones de NO₃-N (a) y NH₄-N (b) en solución de lixiviados a 0.3 y 0.5 m de profundidad en AR



En la localidad AR, la humedad y temperatura del suelo también se relacionaron con la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$. La figura 3-4, muestra para los periodos vegetativos y producción una mayor concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ en las dos profundidades cuando la humedad del suelo aumenta.

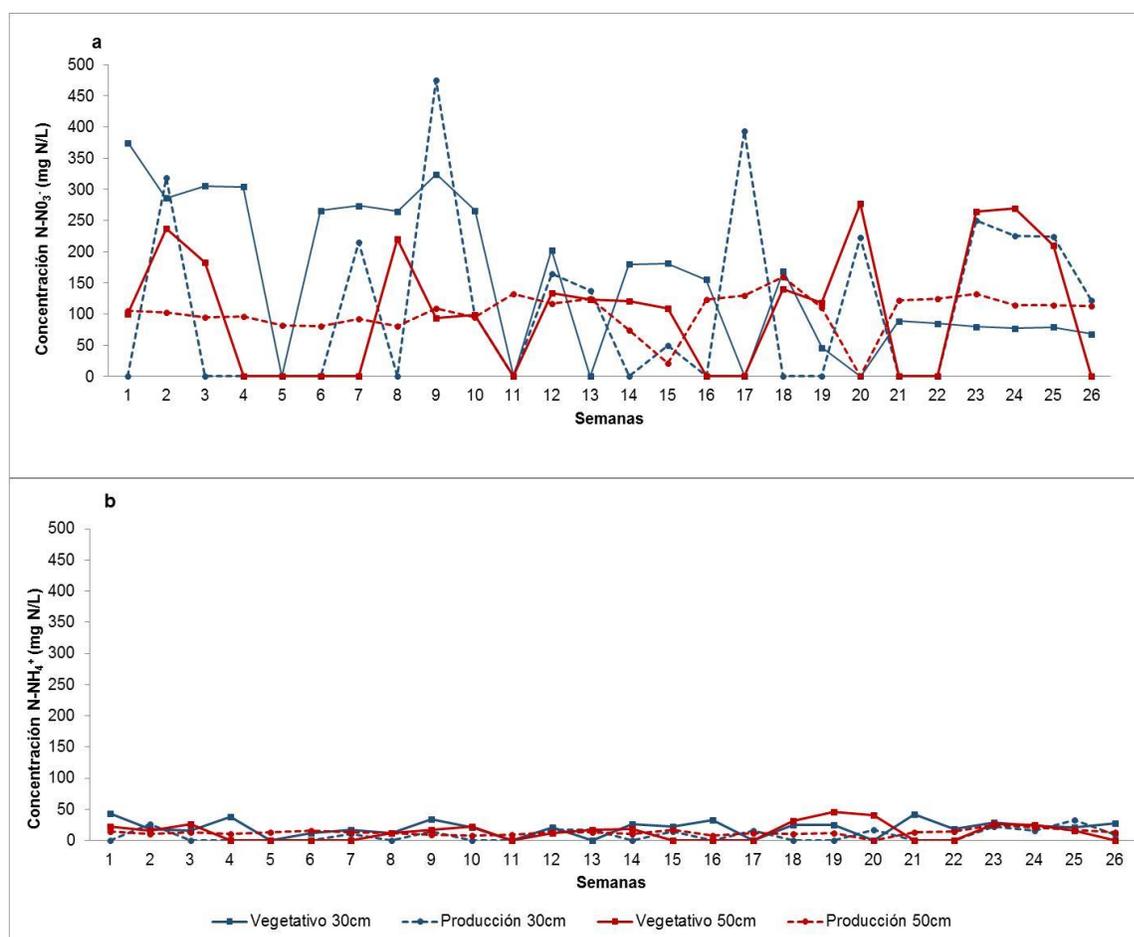
Figura 3-4. Concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ en lixiviados con respecto a la humedad del suelo a 0.3 y 0.5 m, en localidad AR



La localidad FT es la que tiene la mayor lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$, la figura 3-5a, muestra su variabilidad, en ella se observa que las concentraciones a 0,30 m de profundidad para el periodo vegetativo son más altas y variaron de 0,0 a 374,8 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$, con un promedio de 156,67 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$. Se presenta una tendencia a disminuir a partir de la semana 12 de medición. Para el periodo producción a 0,30 m de profundidad, los lixiviados aunque con un mayor pico de lixiviación en la semana 9 de 474,8 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$, el promedio de pérdida de nitrato a esta profundidad es menor y corresponde a 111,40 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$. Así mismo, a 0.50m de profundidad la mayor lixiviación también ocurrió en el periodo vegetativo, con un valor medio de 103,74 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$ en contraste con 101,78 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$ del periodo producción.

La figura 3-5b muestra que para FT la lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$ a 0,30 y 0,50 m es muy regular. La mayor lixiviación fue en el periodo vegetativo, el cual se mostró en el rango de 0,0 y 42,8 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$ y un valor promedio mayor en este periodo que en el de periodo producción y correspondiente a 20,4 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$. Para el periodo producción a esta profundidad, la lixiviación fue 8,2 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$. En 0,50 m la lixiviación fue más alta en el periodo vegetativo, presentándose en un rango de 0,0 a 46,2 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$ y un promedio correspondiente a 13,4 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$, entretanto para el periodo producción la tasa media de lixiviación fue 13,0 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$.

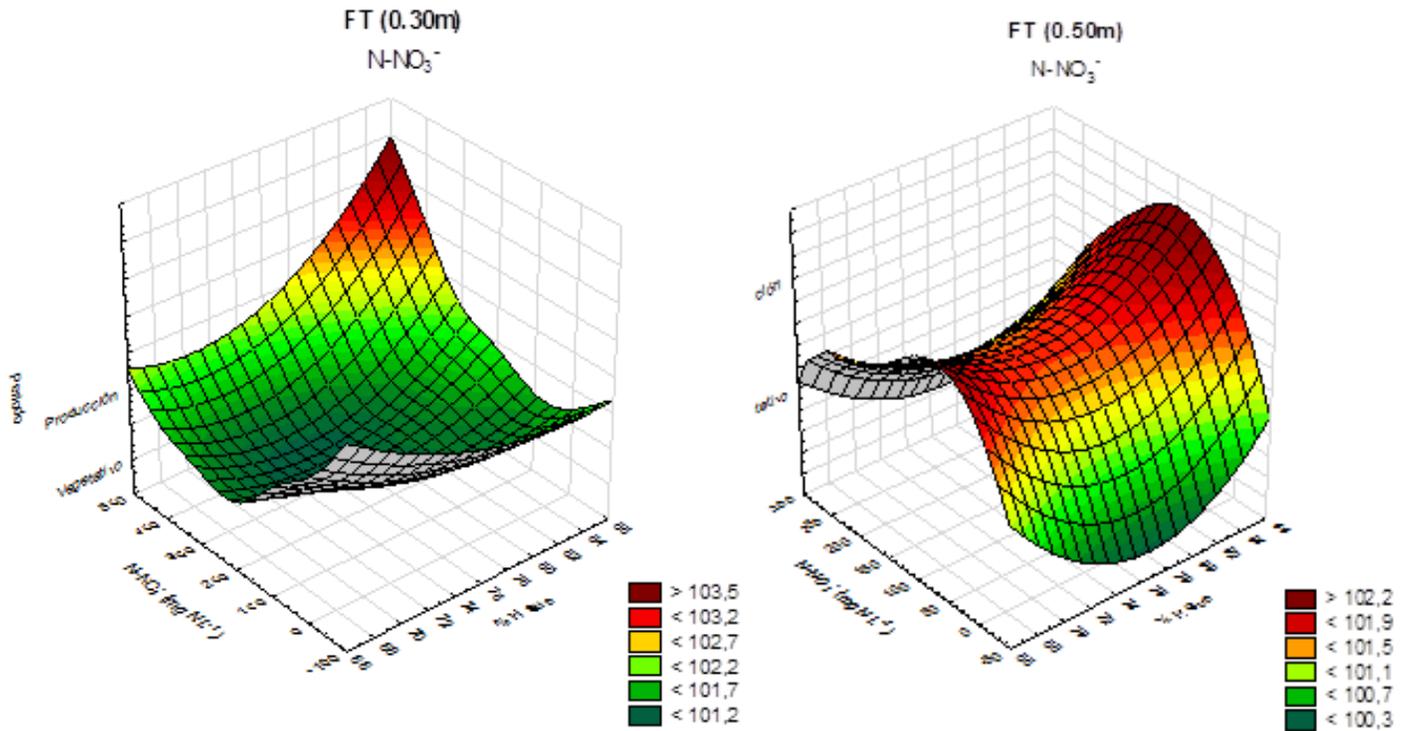
Figura 3-5. Variabilidad semanal de concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ (a) y $\text{NH}_4\text{-N}$ (b) en solución de lixiviados a 0.3 y 0.5 m de profundidad en FT



En FT, la humedad del suelo muestra una relación directa con la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ (Figura 3-6). En el periodo vegetativo y en el periodo producción, para 0,3 m y 0,5 m de profundidad se exhibe una mayor concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los lixiviados, con respecto a

las dos localidades descritas anteriormente. Las mayores concentraciones de nitrato se encuentran a mayores HS.

Figura 3-6. Concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ en lixiviados con respecto a la humedad del suelo a 0.3 y 0.5 m, en localidad FT



Con el análisis factorial se encontró que para la lixiviación de N en forma de NO_3^- , los factores que explican el modelo en las tres localidades son: localidad (tipo de suelo, textura, porosidad, densidad aparente, densidad real y %COS) y las covariables TS, TA, HS y HA, todas ellas con alta significancia ($p < 0,01$); siendo la humedad del suelo la que presenta la mayor relación con respecto a lixiviación de N-NO_3^- . Para los lixiviados de $\text{NH}_4\text{-N}$ el análisis muestra que los factores significantes ($p < 0,001$) en el modelo son localidad y periodo anidado en localidad, tal como se muestra la tabla 3-5, en ausencia de covariables.

Tabla 3-5. Factores de significancia para el modelo de lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$

Fuente	DF	Type III SS	Mean Square	p Value	Pr > P
Localidad	2	6,57	3,28	500,54	0,0001***
Periodo(Localidad)	9	1,9	0,22	33,76	0,0001***

* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

La tabla 3-6 resume los resultados de la lixiviación acumulada de NO_3^- y NH_4^+ en las tres localidades analizadas. Mostrando que la lixiviación de nitrato fue mayor que la de amonio, con diferencias significativas entre las tres localidades. Adicionalmente, hay mayor lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y de $\text{NH}_4\text{-N}$ a 0,30 m (zona cercana al área radicular de las plantas), que a 0,50 m. La máxima lixiviación de N fue hallada en la localidad FT. Aunque el porcentaje de N en la lixiviación total en WF fue más y representó el 28,41 del N aportado y para FT el 24,08% del N total aplicado anualmente; la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en FT fue superior en los dos periodos. Para FT en el periodo vegetativo la lixiviación media correspondió a $135,41 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y para WF la lixiviación fue $121,20 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en este mismo periodo. En producción, la lixiviación media total de $\text{NO}_3\text{-N}$ en las dos profundidades para FT fue de $110,85 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$, mientras para WF fue de $61,47 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$. Los suelos en FT se caracterizan por su textura franco-arenosa y un promedio de humedad de 78,16% y los suelos de WF también con textura franco-arenosa siempre mostraron humedades más bajas y en promedio de 42,30%. La menor tasa de lixiviación se encontró en la localidad de suelo arcilloso y fue del 6,63% del total de N aportado. Para esta localidad con humedad promedio del suelo correspondiente a 29,83% la lixiviación fue mayor como NO_3^- que como NH_4^+ y más alta a 0,30m en el periodo vegetativo.

Tabla 3-6. Resumen de lixiviación acumulada de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$ en las tres localidades

Loc/ Parámetro	$\text{NO}_3\text{-N}$				$\text{NH}_4\text{-N}$				Total N lixiviado por localidad % $\text{kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$	
	Periodo de crecimiento	VEGETATIVO		PRODUCCIÓN		VEGETATIVO		PRODUCCIÓN		
Prof (m)		0,3	0,5	0,3	0,5	0,3	0,5	0,3	0,5	
WF	$\text{kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$	73,97	47,23	37,00	24,47	9,79	7,42	7,81	5,24	28,41
	% por periodo	9,87	6,30	4,94	3,26	1,31	0,99	1,04	0,70	
	Total periodo $\text{kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$	121,20		61,47		17,21		13,05		212,93***
AR	$\text{kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$	15,78	9,68	10,54	11,14	8,89	6,66	7,44	4,80	6,56
	% por periodo	1,38	0,85	0,92	0,98	0,78	0,58	0,65	0,42	
	Total periodo $\text{kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$	25,45		21,68		15,55		12,24		74,92 ***
FT	$\text{kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$	81,47	53,94	57,93	52,93	10,61	6,97	4,26	6,76	24,08
	% por periodo	7,14	4,73	5,08	4,64	0,93	0,61	0,37	0,59	
	Total periodo ($\text{kg}^{-1}/\text{ha}^{-1}/\text{año}^{-1}$)	135,41		110,85		17,58		11,02		274,87 ***

* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

3.5 Discusión

Las localidades estudiadas muestran contrastes en tipos y características de suelos, en manejo mecánico y aplicación de nutrientes, que influyen de manera diferencial en los procesos de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$. El análisis factorial agrupó las características específicas de los suelos en el factor localidad, mostrando una correlación positiva con la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$, sin embargo, las covariables humedad y temperatura del suelo sólo presentaron significancia en el modelo de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ ($p < 0,0001$) y no con la lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$.

3.5.1 Efecto de la localidad, periodo de crecimiento, temperatura y humedad del suelo y atmósfera en la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$

Los resultados obtenidos para lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ concuerdan con lo reportado por los estudios realizados por Hong *et al.*, (2014) y Liang *et al.*, (2011) y son similares a los reportes de pérdidas apreciables de $\text{NO}_3\text{-N}$ determinados en sistemas de producción intensiva de hortalizas (Guimera *et al.*, 1995; Ramos, 1996; Ramos *et al.*, 2002; Vázquez *et al.*, 2005, 2006; Thompson *et al.*, 2007). En general, la lixiviación depende de las propiedades del suelo, la fertilización y las vías de drenaje en suelos cultivados. En cultivos bajo invernadero, a pesar que la precipitación es interceptada por la cubierta plástica, el contenido de humedad del suelo tiende a ser alto debido al riego frecuente y a los procesos intensivos de fertirrigación. El movimiento de agua del suelo y el drenaje suele ser más lento en estos sistemas de producción que en cultivos a campo abierto. No obstante, existe la posibilidad de acumulación de nutrientes y la subsecuente lixiviación a las capas inferiores del suelo o al agua subterránea poco profunda (Hong *et al.*, 2014), tal como ocurre en suelos de la Sabana de Bogotá.

El estudio mostró que para suelos de textura franco arenosa y con mayor humedad, como en el caso de FT y WF, la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ fue más alta que la de $\text{NH}_4\text{-N}$ y con mayor variabilidad espacio temporal, debido a la mayor movilidad del ion amonio en el perfil del suelo. Estos resultados son acordes con los reportados en estudios previos en donde se evidencia que la movilidad de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el perfil del suelo está relacionada con la humedad del mismo, la alta solubilidad del ion en el suelo y su prevalencia de carga negativa (Ghiberto *et al.*, 2009; Li-min *et al.*, 2014). Sin embargo, se debe tener en cuenta que en algunos casos, un incremento en la entrada de agua al suelo puede

estimular la pérdida de $\text{NO}_3\text{-N}$ por procesos de denitrificación en lugar de aumentar la lixiviación (Di y Cameron, 2002). También la variabilidad espacial y temporal encontrada en el movimiento del $\text{NO}_3\text{-N}$ ha sido reportada en anteriores estudios en cultivos de caña de azúcar y banano en Australia (Armour *et al.*, 2014) y en campos bananeros de secano en Antillas Francesas (Cattan *et al.*, 2007; Sansoulet *et al.*, 2008). Yagüe y Quílez (2010) afirman que este aspecto está asociado a la irrigación de los cultivos y Hong *et al.*, (2014) demuestran que la lixiviación de NO_3^- es fuertemente dependiente de la humedad del suelo y cuando los suelos están cerca de la saturación, la lixiviación se produce rápidamente por la fuerte movilidad del NO_3^- .

En sistemas agrícolas sin aplicación diaria de fertilizantes nitrogenados, entre los eventos de riego, el lavado de nitratos puede ser lento o inexistente, pero cuando se produce el riego, hay una posibilidad de que el nutriente se filtre hacia las capas inferiores del suelo (Wang *et al.*, 2007). En este estudio se encontró que los procesos de lixiviación pueden ser permanentes ya que la fertirrigación es diaria y adicionalmente con dosis altas de N. Justamente, las mayores tasas de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ se observaron a los 0,30 m de profundidad y en el periodo vegetativo en la localidad FT, con una humedad media del suelo de 78,16% y un volumen de poros de 42,9%. La lixiviación media en FT para este periodo fue de 81,47 $\text{kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$. En tanto que WF con una humedad media del 42,30% y una porosidad de 50,4% la lixiviación del nitrato fue 73,97 $\text{kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y para AR de textura del suelo arcillosa y una humedad menor (29,83%), la lixiviación media anual a esta misma profundidad y en el mismo periodo fue 15,78 $\text{kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$, lo que significa 5 veces menos que en FT y 4,6 veces menor que en WF. Estos resultados coinciden con los reportados por Hong *et al.* (2014) en su estudio en suelos franco-arenosos sembrados en tomate y pepino en invernadero en China, que encontraron la máxima lixiviación en suelos con características texturales similares a FT y WF, con 293,2 $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ entre 0,30 y 0,60 m de profundidad con aportes de 909,6 $\text{kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$. Este valor es superior al encontrado en la presente investigación, donde el promedio entre 0,30 y 0,50m en el periodo vegetativo es de 135,41 $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en FT, 121,20 $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en WF y 25,45 $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en AR, pero con un comportamiento de máxima lixiviación a 0,30 m y en suelos de textura franco arenosa. De manera similar, los resultados encontrados en los sistemas de producción de rosas son menores a los reportados por Zhao *et al.* (2010) para cultivos intensivos de vegetales en China, con aplicaciones similares de N por hectárea y en suelos franco-arenosos.

También más bajos que los obtenidos por García y Restrepo (2013) para cultivos de rosa en Colombia, fertilizada con urea y los cuales fueron de 593,12 y 583,15 mg NO₃-N L⁻¹ a 10 y 50 días después de la fertilización. Sin embargo, son superiores a los encontrados en estudios previos en ultisoles sembrados en caña de azúcar en Brasil (Ghiberto *et al.*, 2009) y en suelos sembrados con trigo en China (Liang *et al.*, 2011), pero acordes con los reportados por Li *et al.* (2007), para producción de granos en el norte de China.

Aspectos aquí tratados, como la textura del suelo, concuerdan con los estudios descritos por Gårdenäs *et al.* (2005), quienes evaluaron el efecto de las estrategias de fertirrigación y tipos de suelo sobre el potencial de lixiviación de NO₃-N, mostrando que la lixiviación más alta se produjo en un suelo de textura más gruesa. Así mismo, Gu & Riley (2010), en estudio en suelos franco-arenosos de Costa Rica evidenciaron que la mayor lixiviación se presentó en esta clase suelos, comparados con franco arcillosos. Los resultados presentados por Kurunc *et al.* (2011) concuerdan con lo descrito. Los autores afirman que los patrones espaciales de NO₃-N disponible para la lixiviación son similares a aquellos patrones con mayor cantidad de agua y mayores contenidos de arena, así como también están relacionados con la capacidad de retención de agua del suelo y su contenido de arena y arcilla. También coinciden con lo encontrado por Zhou *et al.* (2006) quienes determinaron que la cantidad de NO₃-N y NH₄-N encontrada por lixiviación siempre es menor en suelos franco-arcillosos que en suelos franco-arenosos.

3.5.2 Localidad y periodo de crecimiento en la lixiviación de NH₄-N

La lixiviación de NH₄-N mostró una tendencia regular en el periodo de seguimiento en cada una de localidades. Con diferencias significativas entre estas ($p < 0,0001$) y explicadas por los factores localidad y periodo anidado en localidad (tabla 3-4), con correlaciones negativas con las covariables TS, TA, HS y HA (excluidas en el análisis factorial). La lixiviación de este soluto fue mayor a 0,30 m que a 0,50 m de profundidad. La lixiviación acumulada en los periodos de crecimiento en las tres localidades, no presentó valores tan distantes como las mostradas en la lixiviación de NO₃-N. Para el periodo vegetativo a 0,30 m la mayor lixiviación se presentó en la localidad FT con 10,61 kg NH₄-N ha⁻¹ y una concentración de 20,40 mg NH₄-N L⁻¹. En WF se encontró una lixiviación de 9,79 kg NH₄-N ha⁻¹ y una concentración de 18,49 mg NH₄-N L⁻¹ y en AR con 8,89 kg NH₄-N ha⁻¹ y una concentración de 17,10 mg NH₄-N L⁻¹. Estos resultados son superiores a los reportados por

estudios previos de Armour *et al.* (2013) en suelos de producción de caña de azúcar con concentraciones $<1 \text{ mg L}^{-1}$ y lixiviados acumulados $<3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ cultivo}^{-1}$. Así como, menores a los establecidos por Blum *et al.* (2013) en suelos tropicales sembrados también con caña de azúcar y regados con efluentes de aguas residuales en Brasil, comprendidos en un rango entre 0,1 y $1,7 \text{ mg/L}^{-1}$; pero coincidentes con los reportados por García & Restrepo (2013) en cultivos de rosa fertilizados con urea recubierta y urea sin recubrir, los cuales fueron $35,71 \text{ mg NH}_4\text{-NL}^{-1}$ y $11,18 \text{ mg NH}_4\text{-NL}^{-1}$, respectivamente.

El comportamiento para el periodo de producción a esta misma profundidad cambió y la mayor lixiviación fue en la localidad WF seguido de AR. A 0,50 m de profundidad la lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$ para el periodo vegetativo se presenta más alta en WF. En el periodo de producción fue mayor en FT, seguida en AR y finalmente en WF, con valores correspondientes a 6,76, 5,24 y $4,80 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$, respectivamente (tabla 3-5). Este aspecto puede estar relacionado con la mayor movilización de $\text{NO}_3\text{-N}$ a capas más profundas en los suelos franco-arenosos descrito con anterioridad, ya que como lo mencionan Zhou *et al.*, (2006), el aumento gradual de iones NO_3^- en comparación con los iones NH_4^+ puede indicar aumentos en los procesos de nitrificación y el correspondiente movimiento del N en forma de NO_3^- hacia zonas profundas. Comúnmente, la relación de $\text{NH}_4\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$ depende de la presencia de condiciones satisfactorias para la nitrificación (Barber, 1984). De igual forma, las menores cantidades de $\text{NH}_4\text{-N}$ encontradas en los lixiviados en las tres localidades pueden ser explicadas por lo expuesto por Ghiberto *et al.* (2009), quienes afirman que la fuerte afinidad de este ion con los minerales de arcilla y materia orgánica con cargas negativas, hacen que este sea menos móvil que el ion NO_3^- . En efecto, en este estudio los suelos en AR son de textura arcillosa y los suelos de FT y WF tienen altos contenidos de materia orgánica, lo que hace posible la disminución de movilización del ion NH_4^+ .

La tendencia regular de la lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$ en las tres localidades en el periodo de monitoreo concuerda con las observaciones de Necpalova *et al.* (2012), en donde la lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$ a aguas subterráneas desde sistemas de producción lechera con pastoreo y con suelos franco-arcillosos muestra un comportamiento de la movilización del nutriente con una tendencia regular en el periodo de estudio, a diferencia de la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$. Sin embargo, son contrastantes con los reportes de Peng *et al.* (2011) para pérdidas de N en arrozales con diferentes manejos de agua y aportes de nitrógeno, en

donde la variabilidad de la lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$ es mayor que la del $\text{NO}_3\text{-N}$ y adicionalmente más alta. Los autores concluyen que la mayor concentración $\text{NH}_4\text{-N}$ en el agua de infiltración de los campos de arroz siempre proviene de la lenta mineralización y la descomposición de N orgánico en el subsuelo en lugar de la migración de $\text{NH}_4\text{-N}$ de los fertilizantes. No obstante, los datos concuerdan con lo expuesto por Cui *et al.* (2004), quienes demuestran que las pérdidas por lixiviación de $\text{NH}_4\text{-N}$ de los fertilizantes son muy bajas y regulares.

3.5.3 Comportamiento general de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$ en los lixiviados

A nivel mundial, la fertilización y el riego en cultivos intensivos en invernadero siguen aplicándose en niveles altos y esta práctica causa una pérdida significativa de nutrientes por lixiviación. Aunque altas concentraciones de estos elementos en el agua del suelo no significan necesariamente un exceso de nutrientes, si pueden indicar un riesgo potencial de lixiviación (Hong *et al.*, 2014). Estos aspectos concuerdan con lo encontrado en el aporte de fertilizantes en las localidades estudiadas y comúnmente en la floricultura colombiana. La fertilización nitrogenada en cultivos de rosas en Colombia se realiza a través de procesos de fertirrigación diaria. Una vez se establece la concentración de nitrógeno en la fórmula del fertirriego se constituye una relación entre el N amoniacal y el N nítrico, dando como resultado que entre el 40 y el 80% del total del nitrógeno aportado es aplicado en forma de nitrato y el restante como nitrógeno amoniacal. En efecto, esto se observó en las tres localidades, donde en FT el 46,4% del nitrógeno fue aportado como N amoniacal y el 53,6% como nitrato, en WF el 26,5% fue aportado como N amoniacal y 73% como nitrato y en AR el 14,1% fue incluido como N amoniacal y 85.9% como nitrato. Estas formas de fertilizantes nitrogenados son utilizadas usualmente en fertirrigación (Zhou *et al.*, 2014) y si bien, estas formas proveen N en forma inmediatamente disponible para las plantas, a diferencia de los iones inertes, estos fertilizantes son solutos activos o potencialmente activos. Cuando se aplican al suelo, pueden ocurrir varios procesos, tales como la hidrólisis enzimática, oxidación o fijación (Du *et al.*, 2005), procesos que hacen que el rastreo del movimiento y la transformación de estos fertilizantes, sea una tarea ardua.

En general, la lixiviación va a darse especialmente cuando la mineralización y la absorción por parte de las plantas no están sincronizadas y el flujo del agua es suficiente para

transportar los solutos a la profundidad del suelo (Meirelles *et al.*, 1980; McNeill *et al.*, 2005; Arregui y Quemada, 2006; Ghiberto *et al.*, 2009). En este sentido, Lou *et al.*, (2012) afirman que en cultivos de tomate en invernadero, el $\text{NO}_3\text{-N}$ y el $\text{NH}_4\text{-N}$ en la solución del suelo van decreciendo significativamente desde la edad temprana del cultivo hasta la etapa de fructificación máxima, aspecto que concuerda con lo reportado por Pavlov *et al.* (2007) para cultivos de lechuga. Los resultados en las tres localidades estudiadas son congruentes con lo citado, ya que la mayor lixiviación tanto de $\text{NO}_3\text{-N}$ como de $\text{NH}_4\text{-N}$ se observó en el periodo vegetativo y a 0,30 m de profundidad y la solución nutritiva aportada para los dos periodos tiene las mismas dosis de N. Las plantas en el periodo vegetativo hipotéticamente no tienen las mismas necesidades de asimilación de N ya que no se está trasladando nutriente para el llenado de los botones florales.

Finalmente, en el caso de WF localidad que presentó la mayor lixiviación tanto de $\text{NO}_3\text{-N}$ como de $\text{NH}_4\text{-N}$ a 0,30 m de profundidad en el periodo vegetativo, con menores aportes de fertilizantes durante el periodo de estudio, $749,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ comparadas con $1142,1$ y $1141,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para AR y FT respectivamente, presenta un comportamiento contrario al reportado Liu *et al.* (2003); Zhu *et al.* (2005); Gheysari *et al.* (2009). Estos resultados puede atribuirse a un efecto de rezago, debido a altas aplicaciones de fertilizantes en épocas anteriores al experimento y que coinciden con los reportes de Dellin y Stenberg (2014) y Hong *et al.* (2014), efectivamente estos suelos mostraron una mayor acumulación de sales en la superficie y una mayor conductividad eléctrica.

3.6 Conclusiones

Las mayores concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$ se encontraron a 0,30m (profundidad de la zona radicular), en los dos periodos de crecimiento estudiados. La lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ fue más alta que la lixiviación de NH_4^+ en las tres fincas y adicionalmente, con pérdidas superiores en suelos de textura franco arenosa (FT y WF) que en suelos de textura arcillosa (AR), lo cual está relacionado con su elevada movilidad a través del perfil del suelo. Además, mayor cantidad de poros en los suelos de WF y FT y la relación con cantidades superiores de agua en los suelos y temperaturas más elevadas llevaron a una mayor lixiviación del $\text{NO}_3\text{-N}$ en estas fincas.

No existe una relación directa entre aplicaciones de fertilizantes y lixiviación de N, ya que esta estuvo mediada por la interrelación de factores como textura, humedad, temperatura y formas de aplicación del nitrógeno. La disponibilidad de agua y mayor cantidad de NO_3^- por aportes de fertilizante nítrico (73% en WF, 85.9% en FT y 53.6% en AR del total del N aplicado), condicionaron que su pérdida fuera más alta y con mayor variabilidad que la pérdida de NH_4^+ que no presentó una relación significativa con variables como humedad y temperatura.

La lixiviación del 28.1% en WF, 24.08% en FT y 6.63% en AR, del total del N aplicado indica que existe una fertilización superior a las necesidades de las plantas de rosa, que su frecuencia y dosis de aplicación no está sincronizada con los requerimientos de las mismas y su estado de crecimiento; por tanto el riesgo de pérdida principalmente como NO_3^- aumenta, generando contaminación de aguas subterráneas. Esto determina la necesidad de incrementar la investigación en eficiencia de uso de fertilizantes y la optimización de dosis en relación con los estados de crecimiento de las plantas y las características físico químicas de los suelos de la Sabana de Bogotá.

3.7 Referencias

- Arregui, L.M., Quemada, M., 2006. Drainage and nitrate leaching in a crop rotation under different N-fertilizer strategies: application of capacitance probes. *Plant Soil* 288, 57–69.
- Armour, J. D., Nelson, P. N., Daniells, J. W., Rasiah, V., & Inman-Bamber, N. G. (2013). Nitrogen leaching from the root zone of sugarcane and bananas in the humid tropics of Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 180, 68–78. doi:10.1016/j.agee.2012.05.007
- Barber, S.A. 1984. *Soil Nutrient Bioavailability – A Mechanistic Approach*. Wiley-Interscience Publisher/John Wiley & Sons, pp. 180–181.
- Blum, J., Melfi, A. J., Montes, C. R., & Gomes, T. M. (2013). Nitrogen and phosphorus leaching in a tropical Brazilian soil cropped with sugarcane and irrigated with treated sewage effluent. *Agricultural Water Management*, 117, 115–122. doi:10.1016/j.agwat.2012.11.010.
- Cabrera, R. 2003. Nitrogen balance for two container-grown woody ornamental plants. *Scientia Horticulturae* 97:297-308.

- Cabrera, R. 2006. Consideraciones sobre nutrición mineral y fertilización en rosas. p. 145-1622. In V. Flórez et al. (eds.) Avances sobre fertirriego sobre la floricultura colombiana. Universidad Nacional de Colombia, Unibiblos, Bogotá, Colombia.
- Cattan, P., Bussi re, F., Nouvellon, A., 2007. Evidence of large rainfall partitioning patterns by banana and impact on surface runoff generation. *Hydrol. Proc.* 21, 2196–2205.
- Cui YL, Li YH, Lu GA, Sha ZR (2004) Nitrogen movement and transformation with different water supply for paddy rice. *Adv Water Sci* 15(3):280–285
- Delin, S., & Stenberg, M. (2014). Effect of nitrogen fertilization on nitrate leaching in relation to grain yield response on loamy sand in Sweden. *European Journal of Agronomy*, 52, 291–296. doi:10.1016/j.eja.2013.08.007
- Di, H. J., & Cameron, K. C. 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: Sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 64(3), 237–256. doi:10.1023/A:1021471531188.
- Du, Z. Y., Zhou, J. M., Wang, H. Y., Du, C. W. and Chen, X. Q. 2005. Effect of nitrogen fertilizers on movement and transformation of phosphorus in an acid soil. *Pedosphere*. 15(4): 424-431.
- Flórez, V., A. Fernández, D. Miranda, B. Chaves, and J. Guzmán. 2006. Avances sobre fertirriego en la floricultura colombiana. 502 p. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Unibiblos, Bogotá,
- García-Castro, A., and Restrepo-Díaz, H. 2013. Evaluation of fertilization with uncoated urea and 3, 4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) -coated urea on nitrogen leaching and rose (*Rosa* spp.) yield, 73 (June), 154–159. doi:10.4067/S0718-58392013000200011.1
- G rden s AI, Hopmans JW, Hanson BR, Simunek J. 2005. Two-dimensional modeling of nitrate leaching for various fertigation scenarios under micro-irrigation. *AgricWater Manag* 74(3):219–242
- Gheysari, M., Mirlatifi, S.M., Homaei, M., Asadi, M.E., Hoogenboom, G., 2009. Nitrate leaching in a silage maize field under different irrigation and nitrogen fertilizer rates. *Agric. Water Manage.* 96 (6), 946–954.
- Ghiberto, P. J., Libardi, P. L., & Trivelin, P. C. O. (2015). Nutrient leaching in an Ultisol cultivated with sugarcane. *Agricultural Water Management*, 148, 141–149. doi:10.1016/j.agwat.2014.09.027
- Ghiberto, P. J., Libardi, P. L., Brito, a. S., & Trivelin, P. C. O. (2009). Leaching of nutrients from a sugarcane crop growing on an Ultisol in Brazil. *Agricultural Water Management*, 96(10), 1443–1448. doi:10.1016/j.agwat.2009.04.020

- Gu, C. and Riley, W. J. 2010. Combined effects of short term rainfall patterns and soil texture on soil nitrogen cycling - A modeling analysis. *Journal of Contaminant Hydrology*, 112(1-4), 141–154. doi:10.1016/j.jconhyd.2009.12.003
- Guimerà , J. (1995). Nitrate leaching and strawberry production under drip irrigation management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 56(2), 121–135. doi:10.1016/0167-8809(95)00620-6
- Hong, E.-M., Choi, J.-Y., Nam, W.-H., Kang, M.-S., & Jang, J.-R. (2014). Monitoring nutrient accumulation and leaching in plastic greenhouse cultivation. *Agricultural Water Management*, 146, 11–23. doi:10.1016/j.agwat.2014.07.016
- Kurunc, a., Ersahin, S., Uz, B. Y., Sonmez, N. K., Uz, I., Kaman, H., Emekli, Y. 2011. Identification of nitrate leaching hot spots in a large area with contrasting soil texture and management. *Agricultural Water Management*, 98(6), 1013–1019. doi:10.1016/j.agwat.2011.01.010
- Li, X., Hu, C., Delgado, J. a., Zhang, Y., & Ouyang, Z. 2007. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north China plain. *Agricultural Water Management*, 89(1-2), 137–147. doi:10.1016/j.agwat.2006.12.012
- Liang, X. Q., Xu, L., Li, H., He, M. M., Qian, Y. C., Liu, J.Chen, Y. 2011. Influence of N fertilization rates, rainfall, and temperature on nitrate leaching from a rainfed winter wheat field in Taihu watershed. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36(9-11), 395–400. doi:10.1016/j.pce.2010.03.017
- Li-Min, G. U., Tie-Ning, L. I. U., Jun, Z., Shu-Ting, D., Peng, L. I. U., & Ji-Wang, Z. (2014). Nitrate Leaching of Winter Wheat Grown in Lysimeters as Affected by Fertilizers and Irrigation on the North China Plain. *Journal of Integrative Agriculture*, 3119(14), 374–388. doi:10.1016/S2095-3119(14)60747-4
- Liu, X.J., Ju, X.T., Zhang, F.S., Pan, J.R., Christie, P., 2003. Nitrogen dynamics and budgets in a winter wheat–maize cropping system in the North China Plain. *Field Crop Res.* 83, 111–124.
- Lou, Y., Xu, M., He, X., Duan, Y., & Li, L. (2012). Soil nitrate distribution, N₂O emission and crop performance after the application of N fertilizers to greenhouse vegetables. *Soil Use and Management*, 28(September), 299–306. doi:10.1111/j.1475-2743.2012.00412.x
- McNeill, A.M., Eriksen, J., Bergstrom, L., Smith, K.A., Marstorp, H., Kirchmann, H., Nilsson, I., 2005. Nitrogen and sulphur management: challenges for organic sources in temperate agricultural systems. *Soil Use Manage.* 21, 82–93
- Medina, A. 2006. Métodos de diagnóstico nutricional para fertirriego utilizados en Colombia. *Experiencias y Perspectivas*, en *Avances sobre Fertirriego en la Floricultura Colombiana*. Flórez, V., Fernández, A., Miranda, D., Chávez, B. y Guzmán, J. Universidad Nacional de Colombia – Unibiblos.

- Meirelles, N.M.F., Libardi, P.L., Reichardt, K., 1980. Absorção e lixiviação de nitrogênio em cultura de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.). R. Bras. Ci. Solo 4, 83–88.
- Min, J., Zhao, X., Shi, W.M., Xing, G.X., Zhu, Z.L., 2011. Nitrogen balance and loss in a greenhouse vegetable system in southeastern China. *Pedosphere* 21 (4), 464–472.
- Necpalova, M., Fenton, O., Casey, I., & Humphreys, J. 2012. N leaching to groundwater from dairy production involving grazing over the winter on a clay-loam soil. *Science of the Total Environment*, 432, 159–172. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.05.091
- Pavlou, G. C., Ehalotis, C. D., & Kavvadias, V. a. (2007). Effect of organic and inorganic fertilizers applied during successive crop seasons on growth and nitrate accumulation in lettuce. *Scientia Horticulturae*, 111(4), 319–325. doi:10.1016/j.scienta.2006.11.003
- Peng, S. Z., Yang, S. H., Xu, J. Z., Luo, Y. F., & Hou, H. J. (2011). Nitrogen and phosphorus leaching losses from paddy fields with different water and nitrogen managements. *Paddy and Water Environment*, 9(3), 333–342. doi:10.1007/s10333-010-0246-y
- Ramos, C. (1996). Effect of agricultural practices on the nitrogen losses to the environment. *Fertilizer Research*, 43(1-3), 183–189. doi:10.1007/BF00747700
- Ramos, C., Agut, a., & Lidón, a. L. (2002). Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain). *Environmental Pollution*, 118(2), 215–223. doi:10.1016/S0269-7491(01)00314-1
- Raviv, M. and Lieth, J.H. 2008. *Soilless culture: Theory and practice*. Elsevier, London.
- Sansoulet, J., Cabidoche, Y.M., Cattan, P., Ruy, S., Simunek, J., 2008. Spatially distributed water fluxes in an andosol under banana plants: experiments and three-dimensional modeling. *Vadose Zone J.*7, 819–829
- Stevenson, F. J. 1982. *Nitrogen in Agricultural Soils*. ASA, Madison, USA. pp. 229-252.
- Sun, Y., Hu, K., Zhang, K., Jiang, L., Xu, Y. 2012. Simulation of nitrogen fate for greenhouse cucumber grown under different water and fertilizer management using the EU-Rotate N model. *Agric. Water Manage.* 112, 21–32
- Thompson, R. B., Martínez-Gaitan, C., Gallardo, M., Giménez, C., & Fernández, M. D. (2007). Identification of irrigation and N management practices that contribute to nitrate leaching loss from an intensive vegetable production system by use of a comprehensive survey. *Agricultural Water Management*, 89(3), 261–274. doi:10.1016/j.agwat.2007.01.013
- Vázquez, N., Pardo, a., Suso, M. L., & Quemada, M. (2006). Drainage and nitrate leaching under processing tomato growth with drip irrigation and plastic mulching. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112(4), 313–323. doi:10.1016/j.agee.2005.07.009

- Wang, F.X., Kang, Y., Liu, S.P., Hou, X.Y., 2007. Effects of soil matric potential on potato growth under drip irrigation in the North China Plain. *Agric. Water Manage.* 88, 34–42.
- Yagüe, M.R. and Quílez, D. 2010. Response of maize yield, nitrate leaching, and soil nitrogen to pig slurry combined with mineral nitrogen. *Journal of Environmental Quality*, 39, 686–696.
- Zhang WL, Tian ZX, Zhang N, Li XQ. 1996. Nitrate pollution of groundwater in northern China. *Agric Ecosyst Environ* 59:223– 231.
- Zhao, L.M., Wu, L.H., Dong, C.J. and Li, Y.S. 2010. Rice yield, nitrogen utilization and ammonia volatilization as influenced by modified rice cultivation at varying nitrogen rates. *Agric Sci* 1(1):10–16
- Zhou, J. Bin, Xi, J. G., Chen, Z. J., & Li, S. X. (2006). Leaching and transformation of nitrogen fertilizers in soil after application of N with irrigation: A soil column method. *Pedosphere*, 16(2), 245–252. doi:10.1016/S1002-0160(06)60050-7
- Zhou, J. B., Chen, Z. J. and Li, S. X. 2001. Fertigation-An efficient way to apply water and fertilizer. *Agricultural Research in the Arid Areas*. 19(4): 16-21.
- Zhu, A., Zhang, J., Zhao, B., Cheng, Z., Li, L., 2005. Water balance and nitrate leaching losses under intensive crop production with Ochric Aquic Cambosols in North China Plain. *Environ. Int.* 31 (6), 904–912

4. Capítulo 4. El modelo DNDC en la estimación de las pérdidas de N como N₂O-N y NO₃-N en agroecosistemas de rosa de corte en invernadero

4.1 Resumen y Abstract

4.1.1 Resumen

La intensificación de la agricultura moderna ha provocado la utilización de altas dosis de fertilizantes nitrogenados, estimulando principalmente, las emisiones de N₂O y aportando a la eutroficación por la lixiviación de nutrientes. En la Sabana de Bogotá (Colombia), los agroecosistemas de rosas de corte para exportación se consideran una fuente de impacto al ambiente debido a sus aplicaciones de agroquímicos. Las mediciones de estos impactos en ocasiones pueden ser poco viables por sus costos y la baja disponibilidad del sector productivo de invertir en estas investigaciones. El modelo DNDC, el cual contempla procesos hidrológicos y biogeoquímicos del suelo de manera detallada, es una posibilidad para evaluar el destino del N en volatilización y lixiviación en localidades con diferentes aportes de fertilizantes nitrogenados, prácticas de manejo y características de suelos. El DNDC 9.5 se utilizó con el objetivo de comparar los datos de campo y los patrones simulados de la volatilización de N₂O-N y lixiviación de NO₃-N, en tres localidades de producción de rosa de corte en invernadero. Los resultados de la simulación con el DNDC indican que en lixiviación de NO₃-N el potencial anual para las localidades WF, AR y FT fue de 191,68, 61.30 y 255,85 Kg N ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente. Los resultados modelados aunque con patrones temporales y espaciales más regulares que los medidos, mostraron una alta similitud con las mediciones de campo y muy ligados a los patrones de humedad del suelo medidos y simulados. La emisión de N como N₂O, cuya variabilidad espacio-temporal en las localidades es evidente, también es recogida por la simulación en el DNDC. Los patrones en el modelo tienen una tendencia de emisión concordante con los

flujos de este GEI medidos a través de cámaras cerradas en el campo. Sin embargo, el modelo sobreestimó las emisiones de AR y FT. Los resultados en el campo fueron de 20,2 Kg N ha⁻¹ año⁻¹ para AR y 28,9 Kg N ha⁻¹ año⁻¹ para FT, en tanto los simulados correspondieron a 2,46 y 2,39 veces más para estas localidades. Para WF los flujos medidos y los simulados no mostraron diferencias significativas. Estos resultados muestran, tanto la necesidad de avanzar en la investigación para la calibración del modelo en condiciones de agricultura de uso intensivo de fertilizantes y prácticas agrícolas; como también, la potencialidad del modelo revisado para determinar las pérdidas de N por estos dos procesos, con el fin de generar opciones de mitigación o para reducir la incertidumbre en los inventarios agrícolas.

Palabras clave: Modelo DNDC, fertilización nitrogenada, agricultura intensiva, emisiones de N₂O y lixiviación de NO₃.

4.1.2 Abstract

The intensification of modern agriculture has led to the use of high doses of nitrogen fertilizer, stimulating primarily N₂O emissions and contributing to eutrophication by nutrient leaching. In the Savannah of Bogota (Colombia), the agroecosystems of cut roses for export are considered a source of impact on the environment due to its application of agrochemicals. The measurements of these impacts can sometimes be impractical because of its cost and low availability of the productive sector to invest in these investigations. The DNDC model, which includes hydrological and biogeochemical processes of soil in detail, is a possibility to evaluate the fate of N emissions and leaching in areas with different additions of nitrogen fertilizer, tillage and soil characteristics. The DNDC 9.5 was used in order to compare field data and simulated patterns of N₂O-N emission and NO₃-N leaching in three greenhouses cut rose production locations. The results of the simulation with DNDC indicate that the leaching of NO₃-N the annual potential for WF, AR and FT localities was 191.68, 61.30 and 255.85 kg N ha⁻¹yr⁻¹, respectively. The modeled results although with temporal and spatial patterns more regular than the measured ones, showed a high similarity with the field measurements and closely linked to patterns of soil moisture measured and simulated. Emission of N as N₂O, whose spatial-temporal variability in the locations is evident; it is also collected by the simulation in the DNDC. The patterns in the model have a concordant emission trend with the greenhouse gas fluxes measured by

closed cameras in the field. However, the model overestimated the AT and FT emissions. The results on the field were 20.2 kg N ha⁻¹yr⁻¹ for AR and 28.9 kg N ha⁻¹yr⁻¹ for FT, while the simulated corresponded to 2.46 and 2.39 times more for these locations. For WF measured and simulated flows showed no significant differences. These results show both the need for progress in the investigation for the calibration of the model in terms of agriculture with intensive use of fertilizers and agricultural practices; as well as, the potential of the revised model to determine N losses by these two processes, in order to generate mitigation options or to reduce uncertainty in agricultural.

Keywords: DNDC model, N fertilization, irrigation, intensive farming systems, N₂O emissions and NO₃ leaching.

4.2 Introducción

El uso de fertilizantes nitrogenados es esencial en la nutrición vegetal y ha contribuido al aumento y mantenimiento de la producción agrícola en cultivos intensivos bajo invernadero. Sin embargo, el N es utilizado de forma ineficiente por las plantas y normalmente la recuperación de los aportes no supera el 30% (Raun y Johnson, 1999; Ladha *et al.*, 2005). En consecuencia, la cantidad de N que no es absorbido por las plantas del cultivo puede permanecer en el perfil del suelo, lixiviarse a cuerpos de agua o perderse a través de volatilización a la atmósfera como amoníaco (NH₃) o en forma de N₂O y NO_x mediante los procesos de nitrificación-denitrificación (Zhu & Chen, 2002).

Los impactos ambientales ligados al uso de fertilizantes nitrogenados tienen que ver con sus características. La naturaleza altamente dinámica del N hace que su eficiencia en asimilación sea baja y por tanto, la gestión de este recurso se convierta en una tarea difícil, especialmente en sistemas agrícolas intensivos. En estos, la posibilidad de pérdidas significativas de N por emisiones gaseosas, escorrentía y lixiviación son altas y están relacionadas con los factores ambientales y de manejo del sistema productivo. De acuerdo con Zaman y Blennerhassett (2012), las pérdidas de N, así como representan una de las mayores amenazas para la calidad del ambiente a nivel mundial, también implican pérdidas económicas. En general, los impactos ambientales están asociados a que el 90% del NH₃ (Boyer *et al.*, 2002), el 70% de las emisiones de N₂O (Janzen *et al.*, 1998) y una cantidad significativa del NO₃ lixiviado (Jarvis *et al.*, 1995) provienen de actividades del manejo del suelo en sistemas agrícolas.

Los impactos generados por las emisiones de N descritas anteriormente deben considerarse a nivel global y a nivel local. En cuanto al impacto global, las emisiones contribuyen al calentamiento global, la destrucción de la capa de ozono y la lluvia ácida. Entre estos impactos se encuentran las emisiones de óxido nitroso (N_2O), gas efecto invernadero (GEI) que participa en la destrucción del ozono estratosférico; las emisiones de óxido nítrico (NO) precursor del ozono troposférico, el cual también es un gas formado por reacción fotoquímica. Las emisiones de dióxido de nitrógeno (NO_2), las cuales se derivan del NO por reacción fotoquímica (conocido también como precursor del ácido nítrico) y que en el ambiente se convierten en el componente principal de la lluvia ácida. A escala local las emisiones están ligadas a la acidificación, acumulación de sales y eutroficación. Aunque la volatilización de amoníaco (NH_3) se hace a nivel local y este es considerado un GEI, su impacto está ligado a su actuación después de su deposición en el suelo. El NH_3 produce N_2O a través de los procesos de nitrificación y desnitrificación y por tanto contribuye al calentamiento global y al agotamiento de la capa de ozono (Martikainen, 1985).

Entender los impactos de las actividades humanas en las emisiones del N de suelos productivos, con el fin de mitigar sus efectos negativos a nivel global y local, paralelo a la producción de alimentos, fibras u ornamentales es de suma importancia. No obstante, se debe considerar que las emisiones desde el suelo son el resultado de la interacción de diferentes procesos, entre ellos los microbianos y por lo tanto las emisiones exhiben un alto grado de variabilidad espacial y temporal. De acuerdo con Giltrap *et al.* (2010), las mediciones directas de emisiones de GEI para inventarios son poco prácticas y pueden requerir muchas mediciones en grandes áreas y por largos periodos de tiempo. Para suplir esto, muchos países utilizan los métodos por defecto del IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático), estimando las emisiones de N_2O de suelos agrícolas a través de factores de emisión. Estos métodos simplemente asumen como una cantidad fija (el factor de emisión) del N aplicado que es emitido como N_2O . En general, este factor de emisión ha sido calculado a través de un número limitado de observaciones pero representa un valor promedio para todo tipo de suelo, condiciones climáticas y prácticas de manejo. Las emisiones de N_2O son altamente sensibles a todos estos factores y, por tanto, hay un alto grado de incertidumbre asociado a las emisiones (Giltrap *et al.*, 2010).

Los impactos locales ligados a las emisiones de N están relacionados con cargas ambientales en los sitios o regiones de descarga. La pérdida de NO_3 por lixiviación es reconocida como una de las fuentes agrícolas más comunes de contaminación del agua subterránea, problema que a nivel mundial es cada vez mayor, debido al crecimiento de la población y el aumento de la demanda de suministro de alimentos (Zhu *et al.*, 2005). Las pérdidas por escorrentía de NH_3 también representan una pérdida importante de nutrientes y dan lugar a la degradación de la calidad del aire y del agua (Galloway *et al.*, 2003).

Los impactos descritos anteriormente han sido estudiados mediante un sinnúmero de experimentos, llevados a cabo para encontrar prácticas de manejo que conduzcan a la mitigación de dichas pérdidas. Los resultados indican que el uso apropiado de fertilizantes, agua y manejo del suelo pueden minimizar la lixiviación de nitratos, disminuir la volatilización y aumentar los rendimientos de cultivos (Berstrom y Johansson, 2001; Kuo y Jellum, 2000). Sin embargo, es necesario tener en cuenta que el transporte de N y los procesos de pérdida son complejos y están influenciados por una serie de variables del suelo y ambiente interactuando con el agua del suelo, la dinámica del N, la absorción de los cultivos y las prácticas de manejo (Ma *et al.*, 2007; Thompson *et al.*, 2007; Whitmore y Schrader, 2007). Como se mencionó anteriormente, estos aspectos dificultan la determinación de los procesos en diferentes regiones con limitados experimentos de campo. Por lo tanto, un modelo amplio y basado en procesos se requiere para simular procesos complejos y de esta manera, generar prácticas de manejo y mitigación de las pérdidas de N por lixiviación (Giltrap *et al.*, 2010), volatilización y emisión.

Acorde con lo expuesto, la cuantificación de los impactos de las prácticas de manejo y su relación con las pérdidas de N en tierras agrícolas es tarea esencial y desafiante. Particularmente, si los sistemas agrícolas son manejados de manera intensiva, con altos subsidios energéticos en términos de fertilizantes, como es el caso de la agroindustria de flores en Colombia. Puntualizando en la dificultad de realizar mediciones exhaustivas y que incluyan la complejidad de los procesos en la dinámica del N en el suelo para evaluar los impactos de su uso en diferentes agroecosistemas, se requiere de una elección cuidadosa de modelos.

Según Giltrap *et al.* (2010), los modelos más ampliamente utilizados para simular las emisiones de GEI en suelos agrícolas son modelos empíricos y modelos basados en procesos. Los primeros se basan en relaciones estadísticas entre las emisiones de algún GEI, por ejemplo N_2O , y una serie de otras variables explicativas para las que hay disponibles, entre estos resaltan, los modelos propuestos IPCC, en sus metodologías Nivel 1 y 2. El método del Nivel 1 es el más simple y se basa en utilizar los valores predeterminados globales. Para las emisiones de N_2O , la cantidad total de N aplicado a partir de fuentes tales como fertilizantes y excrementos de animales se multiplican por los factores de emisión por defecto apropiados (EF), y provenientes de un número particular de estudios, generalmente en suelos no tropicales. El método 2 utiliza factores de emisión de un país o región, que han sido construidos con algunos datos regionales. Estos enfoques tienen la ventaja de la simplicidad; sin embargo, los valores globales o regionales predeterminados pueden no ser específicamente apropiados para todas las regiones.

Otros modelos empíricos se han desarrollado y aplicado a escala nacional y regional (Sozanska *et al.*, 2002; Lilly *et al.*, 2003; Flynn *et al.*, 2005; Roelandt *et al.*, 2007; Dechow y Freibauer, 2011) y tienen la ventaja de ser relativamente de fácil uso y desarrollados para utilizar unos pocos datos disponibles. Sin embargo, estos son solo aplicables sobre diferentes rangos de suelo, clima y otras propiedades consideradas (Giltrap *et al.*, 2013).

En los segundos se incluye el método Nivel 3 del IPCC, en el que se tratan de simular con mayor detalle los procesos biológicos, físicos y químicos subyacentes (Giltrap *et al.*, 2013), que interactúan entre los aportes de fertilizantes, el manejo de los suelos y las emisiones de GEI. Estos modelos pueden ser más sensibles a los efectos de las propiedades del suelo, el clima y los factores de manejo sobre las emisiones de N_2O , pero la disponibilidad de datos suficientemente detallados de la actividad específica pueden limitar su capacidad de aplicación a escala regional y nacional (Giltrap *et al.*, 2013). Quienes además afirman que una serie de modelos basados en procesos se han utilizado para el modelado de las interacciones en las emisiones de GEI a escala regional, incluyendo el CERES (Gabrielle *et al.*, 2006.), el DNDC (Li *et al.*, 1992; Leip *et al.*, 2007; Levy *et al.*, 2007), el DAYCENT (Parton *et al.*, 1996; Del Grosso *et al.*, 2006) el DLEM (Tian *et al.*, 2010) y NASA-CASA (Potter *et al.*, 1998).

La complejidad de las mediciones exhaustivas en sistemas agrícolas de flores en Colombia y el grado de incertidumbre asociado al uso de factores de emisión por defecto en estos suelos con uso intensivo de fertilizantes generó el interés de aplicar un modelo basado en procesos. Este estudio tuvo como objetivo principal, aplicar el modelo DNDC, utilizando los datos de seguimiento para tres localidades de producción de rosas de corte para exportación y comparar las emisiones de N_2O-N y la lixiviación de NO_3-N medidos en campo con los simulados, acorde los datos de aporte de fertilizantes, prácticas de manejo y el modelo de desarrollo de datos de campo.

4.3 Materiales y métodos

4.3.1 Sitio experimental y datos de campo

La investigación se desarrolló en sistemas agrícolas comerciales de rosas de corte ubicadas en la Sabana de Bogotá, Colombia. Las características de los suelos en las localidades: AR (N: $5^{\circ} 3'59''$; W: $73^{\circ} 52'43''$), suelos de textura arcillosa y clasificado como *Typic Dystraquert*. El suelo de FT (N: $4^{\circ} 50'32.4''$; W: $74^{\circ} 10'12.4''$) se caracteriza por tener textura franco arenosa y clasificado como *Andic Dystrudept*. Finalmente, los suelos de la localidad WF (N: $4^{\circ} 50'59.3''$; W: $73^{\circ} 53' 53''$) presentan textura franco-arenosa y se clasifican como *Typic Melanudand* (otras características de los suelos son presentados en la tabla 4-1). Las condiciones ambientales en los invernaderos fueron las siguientes: AR temperatura promedio de $15,1^{\circ}C$ con una máxima de $32,5^{\circ}C$ y una mínima de $12^{\circ}C$; para FT la temperatura promedio fue de $13,5^{\circ}C$ y una máxima de $22,5^{\circ}C$ y la mínima de $12^{\circ}C$ y en WF la temperatura promedio fue de $14,8^{\circ}C$, con máxima de $32,9^{\circ}C$ y mínima de $12,4^{\circ}C$.

En la tabla 4-2 se muestran las variables temperatura ambiente promedio diaria y los valores de lámina de riego ingresadas al programa de cada una de las localidades. Se muestran solamente registros de estas variables de 10 días; sin embargo, el modelo requiere que sean suministrados los datos de un año completo para realizar la simulación de los procesos biogeoquímicos de interés, los cuales fueron completados con los datos climáticos de las estaciones de las localidades.

Tabla 4-1. Características físicas y químicas de los horizontes de suelos en las localidades AR, FT y WF

Horizonte	AR							pH	C.E
	Arena	Limo	Arcilla	D.R	D.A	PT			
	%	%	%	g*cm3	g*cm3	% vol			
Ap (0-32 cm)	10,32	44,8	44,88	2,35	1,11	53	4,6	0,11	
Bw (32-70 cm)	11,09	43,83	45,08	2,39	1,09	54,5	4,1	0,21	
Bg1 (70-113 cm)	7,5	46,8	45,70	2,4	1,19	50,3	4	0,3	
Bg2 (113-150x)	7,85	42,38	49,77	2,39	1,21	49,0	4,6	0,26	
FT									
AP (0-35 cm)	9,16	60,1	30,74	1,71	0,98	42,9	4,8	0,10	
A1 (35-62 cm)	19,51	60,76	19,73	1,68	0,91	45,6	4,8	0,36	
Bw1 (62-105 cm)	43,26	53,97	2,77	1,77	1,01	43	4,6	0,31	
Bw2 (105-140x cm)	40,75	53,83	5,42	1,90	1,13	40,4	4,6	0,63	
WF									
Ap (0-27 cm)	25,04	33,6	41,36	2,12	0,99	53,3	4,9	0,14	
AB (27-57 cm)	22,01	27,8	50,19	2,2	0,97	55,8	4,9	0,06	
BA (57-70 cm)	31,97	24,37	43,66	2,38	1,32	44,5	5,4	0,05	
Bw (70-96 cm)	40,85	24,84	34,31	2,31	1,49	35,4	5,6	0,07	
C (96-107 cm)	50,84	21,64	27,52	2,39	1,9	20,3	5,4	0,04	

D.A: Densidad Aparente; D.R: Densidad Real; PT: Porosidad total y CE: Conductividad Eléctrica

Tabla 4-2. Temperatura ambiente promedio y lámina de riego de localidades WF, AR y FT, ingresadas al programa para modelado

Día	WF				AR				FT			
	T max (°C)	T min (°C)	TA promedio (°C)	Lámina de riego (cm)*	T max (°C)	T min (°C)	TA promedio (°C)	Lámina de riego (cm)*	T max (°C)	T min (°C)	TA promedio (°C)	Lámina de riego (cm)*
1	7,35	25,13	15,09	0	7,60	21,05	14,49	0,61	12,35	21,43	14,38	0,59
2	9,13	24,26	13,76	0,38	8,39	26,00	15,24	0,61	9,68	19,26	14,81	0,43
3	10,71	22,94	13,23	0,38	7,36	23,65	14,49	0,61	7,25	22,14	14,5	0
4	11,07	23,72	12,98	0,38	5,33	23,91	14,44	0,61	6,28	23,10	14,41	0,59
5	11,70	22,05	13,48	0	10,78	26,91	14,78	0,61	8,80	21,34	14,86	0,59
6	12,10	24,48	13,26	0,38	10,05	20,78	14,43	0,61	8,35	22,15	14,36	0,59
7	9,66	25,95	13,1	0,38	10,13	19,74	14,63	0	8,79	20,16	14,29	0,59
8	11,63	23,43	12,96	0,38	10,66	23,45	14,44	0,61	11,34	17,51	13,74	0,59
9	12,00	22,87	13,6	0	9,34	22,55	15,58	0,53	9,39	21,60	13,58	0,47
10	11,20	23,30	13,04	0,38	9,68	21,98	14,29	0,61	10,89	20,35	13,12	0,59

T máx.: Temperatura máxima diaria

T mín: Temperatura mínima diaria

TA: Temperatura ambiente

*Los datos de cantidad de lámina de agua aplicada diariamente en las localidades, fueron introducidos en el modelo ya que la precipitación es interceptada por el invernadero.

Las prácticas de campo realizadas en las localidades estudiadas durante las 26 semanas, fueron monitoreadas como actividades extra a la actividad diaria y permanente de fertirriego y riego. Estas actividades se realizaron generalmente en las mañanas y en la tarde y correspondieron en las localidades a las siguientes: en WF se realizó aplicación

de riego adicional en la semana dos; aplicación de fertilizante sólido al suelo en las semanas 4 y 8; laboreo del suelo en las semanas uno, dos, 5, 6 y 7 y aplicaciones de abonos orgánicos en las semanas dos, 8 y 11. En la localidad AR, las actividades adicionales fueron, laboreo del suelo en la semana uno, dos y 53; actividades de desyerbe en las semanas 11, 17 y 24 y aplicación de fertilizante sólido en la semana 23. Para la localidad FT, las actividades extras al fertirriego diario fueron determinadas de la siguiente manera: desyerbe en surcos de producción en la semanas tres, 8, 13, 20, 32; desyerbe de las calles entre los surcos de producción en las semanas 12 y 22; laboreo de los suelos en la semana 12; aplicación de fertilizante sólido al suelo en la semana 34 y riego adicional en las semanas 14, 17, 19, 21 y 25.

Durante el tiempo de estudio, simultáneamente con las mediciones de GEI, se registró la humedad y temperatura del suelo en el exterior e interior de cada cámara y en el suelo entre 0 y 0,5 m de profundidad. Para el desarrollo de esta actividad se contó con sensores de temperatura i-button DS1921H, los cuales se instalaron dentro de la cámara al momento de la toma de muestras de gases y en el suelo se instalaron de manera permanente con toma de datos cada 10 minutos. Luego se tomaron los promedios diarios, máximas y mínimas.

La temperatura ambiente dentro del invernadero se registró usando un sensor Escort Data Logger diariamente, con intervalos de medición de 10 minutos, luego fueron tomados los promedios diarios, máximas y mínimas. También se tuvo acceso a los registros de humedad, temperatura y radiación solar a través de las estaciones de las localidades o de la red de estaciones de apoyo a la floricultura. Muestras de suelos entre los 0 y 0,10 m de profundidad fueron tomadas en el sitio de ubicación de las cámaras, para analizar la humedad gravimétrica (WFPS).

4.3.2 Parámetros del cultivo en los agroecosistemas de rosa de corte

Las muestras de los cultivos en las tres localidades (hojas, tallos, raíces y botones florales) se recopilaban a intervalos de dos semanas durante el período de estudio. Adicionalmente, se contaron y midieron los tallos entre yema y yema para cuantificar el crecimiento. Los materiales utilizados para la investigación fueron variedades de rosa

roja (*Rosa sp*) cv. Freedom en AR y WF y Check Mate en FT. El sistema de siembra fue en camas levantadas en FT y WF a doble hilera y en AR a hilera sencilla. La densidad promedio de siembra fue 9.1 plantas m² de área cubierta. Las muestras para las mediciones de masa seca también fueron utilizados para determinar el índice de área foliar (IAF) antes del secado. Ante la imposibilidad de realizar biometrías destructivas, se utilizó la aparición de las hojas para describir y explicar el desarrollo fenológico del cultivo, aquí el crecimiento y desarrollo de la planta está definido como la serie de cambios cualitativos y cuantitativos que suceden. Por lo anterior, para el seguimiento y toma de datos en cada una de las localidades se seleccionaron y marcaron 32 yemas visibles y que de acuerdo con el criterio de las localidades fueron dejadas para formar tallos productivos (Figura 4-1). A estas yemas se les hizo seguimiento semanal registrando la aparición de hojas. Luego se cortó el botón floral, este fue secado a 80°C por 72 horas, para su determinación de masa seca. Para la determinación de N total, tallos adicionales y hojas fueron cosechados y molidos para determinación de N total por el método de Kjeldhal. De esta manera se estimó la acumulación de biomasa en hojas, tallos y flores.

El modelo de crecimiento del cultivo se analizó a la par de los componentes biogeoquímicos del suelo y los parámetros climáticos en términos de absorción de agua y nitrógeno, estrés de agua y nitrógeno sobre el crecimiento del cultivo. La demanda del cultivo fue simulada con base a la suposición que en ningún momento la planta tuvo una concentración crítica de N por debajo del cual el crecimiento de plantas se reduciría. Por lo tanto, los datos de entrada incluyeron los direccionadores climáticos, características del suelo, parámetros del cultivo y prácticas agrícolas. Las salidas incluyeron flujos y reservas de C y N en el suelo y biomasa del cultivo (hoja, tallo, flores y raíces). La unidad de tiempo principal de la simulación es de un día.

La dinámica del agua del suelo se calculó en el sub-modelo climático del suelo del DNDC, el cual toma el promedio la temperatura del suelo por hora y día, así como la humedad de los perfiles (Li *et al*, 1992; Zhang *et al.*, 2002). Para la salida del agua contenida en el suelo se determina que el agua está llenando el espacio poroso (WFPS) capa por capa, de acuerdo a lo propuesto por Li *et al.*, (2006).

Figura 4-1. Proceso de marcación y medición de parámetros de crecimiento y desarrollo de plantas en las localidades AR, FT y WF



4.3.3 Modelo general DNDC (Denitrificación Descomposición)

Los flujos de energía y materiales presentan una variabilidad en los agroecosistemas y esto se ve reflejado en la asimilación, almacenamiento y emisiones de nutrientes. En emisiones de GEI, por ejemplo, las variaciones temporales y espaciales hacen poco práctico cuantificar la volatilización de los nutrientes sólo mediante medidas de campo. En este contexto, los modelos de simulación computacionales son herramientas efectivas y complementarias que se extienden más allá de los cálculos cuantitativos limitados a las observaciones en tiempo y espacio en el campo (Wang y Chen, 2012). Los modelos de simulación van desde relaciones empíricas simples basadas en análisis estadísticos a modelos mecanísticos complejos que tienen en cuenta todos los factores que afectan el ciclaje y principalmente las emisiones de nutrientes desde el suelo (Li *et al.*, 1992; Roelandt *et al.*, 2005; Jinguo *et al.*, 2006). Estos factores incluyen humedad del suelo, temperatura, carbono y nitrógeno como sustrato para la nitrificación y denitrificación microbiana, entre otros. Aspectos que son críticos para determinar las emisiones gaseosas y líquidas y que son parte de los análisis de flujos de energía en los agroecosistemas.

El modelo DNDC es un modelo basado en procesos ampliamente utilizado, desarrollado para evaluar las emisiones de N_2O , NO , N_2 , CH_4 y CO_2 procedentes de suelos agrícolas (Li *et al.*, 1992, 1994; Li, 2000). La base del DNDC se construyó a partir de la integración de un grupo de reacciones bioquímicas y geoquímicas que ocurren comúnmente en los

agroecosistemas y que regulan los procesos de transformación y transporte del N y C en el sistema suelo-planta (Li *et al.*, 2014). El modelo DNDC consta de seis sub-modelos inter-actuales los cuales describen la generación, descomposición y transformación de materia orgánica y la dinámica de carbono orgánico del suelo y los flujos de gases efecto invernadero. Los seis sub-modelos incluidos son: 1. Sub-modelos de clima del suelo, el cual usa propiedades físicas del suelo, temperatura del aire y datos de precipitación para simular la temperatura, humedad y potencial redox del suelo (Eh) y los perfiles de flujos de agua, a través del tiempo, los resultados de este cálculo alimentan otros sub-modelos; 2. Sub-modelo de nitrificación rastrea el crecimiento de bacterias nitrificantes y la conversión de NH_4^+ a NO_3^- ; 3. Sub-modelo de denitrificación, el cual simula las tasas de denitrificación por hora y la producción de N_2O , NO y N_2 durante los periodos que el Eh disminuye debido a la lluvia, el riego, inundaciones y congelamiento de los suelos; 4. Un sub-modelo de descomposición que simula la descomposición y la producción de CO_2 por los microorganismos del suelo y la volatilización de NH_3 y los stocks de SOC; 5. El sub-modelo que simula el crecimiento diario de las plantas, respiración de la raíz y absorción de agua y N y 6. El sub-modelo de fermentación que simula la producción, oxidación y transporte diario de metano (CH_4). Para la aplicación en agroecosistemas de rosa de corte se introdujeron datos de campo en los sub-modelos clima del suelo y el sub-modelo crecimiento de la planta.

4.3.4 Fuente de datos para la aplicación del modelo

- **Flujos de gases**

Las muestras de gases fueron colectadas por medio de cámaras estáticas cerradas, las cuales consisten en un anillo de PVC de 0,2 m de diámetro y 0,8 m de altura y una tapa que sella la cámara con las siguientes características 0,2 m de diámetro y 0,1 m de altura y dos pequeños tapones en la parte superior para el muestreo de gases y temperatura. Para el sellado hermético se utilizó una banda de poliestireno. Dos semanas antes de iniciar el muestreo de gases se ubicaron cuatro anillos de PVC en un arreglo espacial uniforme en cada una de las parcelas de monitoreo correspondientes a los periodos de crecimiento monitoreados (vegetativo y producción). La parte inferior de los anillos (que presentaba un borde afilado) se enterró 0,5 m en el suelo. Los anillos permanecieron en las parcelas durante las 26 semanas del estudio.

Para colectar las muestras de gases, se colocó la tapa de la cámara de PVC sobre el anillo previamente instalado en la parcela. Por cada cámara, se tomaron muestras de 20 mL de aire en los tiempos 0, 10, 20 y 30 minutos a partir de la instalación de la cámara 1, luego se eliminaron 5 mL y los restantes 15 mL se transfirieron a viales de vidrio sellados con tapón y agrafe de aluminio de 20 mL, a los que previamente se les había hecho vacío por medio de liofilizador. El incremento de concentraciones de CO₂, CH₄ y N₂O fueron previamente verificadas para tener un comportamiento lineal en las cámaras durante un periodo de 10 min después de cerradas las cámaras. Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Servicios Ambientales del Centro Internacional de Agricultura Tropical, mediante un cromatógrafo Shimadzu GC-1420, equipado con detector de captura de electrones (ECD) para el análisis de N₂O y con detector de ionización de llama (FID) y metanizador para el análisis de CH₄ y CO₂. Los gases fueron separados en columnas de Poropak Q.

Para la determinación de los flujos se utilizó la diferencia en concentración entre tiempo dos y el tiempo 1 dentro de un rango de 0 a 30 minutos, con diferencia de 10 minutos entre medición y medición. Para tal fin, se revisó la relación de linealidad en las concentraciones de N₂O, CH₄ y CO₂ de las cuatro muestras de cada cámara, requiriéndose al menos tres puntos en línea para validar el flujo. Los valores negativos representaron flujos netos desde la atmósfera al suelo o influjos y los valores positivos indicaron una emisión neta del suelo hacia la atmósfera. Las concentraciones de N₂O, CH₄ y CO₂ registradas en el cromatógrafo, las temperaturas en grados centígrados tomadas dentro de las cámaras, las dimensiones de la cámara de muestreo y la ecuación de los gases (ecuación 4-1), se procesaron para obtener los flujos netos de los tres GEI.

$$Flujo_{CH_4, CO_2, N_2O} = \frac{\Delta C_{concentración}}{\Delta t_{tiempo}} * V_{cámara} / A_{área} = \frac{(C_2 - C_1)}{(t_2 - t_1)} * H \quad \text{Ecuación 4-1}$$

Donde Flujo (N₂O, CH₄ y CO₂) = µg de N-N₂O m⁻²h⁻¹; ΔC = variación de la concentración; Δt=variación de tiempo; V=volumen de la cámara; A=área de la cámara; (C₂ – C₁) = diferencia entre la concentración final y la inicial; (t₂ – t₁)= diferencia entre el tiempo final e inicial y H = altura de la cámara.

- **Lixiviación de NO_3^-**

Se instalaron lisímetros de succión HI 83900 (Hanna Instruments), en los periodos de crecimiento vegetativo y producción en un arreglo uniforme como se muestra en el anexo B. Se cuantificaron el nitrato a dos profundidades (0,3 m y 0,5 m), teniendo en cuenta la profundidad de enraizamiento de las plantas de rosa. Las muestras fueron colectadas semanalmente en un horario comprendido entre las 10:00 y 11:00 AM en las tres localidades de manera simultánea. La entrada y salida de NO_3^- se determinó en el flujo de agua y la concentración de los elementos en la solución del suelo mediante su recolección con lisímetros de succión. La solución fue llevada al laboratorio para determinar la concentración de nitrato NO_3^- mediante el método de nitrato extractable (KCl 1M) por espectrometría. Las pérdidas de N por lixiviación fueron calculadas con base al volumen de agua percolada y el balance entre esta cantidad de agua y la concentración de N en las cápsulas de succión.

Como el interés principal fue estimar los flujos de GEI suelo atmósfera, el agua y las pérdidas de N en las localidades WF, AR y FT, la aplicación se centró principalmente en el crecimiento de los cultivos, los parámetros microbiológicos, físicos del suelo que afectan directamente el flujo de GEI, movimiento del agua, y luego los parámetros químicos del suelo que afectaron la disponibilidad de nutrientes en función de las mediciones.

Los flujos de gases efecto invernadero (CO_2 , CH_4 y N_2O), así como la lixiviación de NO_3^- -N y NH_4 -N fueron proyectados a un año con valores diarios a partir de las concentraciones hora*m² para GEI y mg*m² semana para los lixiviados.

- **Caracterización de los periodos de crecimiento: vegetativo y producción**

Periodo vegetativo y de producción: Tomando la caracterización de Rodríguez y Flórez (2006), el periodo fue tomado en parcelas, en donde las plantas estaban en proceso de inducción del brote y desarrollo del tallo floral (con un color rojizo característico). El periodo producción estuvo sujeto a la caracterización dada por los autores como periodo reproductivo. En este aparece el primordio floral, lo cual coincidió con la variación del color del tallo y hojas de rojo a verde, seguido de los procesos denominados en

floricultura, “arroz” (diámetro de 0,4 cm para el botón floral), “arveja” (0,5-0,7 cm para el botón floral), “garbanzo” (0,8-1,2 cm para el botón floral), “rayar color” (en donde el botón floral muestra el color) y “corte” (momento en el cual se hace la cosecha dependiendo de las características del manejo en la localidad).

4.3.5 Análisis estadístico

Los datos de los flujos de GEI y los datos de lixiviados de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$ fueron analizados para evaluar su distribución normal. Un análisis de regresión y análisis de varianza de una y dos vías (ANOVA) fueron aplicados para los GEI, lixiviados y producción de biomasa.

4.4 Resultados

4.4.1 Temperatura y humedad de los suelos

Como se observa en la figura 4-2 la temperatura del suelo en las localidades oscila entre los 10,5 y 21,6°C, sin diferencias significativas entre localidades ($p > 0,05$). No obstante, en WF la temperatura del suelo mantiene un comportamiento más estable durante toda la fase del estudio con un promedio de 14,81°C. Para AR la temperatura media fue 15,57 °C y para FT fue 14,90 °C.

En cuanto a la humedad del suelo (%), las localidades presentaron un comportamiento muy regular, con mayor variabilidad en las últimas semanas del periodo de estudio. WF y AR muestran diferencias significativas con FT ($p < 0,05$). En WF el rango de humedad en los primeros 0,15 m estuvo entre el 30 y 53,09% y en AR entre 21,26 y 44,39%, en FT la humedad en el suelo fue mayor, en un rango entre 67,68% y 87,6%.

Las temperaturas diarias presentan una variabilidad mayor en AR y en FT. Cuando los datos fueron simulados en el DNDC se observaron diferencias en las tres localidades. El modelado presenta una tendencia regular y con valores superiores a las mediciones en campo (Figura 4-3). Para WF (a) la temperatura simulada se muestra superior y con diferencias significativas con las mediciones de campo. En AR algunos datos de campo estuvieron arriba de los arrojados por el modelo. Para AR (b) y FT (c) los valores

simulados y los medidos en campo fueron más cercanos, con una diferencia de aproximadamente 1°C superior en la que exhibe el modelo (Figura 4-4).

Figura 4-2. Temperatura promedio semanal en periodos vegetativo y producción en localidades WF (a), AR (b) y FT (c)

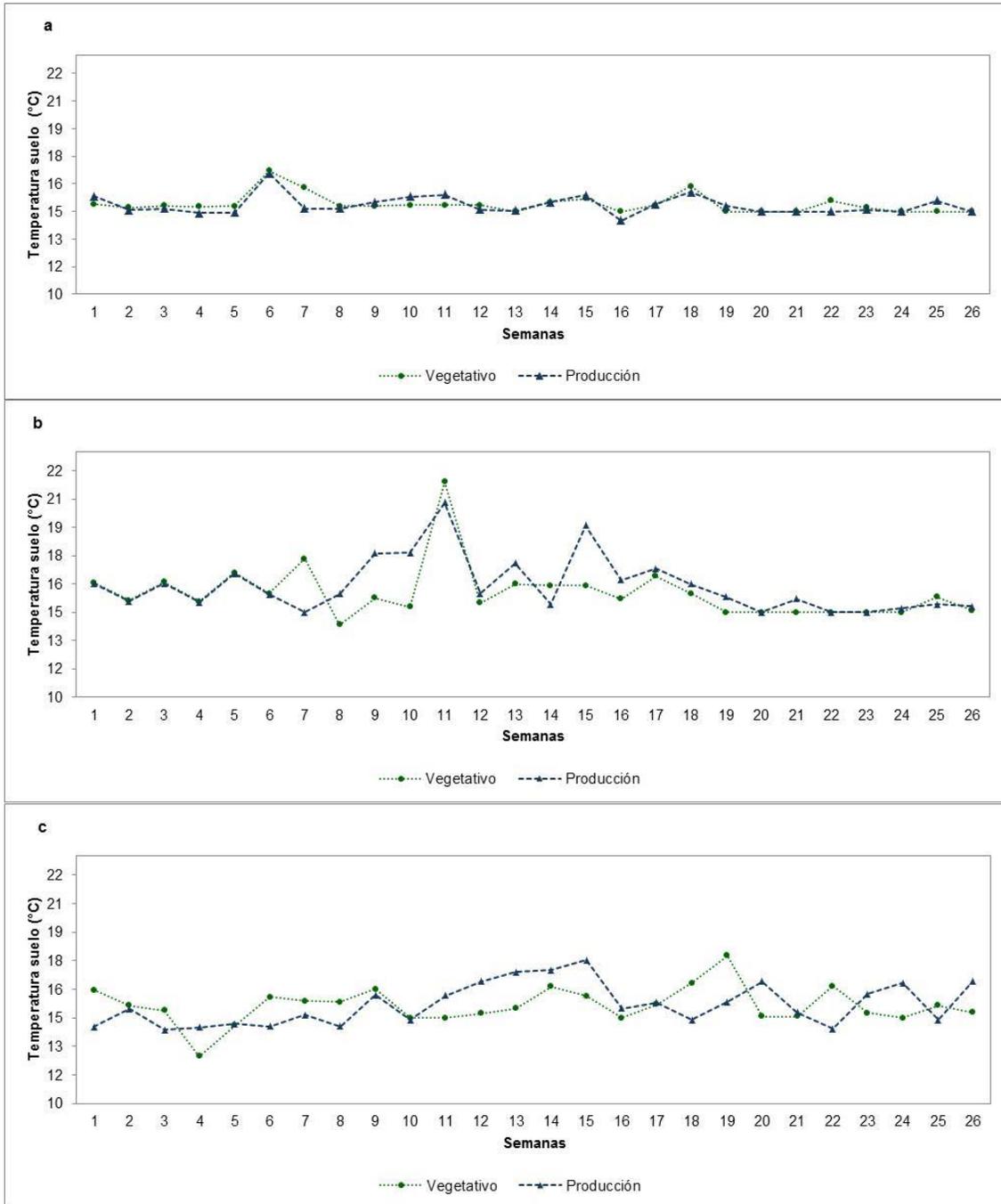


Figura 4-3. Humedad del suelo promedio semanal en periodos vegetativo y producción en localidades WF (a), AR (b) y FT (c)

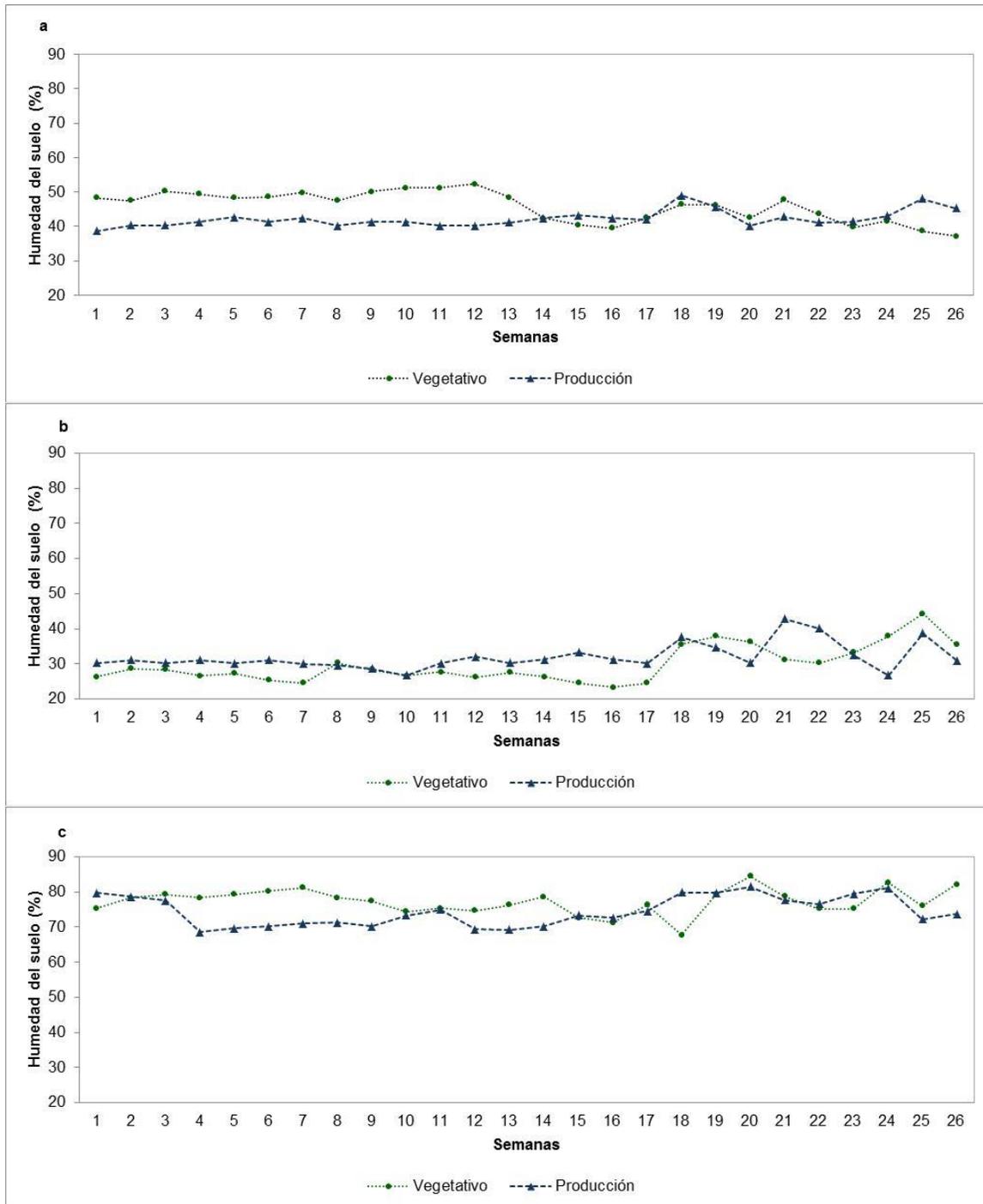
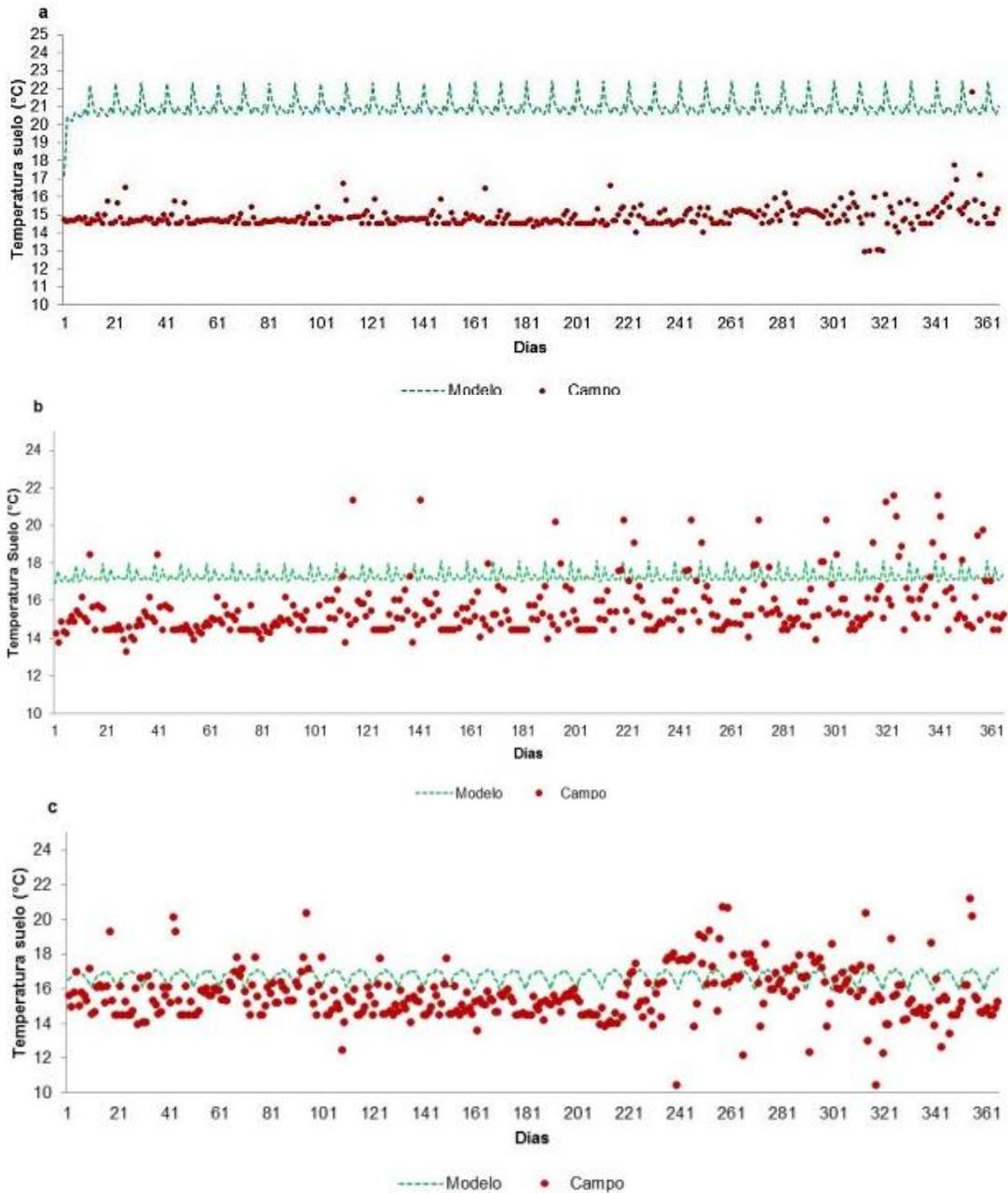


Figura 4-4. Temperatura promedio diaria simulada y tomada en campo en localidades WF (a), AR (b) y FT (c)



4.4.2 Prácticas de manejo

Para las prácticas de manejo del sub-modelo de cultivo y en particular la fertilización, los datos requeridos utilizados en la simulación fueron los presentados en la tabla 4-4. Se muestran solamente 10 de los 365 días ingresados de las variables requeridas.

Tabla 4-3. Aporte de N (kg/ha) con base en las fuentes de fertilización en las localidades WF, AR y FT

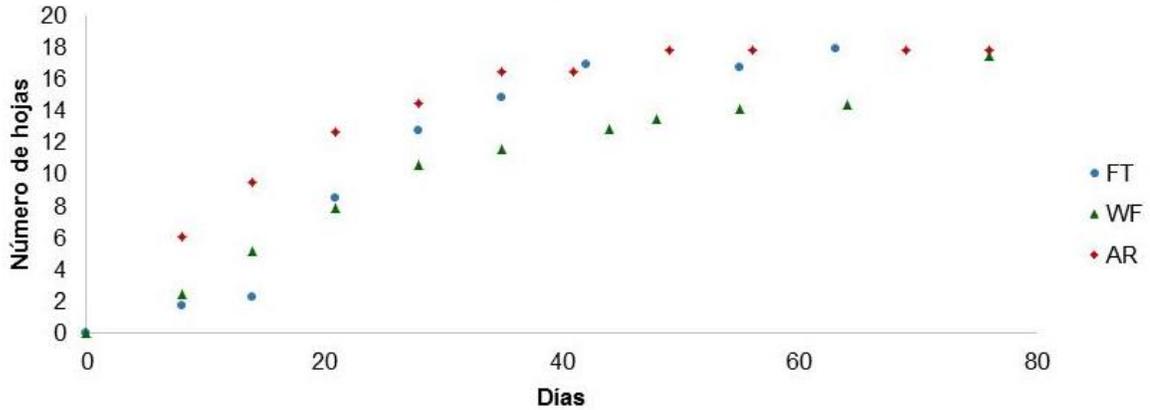
Localidad	Día	RA	NO ₃ ⁻	Ca(NO ₃) ₂	(NH ₄) ₂ HPO ₄
		cm	Kg N/ha		
WF	1	0	0	0	0
	2	0,38	7,24	1,81	0
	3	0,38	7,24	1,81	0
	4	0,38	7,24	1,81	0
	5	0	0	0	0
	6	0,38	7,24	1,81	0
	7	0,38	7,24	1,81	0
	8	0,38	7,24	1,81	0
	9	0	0	0	0
	10	0,38	7,24	1,81	0
AR	1	0,61	4,17	2,75	1,42
	2	0,61	4,17	2,75	1,42
	3	0,61	4,17	2,75	1,42
	4	0,61	4,17	2,75	1,42
	5	0,61	4,17	2,75	1,42
	6	0,61	4,17	2,75	1,42
	7	0	0	0	0
	8	0,61	4,17	2,75	1,42
	9	0,53	3,65	2,41	1,24
	10	0,61	4,17	2,75	1,42
FT	1	0,59	1,78	0,92	0,51
	2	0,43	0	0	0
	3	0	0,29	0,15	0,08
	4	0,59	1,78	0,92	0,51
	5	0,59	1,61	0,84	0
	6	0,59	1,66	0,86	0,48
	7	0,59	1,78	0,92	0,51
	8	0,59	1,78	0,92	0,51
	9	0,47	0	0	0
	10	0,59	1,78	0,92	0,51

4.4.3 Modelo de desarrollo fenológico y asimilación de N

El modelo de desarrollo fenológico para las tres localidades indica que la aparición de hojas en el tallo floral es similar y que la aparición de hojas finaliza cuando aparece el botón floral, el promedio máximo de hojas fue de 17 para WF, AR y FT. La aparición de hojas presentó un incremento continuo y la formación del botón floral fue a los 76 días en las localidades WF

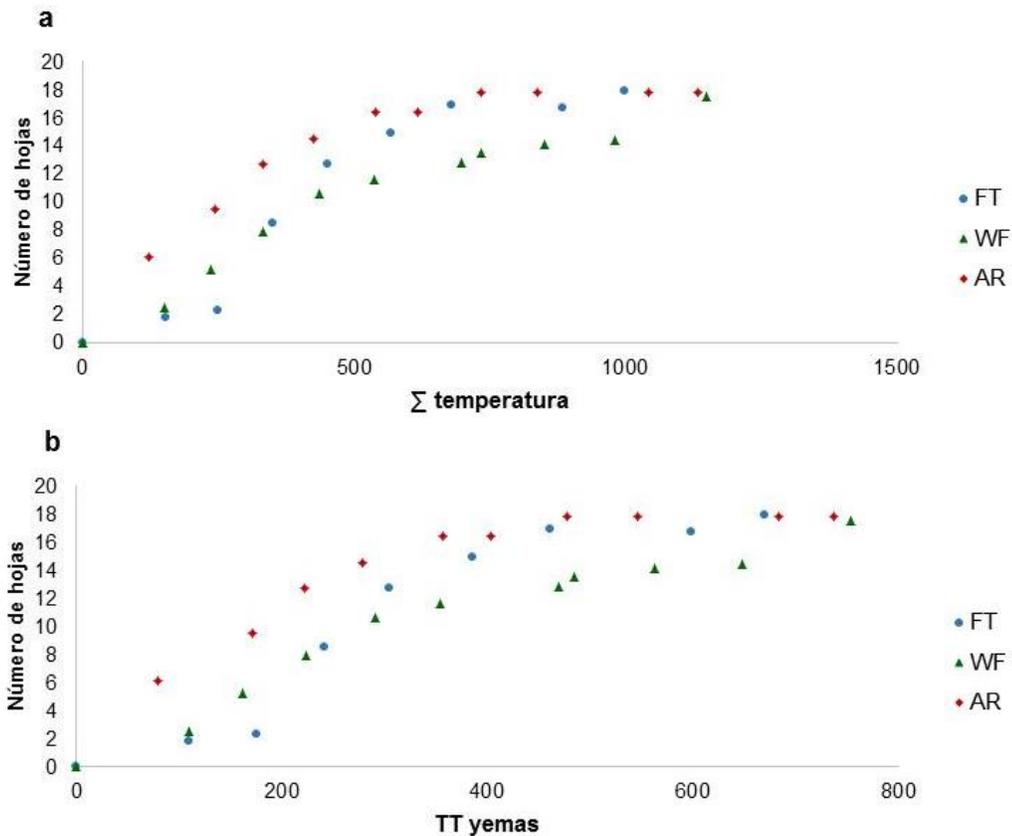
y AR y a los 63 días en FT, con un duración promedio en campo de 11 y 9 semanas respectivamente (Figura 4.5).

Figura 4-5. Curvas de crecimiento para la variable aparición de hojas en el tallo floral en plantas de rosas en cada finca de estudio



De acuerdo con la figura 4-6, la aparición de hojas en las tres localidades presentó una relación directa con la temperatura acumulada, para el cálculo de los grados día para la aparición de hojas hasta la formación del botón floral se utilizó la temperatura base de 5,2 °C y se obtuvo 755 °C en WF, 740°C acumulados en AR y 668 °C en FT.

Figura 4-6. Curva de crecimiento para la variable aparición de hojas, con relación a la temperatura acumulada (a); en relación con el tiempo térmico (b).



En la tabla 4-4 se presenta la descripción de la distribución de peso fresco y peso seco para los diferentes órganos de la planta de rosa (variedad Freedom para AR y var. Check Mate para FT), con diferencias significativas en las localidades ($p < 0,05$). En peso fresco el mayor valor se obtuvo en la localidad AR con 71,6 g y el menor peso fresco se obtuvo en la localidad WF con 59,2 g por tallo y un valor intermedio en FT con 61,2 g con diferencias significativas entre las tres localidades. La masa seca, al igual que en el peso fresco la mayor cantidad se encontró en AR y el menor valor en FT, con mayor acumulación en tallo, seguido de las hojas y finalmente en botón floral (Figura 4-7). La acumulación de masa seca en cada uno de los órganos

Tabla 4-4. Caracterización de la distribución de masa fresca y masa seca en el tallo floral en plantas de rosa (vars. Freedom y Check Mate)

Localidad	Peso fresco (g)				Peso seco (g)			
	Tallo	Hoja	Flor	Total	Tallo	Hoja	Flor	Total
WF	24,4	15,9	18,9	59,2***	9,20	6,38	5,05	20,63*
AR	28,4	19,7	23,5	71,6***	9,37	6,97	6,12	22,46*
FT	18,1	21,0	22,2	61,2***	5,76	6,85	3,73	16,34***

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$

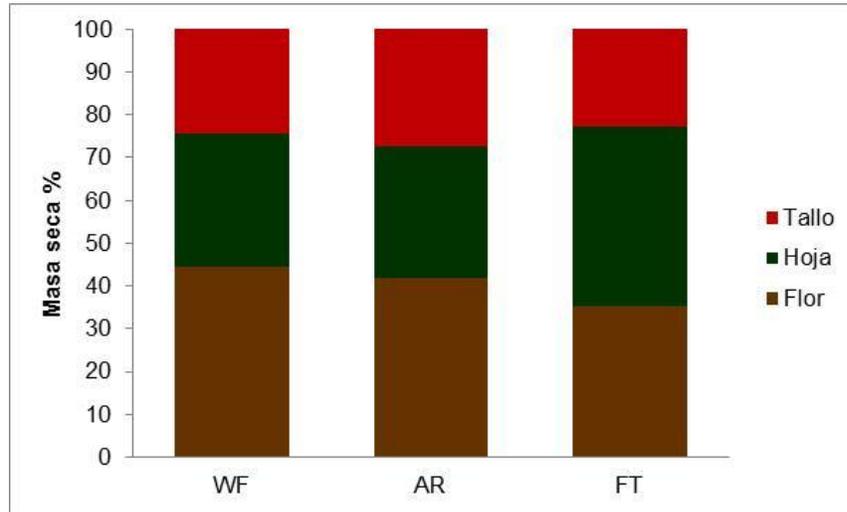
En cuanto a la asimilación de nitrógeno, en la tabla 4-5 se muestra el contenido de N encontrado en el tejido foliar en las tres localidades. Para estimar la asimilación del N se tuvo en cuenta la producción promedio de tallos, así, WF $74 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, en AR $117 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y en FT $65 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y la masa seca promedio de los tallos de $20,3 \text{ g tallo}^{-1}$, $22,5 \text{ g tallo}^{-1}$ y $15,9 \text{ g tallo}^{-1}$ para WF, AR y FT, respectivamente. La asimilación para la acumulación de nitrógeno que se hace especialmente en tallos y hojas, es más alta en AR y está relacionada con la conversión a masa seca, con diferencias significativas entre localidades.

Tabla 4-5. Estimación del contenido total de N asimilado en función de la masa seca en las localidades WF, AR y FT.

Localidad	% N-total en tejido	Producción de masa seca ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	Nitrógeno asimilado ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)
WF	2,33	16592,41	386,60 **
AR	2,47	23787,65	587,55 **
FT	2,17	10273,08	222,93 ***

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$

Figura 4-7. Distribución de masa seca por órganos en tallo floral de plantas de rosa (vars. Freedom y Check Mate) en las localidades



4.4.4 Simulaciones y mediciones en campo de N-N₂O

Las mayores emisiones de N₂O-N se observan en WF, seguido de las emisiones en FT, localidades con mayor humedad ambiente, factor que en el modelo de análisis presenta una correlación positiva con los flujos de N₂O ($p < 0,05$). En efecto, el periodo siembra con mayores emisiones de óxido nitroso, muestra también la humedad del ambiente más alta y con diferencias significativas con los demás periodos de crecimiento ($p < 0,0001$). Aunque la humedad del suelo no presentó una correlación significativa con las emisiones de este GEI en el modelo de análisis, las localidades con mayores emisiones presentan las mayores humedades del suelo.

En la figura 4-8 se muestran los flujos de N₂O-N medidos en el campo con una tendencia de variabilidad espacio temporal similar a la reportada en la simulación con el DNDC. Sin embargo, el modelo subestima los picos de mayor emisión, relacionados con los aportes de abonos orgánicos y fertilizantes sólidos en WF y FT (flechas negras en la figura 4-8). Por otro lado, también subestima, los picos de mayor captura, relacionados con los momentos de prácticas específicas en el cultivo y primordialmente en FT donde hubo aportes de inhibidores de nitrificación (flechas verdes en FT). Los acumulados anuales reportados en la simulación son similares para WF. No obstante, para las localidades AR y FT, los valores simulados se encuentran sobre estimados y con diferencias significativas entre las mediciones de campo y los valores simulados. En cuanto a los parámetros

climáticos del suelo, se presentan diferencias en el contenido de humedad medida y reportada para la localidad WF, las otras localidades presentan similitud entre lo medido y lo simulado en el DNDC. (Tabla 4-6)

Tabla 4-6. Comparación de flujos acumulados N_2O-N , NO_3^- , y promedio de TS y HS medidos en campo y simulados en el DNDC para las localidades WF, AR y FT

	Medido	Modelado	Unidad
WF			
N_2O-N	141,4	151,3	kg N ha ⁻¹ año ⁻¹
NO_3^-	182,67	191,68	kg N ha ⁻¹ año ⁻¹
Temperatura del suelo	14,81	20,98	°C
Humedad del suelo	45***	78***	%
AR			
N_2O-N	20,2***	49,7***	kg N ha ⁻¹ año ⁻¹
NO_3^-	47,13	61,30	kg N ha ⁻¹ año ⁻¹
Temperatura del suelo	15,5	16,5	°C
Humedad del suelo	27,4	28,2	%
FT			
N_2O-N	28,9***	68,9***	kg N ha ⁻¹ año ⁻¹
NO_3^-	246,26	255,85	kg N ha ⁻¹ año ⁻¹
Temperatura del suelo	14,9	15,7	°C
Humedad del suelo	72,8	74	%

* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

En la figura 4-9 se muestra la lixiviación de NO_3-N entre 0,30 y 0,50 m de profundidad, las mediciones en campo y los resultados arrojados por el modelo tienen una tendencia similar, un poco más uniforme y con periodos concentrados en el modelo, ya que hay mayor variabilidad en las mediciones en campo. El comportamiento de días con lixiviación y días con ausencia de ella se encontró en el campo y en la simulación con el DNDC. Con respecto a lixiviación de NO_3 , el modelo muestra en su simulación que de acuerdo con las condiciones de suelo y demás datos suministrados la localidad FT presenta los valores más altos de NO_3-N perdido por lixiviación; de manera similar, las muestras de lixivados colectadas en campo y analizadas en laboratorio muestran que esta localidad pierde la mayor cantidad de NO_3-N por lixiviación. Para las localidades WF y AR los datos acumulados en la lixiviación anual también son concordantes y sin diferencias significativas entre lo medido y lo simulado (Tabla 4-6).

Figura 4-8. Flujos de N₂O-N diarios estimados en campo y simulados en el DNDC para las localidades WF (a), AR (b) y FT (c)

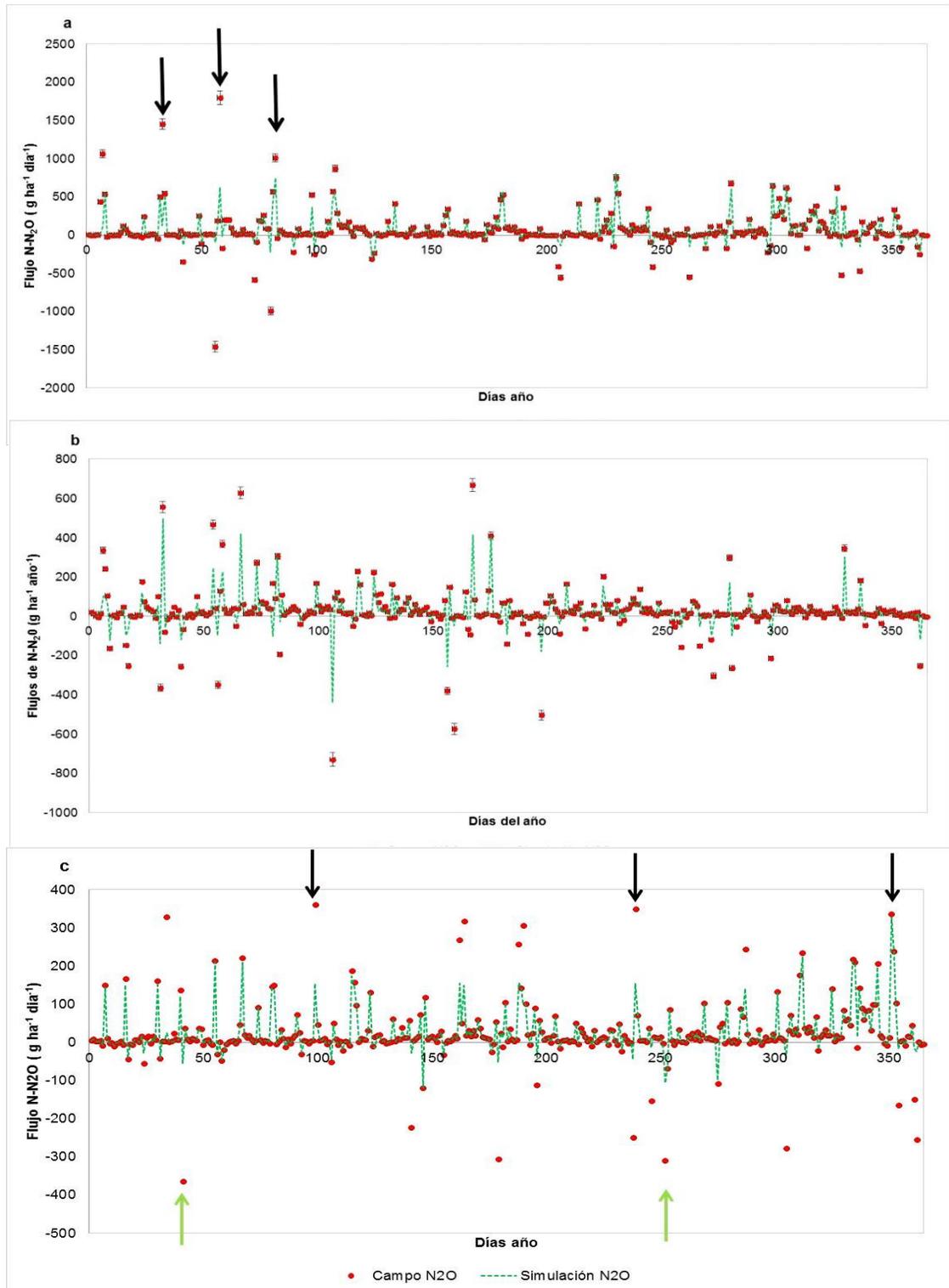
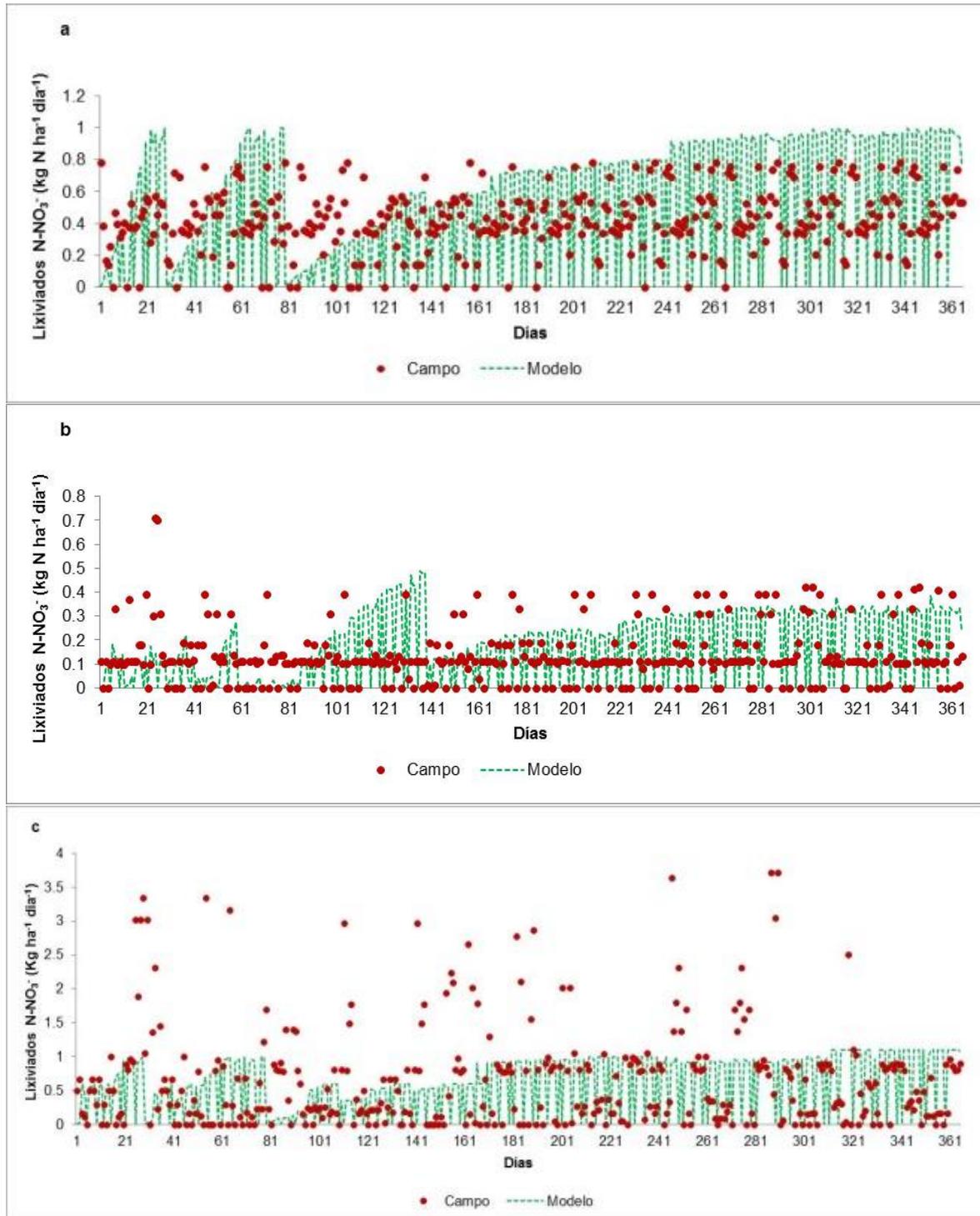


Figura 4-9. Concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ en lixiviados entre los 0,30 y 0,50 m de profundidad en WF (a), AR (b) y FT (c)



4.5 Discusión

Los resultados de la asimilación de N y el incremento de la masa seca determinados en el modelo de desarrollo fenológico en cada una de las localidades; en donde se encontró mayor asimilación y mayor masa seca en flores en AR y el más alto contenido de N total en tejido con la mayor masa seca acumulada en esta localidad, concuerda con lo dicho por Cabrera (2003) y Maathuis (2009) en cuanto a la relación entre la asimilación de este nutriente y el incremento significativo en el crecimiento y productividad de las plantas de rosa.

La aplicación de herramientas de modelación para evaluar los efectos de diferentes prácticas agrícolas en sistemas de producción intensiva, como la floricultura admiten simular tendencias de comportamiento de las emisiones de nutrientes bajo diferentes parámetros de manejo. Las características del DNDC, modelo basado en procesos como menciona Giltrap *et al.* (2014), permiten estimar las emisiones de N₂O-N disminuyendo el nivel de incertidumbre ligado al uso de factores por defecto establecidos mediante métodos de nivel 1 propuestos por el IPCC, el cual es un modelo empírico y general que se basa en utilizar los valores predeterminados globales. Para el caso de las emisiones de N₂O, la cantidad total de N aplicado a partir de fuentes tales como fertilizantes y excrementos de animales se multiplican por los factores de emisión por defecto (EF).

La variable temperatura del suelo muestra una tendencia regular en la simulación. Aspecto que puede estar condicionado con características de producción en invernadero, en donde generalmente se considera, que la mayoría de los factores ambientales, incluidas las condiciones meteorológicas, el riego, el contenido de humedad del suelo y nutrientes, incluso, pueden ser controlados (Hong *et al.*, 2014). Esta consideración no es aplicable a las condiciones de producción de rosas en Colombia, en donde los invernaderos no son de ambientes regulados. Aunque lo afirmado por los autores no contempla la temperatura del suelo, los factores meteorológicos y el riego juegan un papel importante en esta. Así mismo, la temperatura del suelo y su capacidad de transmitir calor, es decir, la conductividad térmica, dependen de su composición y contenido de materiales orgánicos y minerales, como de su contenido de agua y su aireación y es especialmente sensible a la organización de los sólidos que posea (estructura y porosidad). Un suelo mojado se calienta menos que uno seco cuando

absorbe cierta cantidad de calor y viceversa. La conductividad térmica de un suelo se reduce al secarse (Forsythe, 1996; Hillel, 1998). Esto concuerda con los resultados encontrados en las mediciones de campo, en donde la aplicación de riego diario bajo diferentes propiedades de suelos en las localidades y las características de ventilación natural del invernadero generalmente implica variabilidad en la temperatura del suelo.

Los resultados muestran que aunque los patrones de comportamiento de los flujos medidos y los patrones simulados y arrojados por el modelo son coincidentes y concuerdan con estudios que han utilizado el DNDC (Giltrap *et al.*, 2010; Giltrap *et al.*, 2013; Abdalla *et al.*, 2014; Deng *et al.*, 2015), presentan diferencias para los acumulados. Las valores anuales simulados y las mediciones de campo son diferentes para las localidades AR y FT, en el modelo son sobre-estimados. Para WF los flujos acumulados anuales son coincidentes y sin diferencias significativas (Tabla 4-7). Este aspecto concuerda con el estudio realizado por Abdalla *et al.* (2014), en donde se encuentran diferencias significativas entre las mediciones de campo y las simuladas en sistemas agrícolas con reducción de labranza y uso de cobertura para mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero. El total de emisiones anuales es más alto que el reportado en estudios previos (Deng *et al.*, 2015; Astier *et al.*, 2014; Bayer *et al.*, 2015).

La diferencia entre los flujos medidos de campo en cada una de las localidades se deben a las diferencias y características individuales de cada localidad de estudio y que están relacionadas con aspectos tales, como la textura del suelo y el contenido de carbono, así como las variaciones temporales y espaciales de la actividad microbiana, el crecimiento del cultivo y el tipo de fertilizante nitrogenado y su tasa de aplicación, entre otras. Tal como lo han reportado investigaciones previas de Flechard *et al.* (2007); Kaiser *et al.* (1998); Li *et al.* (2005); Osborne *et al.* (2010) y no por un solo factor como la tasa de aporte de fertilizante, como sucede cuando se aplica un factor por defecto. Las predicciones en el modelo simulan estas condiciones, aunque con menor sensibilidad como se observa para los diferentes picos, tanto de emisión como de influjo (Figura 4-8), este aspecto fue reportado de manera similar por Abdalla *et al.* (2014).

La variación espacio temporal de los flujos de N₂O es concordante con los reportes para suelos de cultivo con diferentes dosis y formas de aplicación de fertilizantes, manejos de

suelos, temperatura y humedad, entre otras variables. No hay grandes diferencias entre picos de aplicación ya que las localidades estudiadas tienen como característica general, que utilizan fertirriego con aporte de fertilizantes diarios. Sin embargo si se presentan diferencias entre las emisiones por diferentes características de textura, temperatura y humedad del suelo y algunos eventos notorios, como la aplicación de fertilizantes sólidos en WF y FT. Estos resultados concuerdan con estudios de Abdalla *et al.* (2010); McSwiney y Robertson, (2005), Abdalla *et al.* (2014); Davidson *et al.* (2000) y Wrage *et al.* (2001), reportan que la humedad del suelo y la disponibilidad de nitrato en el suelo dan como resultado mayores flujos de N_2O , después de la aplicación de fertilizantes. En general estos factores estimulan las emisiones de N_2O , proporcionan más sustrato y generan las condiciones favorables tanto para nitrificación y denitrificación (Abdalla *et al.*, 2009).

Los efectos de la aplicación de fertilizantes nitrogenados, especialmente urea y su consecuencia en las emisiones de N_2O están ampliamente reportados (Bagss *et al.*, 2003; Chu *et al.*, 2007; Zanatta *et al.*, 2010; Piva *et al.*, 2014); Sin embargo, estas investigaciones están relacionadas con la aplicación del N en determinados momentos del manejo del cultivo. Para las evaluaciones del efecto de fertilizantes en formas de urea, NO_3^- o NH_4^+ asociados a fertirrigación en agroecosistemas, los estudios son escasos, a pesar de que algunos autores indican que podría ser una técnica prometedora para la mitigación de las emisiones de N_2O (Kennedy *et al.*, 2013).

La máxima lixiviación de NO_3^- -N entre los 0,3 y 0,5 m de profundidad fue hallada en la localidad FT y correspondió a 246,26 Kg N ha^{-1} $año^{-1}$. Aunque el porcentaje de N en la lixiviación total en WF fue mayor y representó el 28,41 del N aportado comparado con el 24,08% de FT, la lixiviación de NO_3^- -N en FT fue superior a la de WF que fue de 182,67 Kg N ha^{-1} $año^{-1}$. Para AR la lixiviación anual fue de 47,13 Kg N ha^{-1} $año^{-1}$, esto es 5,22 y 3,87 veces más baja que en FT y WF, respectivamente. Los principales factores ligados a la lixiviación de este ion fueron la textura del suelo y la humedad del mismo. Suelos franco-arenosos con mayor humedad presentaron más lixiviación que el suelo arcilloso de AR. El agua se mueve a través del suelo y reubica nutrientes, influyendo así en la fertilidad general del suelo, y cuando finalmente sale de la zona de la raíz, el nitrato y otros nutrientes pueden ser lixiviados (Li *et al.*, 2014).

Los resultados de campo coinciden con los reportados por Hong *et al.*, (2014) para suelos de textura franco-arenosa sembrados en tomate y pepino en invernadero en China y con los de Zhao *et al.* (2010) para cultivos intensivos de hortalizas en China, con aplicaciones similares de N por hectárea y en suelos franco-arenosos. Sin embargo, fueron más bajos que los obtenidos por García y Restrepo (2013) para cultivos de rosa en Colombia, fertilizada con urea. Si bien el modelo muestra patrones de lixiviación más regulares y concentrados en periodos de tiempo que los determinados en campo, las tasas de lixiviación anual en las tres localidades y los arrojados por el modelo muestran una alta coincidencia (ver tabla 4-7). Un modelado preciso de la dinámica del agua en el suelo es un requisito para simular con fidelidad el volumen de distribución de N en el sistema suelo-planta. En el DNDC, la dinámica del agua del suelo se calcula en el sub-modelo clima del suelo e involucra el promedio de la temperatura del suelo por hora y día, así como los perfiles de humedad (Li *et al.*, 1992; Zhang *et al.*, 2002). Además, el modelo simula el equilibrio del agua mediante el seguimiento de todos los factores de impacto que implica el movimiento de agua, como la lluvia diaria, el riego, la redistribución de la gravedad (como un flujo descendente), la redistribución potencial (hacia arriba y el flujo descendente), la intercepción de la planta y el escurrimiento superficial, infiltración, transpiración y evaporación. Así mismo, el balance de agua es calculado por los datos de entrada de las condiciones climáticas diarias (Li *et al.*, 2014). Los resultados son contrastantes con los encontrados por los anteriores autores en cultivos de arroz, en donde el DNDC subestimó las pérdidas de agua por lixiviación, especialmente en los periodos de lluvias y adicionalmente mostró diferencias en el contenido de agua en el espacio poroso del suelo, entre lo observado y lo modelado. Aunque no son los factores comparables con los resultados de este estudio, las tendencias por aporte de agua al suelo, bien por precipitación o aportes de riego determinan factores que son importantes en el movimiento y pérdida de solutos en los perfiles del suelo y estos son contemplados en el DNDC.

El uso del modelo DNDC presentó una buena perspectiva en cuanto que las tendencias en pérdidas de N fueron similares con las mediciones en campo, si bien el modelo subestimó la variabilidad en temperatura y presentó valores promedios superiores que los medidos en campo, sobreestimó la emisión de N_2O-N para AR y FT, pero con coincidencias en FT, mostró unos patrones de humedad y lixiviación de NO_3-N con gran similitud a los valores de campo para las tres localidades. Estos resultados van en la vía

de lo propuesto por muchos investigadores que sugieren que el modelo DNDC debe ser calibrado y validado para predecir procesos biogeoquímicos clave, como el cambio a largo plazo del COS, la dinámica del agua, la lixiviación de nitratos y la volatilización de N (Giltrap *et al.*, 2010; Giltrap *et al.*, 2013; Kröbel *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2014). Además, Tonitto *et al.* (2007), quienes aplicaron el modelo DNDC a un sistema típico de rotación soya- maíz-frijol en centro oriente de Illinois, determinaron que la simulación exacta de lixiviación y dinámica nitrato requería cambios significativos en los parámetros físicos y químicos del suelo, con respecto a sus valores predeterminados. Para el caso de los sistemas de producción de flores en la Sabana de Bogotá es un aspecto clave de considerar.

4.6 Conclusiones

Los flujos de N_2O y la lixiviación de NO_3^- en las tres localidades estuvieron mediadas por interacción de factores como textura, porosidad, temperatura de suelo y ambiente y humedad del suelo y no mostraron una correlación directa y positiva con la dosis de los fertilizantes aportados. En efecto, la mayor emisión de N_2O y lixiviación de NO_3^- se presentó en WF y FT con menores aportes de N ($749,5 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y $1141,4 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$, respectivamente), comparada con la emisión y lixiviación en AR con aportes de $1142,1 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$.

Los resultados muestran que la emisión de N_2O y la lixiviación de NO_3^- están relacionados con la asimilación de N. El modelo de desarrollo fenológico determinó que en AR se presenta la mayor asimilación de N, correspondiente a $587,55 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y acumulación de masa seca $23787,65 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$, así mismo en esta localidad se presentaron las menores pérdidas de N por emisión de N_2O y lixiviación de NO_3^- . En WF la asimilación de N correspondió a $386,60 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y en FT a $222,93 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$, localidades con mayores pérdidas de N.

La aplicación del modelo y posterior comparación de los datos de campo y los datos simulados predijo de manera efectiva la temperatura del suelo y la lixiviación de NO_3^- en las tres localidades, sin embargo las emisiones de N_2O y la humedad del suelo fueron sobre-estimadas. Lo anterior, determina que existen limitaciones para su uso en agricultura intensiva en el trópico y que se debe seguir investigando en el tema de tal

manera que se llegue a la validación y ajuste del modelo. Ante la dificultad de realizar estas mediciones detalladas en sistemas de producción intensiva bajo para generar prácticas de gestión y estrategias de mitigación en la agricultura o a la realización de inventarios de GEI, la aplicación de modelos basados en procesos como el DNDC, es una opción viable.

4.7 Referencias

- Astier, M., Merlín-Uribe, Y., Villamil-Echeverri, L., Garciarreal, A., Gavito, M. E. and Masera, O. R. 2014. Energy balance and greenhouse gas emissions in organic and conventional avocado orchards in Mexico. *Ecological Indicators*, 43, 281–287. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.03.002>
- Abdalla, M., Hastings, A., Helmy, M., Prescher, A., Osborne, B., Lanigan, G. and Jones, M.B. 2014. Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem. *Geoderma*, 223-225, 9–20. doi:[10.1016/j.geoderma.2014.01.030](http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.030)
- Bayer, C., Gomes, J., Zanatta, J. A., Vieira, F. C. B., Piccolo, M. D. C., Dieckow, J., and Six, J. 2015. Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 146, 213–222. doi:[10.1016/j.still.2014.10.011](http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2014.10.011).
- Cabrera, R. 2003. Nitrogen balance for two container-grown woody ornamental plants. *Scientia Horticulturae* 97:297-308.
- Davidson, E.A., Keller, M., Erickson, H.E., Verchot, L.V. and Veldkamp, E., 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous oxide and nitric oxides. *Bioscience* 50, 667–680.
- Deng, M., Bellingrath–Kimura, S. D., Zeng, L., Hojito, M., Zhang, T. and Yoh, M. 2015. Evaluation of N environmental risks on Andosols from an intensive dairy farming watershed using DNDC. *Science of The Total Environment*, 512-513, 659–671. doi:[10.1016/j.scitotenv.2015.01.047](http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.047)
- Flechard, C., Ambus, P., Skiba, U., Rees, R.M., Hensen, A., Van den Pol, A., Soussana, J.F., Jones, M., Clifton-Brown, J., Raschi, A., Horvath, L., Van Amstel, A., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Fuhrer, J., Calanca, P., Thalman, E., Pilegaard, K., Di Marco, C., Campbell, C., Nemitz, E., Hargreaves, K.J., Levy, P., Ball, B., Jones, S., Van de Bulk, W.C.M., Groot, T., Blom, M., Gunnink, H., Kasper, G., Allard, V., Cellier, P., Laville, P., Henault, C., Bizouard, F., Jolivot, D., Abdalla, M., Williams, M., Baronti, S., Berretti, F., Grosz, B. and Dominiques, R. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grass-land systems across Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 135–152

- Forsythe, W. 1996. Las condiciones físicas, la producción agrícola y la calidad del suelo. X Congreso Nacional Agronómico y II Congreso de Suelos. Costa Rica. pp: 189-199.
- García-Castro, A. and Restrepo-Díaz, H. 2013. Evaluation of fertilization with uncoated urea and 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP)-coated urea on nitrogen leaching and rose (*Rosa* spp.) yield. *Chilean journal of agricultural research*, 73(2), 154-159.
- Giltrap, D. L., Ausseil, A. G. E., Thakur, K. P., & Sutherland, M. A. 2013. Investigating a method for estimating direct nitrous oxide emissions from grazed pasture soils in New Zealand using NZ-DNDC. *Science of the Total Environment*, 465, 7–16. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.03.053
- Giltrap, D. L., Li, C., and Sagggar, S. 2010. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136(3-4), 292–300. doi:10.1016/j.agee.2009.06.014
- Hillel, D. 1998. *Environmental soil physics*. Academic Press. San Diego. 771 p.
- Hong, E.M., Choi, J.Y., Nam, W.H., Kang, M.S. and Jang, J.R. 2014. Monitoring nutrient accumulation and leaching in plastic greenhouse cultivation. *Agricultural Water Management*, 146, 11–23. doi:10.1016/j.agwat.2014.07.016
- IPCC, 2007. *Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing*. Cambridge University Press, UK and New York USA.
- Jinguo, Y., Zheng, N., Chenli, W. 2006. Vegetation NPP distribution based on MODIS data and CASA model—a case study of northern Hebei province. *Chinese Geographical Science* 16, 334–341.
- Kaiser, E.A., Kohrs, K., Kucke, M., Schnug, E., Heinemeyer, O., Munch, J.C., 1998. Nitrous oxide release from arable soil: importance of fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biochem.* 30, 1553–1563.
- Li, C., Frohling, S. and Butterbach-Bahl, K., 2005. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Clim. Change* 72, 321–338.
- Li, H., Wang, L., Qiu, J., Li, C., Gao, M., and Gao, C. 2014. Calibration of DNDC model for nitrate leaching from an intensively cultivated region of Northern China. *Geoderma*, 223-225(1), 108–118. doi:10.1016/j.geoderma.2014.01.002
- Maathuis, F. 2009. Physiological functions of mineral macronutrients. *Current Opinion in Plant Biology* 12:250-258.
- McSwiney, C.P., Robertson, G.P. 2005. Non-linear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Global Change. Biol.* 11, 1712–1719.

- Meisinger, J.J., Hargrove, W.L., Mikkelsen, R.L., Williams, J.R. and Benson, V.W. 1991. Effects of cover crops on groundwater quality. In: Hargrove, W.L. (Ed.), *Cover Crops for Clean Water*. Proceedings of an International Conference April 9–11, 1991, Jackson, TN. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA, pp. 57–68.
- Mosier, A.R., Duxbury, J.M., Freney, J.R., Heinemeyer, O., Minami, K., Johnson, D.E., 1998. Mitigating agricultural emissions of methane. *Clim. Change*. 40, 39–80.
- Osborne, B., Saunders, M., Walmsley, D., Jones, M., Smith, P., 2010. Key questions and uncertainties associated with the assessment of the cropland greenhouse gas balance. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139, 293–301.
- Rodríguez, W.E., y Flórez, V.J. 2006. Comportamiento fenológico de tres variedades de rosas rojas en función de la acumulación de la temperatura. *Agronomía Colombiana*, 24(2), 238-246
- Tonitto, C., Mark, B., Laurie, E., Li, C.S., 2007. Application of the DNDC model to tile-drained Illinois agroecosystems: model calibration, validation, and uncertainty analysis. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-006-9076-0>.
- Wagner-Riddle, C., Thurtell, G.W., 1998. Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 52, 151–163.

5. Síntesis general

El análisis de flujos de materia y energía en agroecosistemas determinan la posibilidad de evaluar la interrelaciones biofísicas de los sistemas agrícolas con las prácticas de manejo y de esta manera desarrollar propuestas y herramientas de gestión y mitigación de la agricultura bajo el enfoque de la triple base del desarrollo sostenible. Como exponen Brussaard *et al.* (2007), la sostenibilidad de los sistemas agrícolas está relacionada con el marco de tiempo dentro del cual se desea que la producción no decline, los recursos se renueven o permanezcan disponibles en niveles que soporten el modelo y así mismo, el marco de tiempo dentro del cual el sistema se mantenga suficientemente rentable para asegurar la subsistencia de los modelos productivos, generar desarrollo y aportar a las comunidades. En efecto, todos estos principios se deben buscar en un renglón de suma importancia en el sector agrícola colombiano como es la floricultura. Esta actividad durante el año 2013 aportó el 7% al PIB agropecuario nacional (Gómez *et al.* 2014), lo cual muestra su valor como principal actividad agrícola no tradicional para el mercado internacional. Además, el impacto social de la floricultura, es muy relevante, se estima que los empleos directos generados son aproximadamente 120.000 e indirectos alrededor de 70.000; en una actividad altamente formal, en donde predomina la cuarta parte del empleo rural femenino y con beneficio principalmente de madres cabeza de hogar (Guarín, 2013)

Bajo los principios de la agroecología propuesta por Dalgaard *et al.* (2003), donde la integración de los flujos de materia y energía con los roles humanos, en este caso el manejo de las prácticas agrícolas en agroecosistemas de rosas de corte y los requerimientos de los consumidores (cada vez más fuertes por axiomas ambientalistas y de responsabilidad social), es evidente la necesidad de profundizar en el conocimiento de los aportes de la producción de flores de corte a diferentes cargas ambientales, específicamente calentamiento global y eutroficación, pero bajo el enfoque de múltiples interacciones. En las pasadas dos décadas una gran cantidad de los estudios sobre

sostenibilidad agrícola se enfocaron en la capacidad de los sistemas de producción de alimentos para absorber perturbaciones y a la vez mantener sus funciones (Conway, 2007). Sin embargo, los sistemas de producción de alimentos, no son los únicos que garantizan la soberanía, la seguridad alimentaria y el avance de las regiones. Los sistemas agroindustriales soportan el desarrollo de las mismas y al igual que los primeros generan impactos en el ambiente si no son manejados de manera eficiente.

Dentro de los sistemas agroindustriales en Colombia, se considera la floricultura. El desarrollo de esta actividad y su tecnificación ha generado importantes resultados en términos de rendimientos y calidad del producto, usualmente con una excelente aceptación en los mercados internacionales. Sin embargo, estos agroecosistemas manejado por décadas bajo prácticas de agricultura convencional, causan impacto al ambiente y al componente social y económico de las principales zonas productivas. El desarrollo de la investigación comprueba esta premisa. La cuantificación de flujos de GEI y la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$ entre los 0.30 y 0.50 m de profundidad y su interacción con factores de manejo y características físicas y ambientales de los suelos, corroboran el riesgo ambiental de los recursos naturales, especialmente agua y suelos, la biodiversidad asociada a estos, así como también, se podrían desencadenar problemas de salud ambiental por los diferentes impactos e incremento en los costos del sistema productivo debido a la ineficiencia en el uso de insumos y por tanto, vulnerabilidad en el modelo de desarrollo.

En cuanto al factor de manejo, la caracterización del sistema productivo determinó que los aportes de fertilizantes en las localidades correspondieron a $749,5 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en Wayuu Flowers, $1141,4 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en Flores de Tenjo y $1142,1 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ Agrícola El Redil. Su relación con las emisiones y la lixiviación determinan que las pérdidas anuales de N por procesos de emisión y lixiviación alcanzaron el 36,24% en WF, el 25,04% en FT y el 7.54% en AR del total de N aplicado. Los procesos que determinaron estas pérdidas fueron mediados por la conjunción de características como textura, humedad, temperatura, porosidad, y la actividad microbiana, que juega un rol primordial en los flujos metabólicos de suelo. Aunque los flujos de GEI y la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$ tuvieron tendencias diferenciales con respecto a las variables ambientales y de manejo analizadas, en ninguna de las localidades o periodos de crecimiento se encontró una relación con una variable única; lo que evidencia la

importancia de estos análisis basados en procesos y desde la funcionalidad y no la estructura de los agroecosistemas.

Las pérdidas de N indican que hay sobre-fertilización y que además no está sincronizada con los aspectos de asimilación por parte de las plantas de rosa. En efecto, en AR, localidad con mayor tasa de asimilación de N y conversión a biomasa, se producen las menores pérdidas por emisión y lixiviación. Adicionalmente, el flujo de N en los agroecosistemas analizados, que estuvo mediado por la textura del suelo, la porosidad, la temperatura y la humedad, así como con las formas de N (nitrógeno y amoniacal), también mostró una correlación positiva con el ciclo de carbono. El % COS influyó en las emisiones de N_2O-N y la lixiviación, el NH_4-N tuvo mayor afinidad con el COS lo cual disminuyó su lixiviación a través del perfil del suelo en las localidades WF y FT. De otro lado, también se encontró relación entre la mayor disponibilidad de N en los suelos y las emisiones de CH_4 , Agrícola El Redil presentó las mayores emisiones de este GEI. Estos resultados presentan la base para la generación de estrategias de mitigación y optimización de procesos de fertilización, de tal manera que se disminuya el aporte al calentamiento global y eutroficación, entre otros impactos, pero que también contribuyan a la eficiencia en el uso de los recursos y favorezcan los estados financieros de las empresas y su desarrollo en las regiones.

En los últimos años la floricultura colombiana ha disminuido sus áreas de producción, lo que obligatoriamente, no implica una reducción del impacto ambiental porque el manejo en las áreas productivas sigue siendo intensivo. Además, empresas que tradicionalmente se habían dedicado a esta actividad han salido del negocio debido a la revaluación de la moneda y la contratación en mano de obra que se debe invertir en el sector (Gómez et al. 2014), ocasionando por tanto, pérdida y reducción del empleo rural en las áreas de influencia. En estos sistemas productivos, el movimiento hacia prácticas más eficientes y con menor impacto ambiental, están ligadas a dos aspectos principales: requerimientos de los consumidores y reducción de costos, de tal manera que los enfoques de gestión y mitigación pueden estar asociadas a estas características.

Se ha estimado que el costo de fertilización de una hectárea de rosas en la Sabana de Bogotá es U\$17.786 hectárea año, lo cual significa el 9% de los costos totales para la

operación del cultivo (Parrado et al., 2013). En análisis general para establecer la eficiencia financiera del uso del nitrógeno para la producción de rosa en las tres localidades, se estableció el costo total de los aportes de N y el de pérdidas de este nutriente por procesos de lixiviación, emisión y del nitrógeno que no queda disponible para la planta, en términos de valores comerciales del N; asumiendo que las pérdidas representan valores netos en el mercado de los fertilizantes. Este análisis no determinó el valor correspondiente a la recuperación del N en el ambiente y su posterior estabilización como fertilizante para su restitución al sistema productivo.

De acuerdo a la caracterización de las localidades se determinaron las fuentes de entrada correspondientes al período bajo estudio y son presentadas en la siguiente tabla.

Tabla 5-1. Fuentes de aporte de nitrógeno en localidades WF, AR y FT.

Wayuu Flowers	Moléculas de entrada	
Fuente	NH₄ %	NO₃ %
Nitrofer Calcio (kg)	11%	25%
Macanit (kg)	0%	62%
Novatec (kg)	46%	0%
Krista K-P (kg)	0%	13%
Fosfato monoamonico (kg)	39%	0%
Otros	4%	
Total	100%	100%
Agrícola El Redil		
Fosfato monoamónico (kg)	60%	0%
Nitrato de calcio (kg)	31%	66%
Krista KP (kg)	10%	34%
Sulfato de Mg (kg)	0%	0%
Total	100%	100%
Flores de Tenjo		
Nitrato de Ca (kg)	55%	52%
Entec Solub 21 (kg)	35%	0%
Nitrato de Potasio (kg)	0%	48%
Fosfato monoamónico (kg)	10%	0%
Total	100%	100%

De acuerdo a estos parámetros se estableció que el ingreso de N como NH₄ o NO₃ en las localidades está basado en diferentes fórmulas comerciales, lo cual muestra las

diferencias en los costos del fertilizante; aspecto que luego se reflejó en el análisis de la eficiencia financiera. En WF los mayores aportes en formas amoniacales estuvieron relacionados con los aportes de Novatec en 46% y fosfato monoamónico en un 39%, mientras que las entradas como nitratos estuvieron relacionadas con los aportes de Macanit con un 62% y Nitrofer Calcio con una representación del 25%. En Agrícola El Redil las mayores entradas de N en forma amoniacal son por fosfato monoamónico y como fertilizante nítrico por los aportes del nitrato de calcio. En Flores de Tenjo las entradas se encuentran relacionadas de la siguiente manera: en forma amoniacal, los aportes son por nitrato de calcio, 55% de los aportes por esta fuente y 35% por el Entec Solub 21, mientras las entradas como fuentes nítricas, están dadas por el nitrato de calcio en un 52% y nitrato de potasio en un 48%.

Como se observa en la tabla 5-2, el mayor valor en dólares al año por pérdida de nitrógeno en una hectárea lo representa la localidad AR con U\$1594,24 y el menor valor está representado por la empresa FT con U\$255,51; no obstante, este aspecto está relacionado sólo con el factor de costo unitario de las fuentes de N aportado, no con la eficiencia en los procesos de asimilación por parte de las plantas o con la eficiencia en los procesos de aplicación en los sistemas de producción.

Tabla 5-2. Costo total de pérdidas por emisión, lixiviación, y N no disponible para la planta en localidades

Localidad	Precio de N (U\$/kg)	Costo de N lixiviado (U\$/ha/año)	Costo de N volatilizado (U\$/ha/año)	Costo de N no disponible (U\$/ha/año)	Costo de N no aprovechado por la planta (U\$/ha/año)
WF	1,2	869,07	120,64	120,5	457,2
AR	11,6	1594,24	87,58	5155,0	6468,3
FT	5,8	255,51	73,2	2007,4	4265,5

Las diferencias ponen de manifiesto la consideración desde las perspectivas financieras y ambientales en términos de la optimización del uso de los insumos y el capital de aporte por esta práctica, ya que podría considerarse que mayores ineficiencias en términos financieros se muestran en AR por su mayor costo unitario, pero con menores pérdidas y por tanto menor impacto ambiental. En esta relación y los resultados en

términos ambientales las localidades pueden generar las estrategias requeridas para disminuir el impacto ambiental y por tanto, ligarlas a los planes de mitigación de los aportes al calentamiento global y a las consideraciones de requerimientos ambientalistas de los consumidores como huella de carbono, pero también a la optimización de los procesos y la responsabilidad social corporativa.

5.1 Recomendaciones

Las mediciones directas de los flujos de GEI y la lixiviación de N y su relación con factores ambientales, características de los suelos y aportes de fertilizantes en las localidades estudiadas determinaron que hay una correspondencia diferencial en cada una de las localidades. Por tanto, asumir en las evaluaciones ambientales o en el caso de los inventarios de GEI, factores por defecto genera un nivel de incertidumbre muy alto, con el cual se pueden sub-estimar o sobre-estimar las emisiones.

El país necesita desarrollar investigación que aporte al conocimiento base de estos factores; de tal manera que los aportes al fortalecimiento de la agroecología como ciencia y dentro del contexto específico de las relaciones agricultura y ambiente se vean fortalecidas desde la construcción de ellos, con métodos prioritariamente ligados a funcionalidad de los agroecosistemas y no a la estructura de los mismos.

El desarrollo de la investigación aporta a la construcción de indicadores para un sector específico, sin embargo los métodos y enfoques desde el análisis de la funcionalidad agroecosistémica, es decir desde los procesos, aporta al conocimiento de tal manera que las proyecciones de mitigación y prevención ligadas a la agroecología como práctica se elaboren sobre principios y funciones de los agroecosistemas locales.

Finalmente, es necesario que la investigación en estos aspectos se enfoque en los análisis desde las funciones y relaciones suelo-planta-atmósfera-manejo, de tal manera que la optimización en procesos y eficiencia en el uso de insumos y recursos naturales lleven a verdaderas acciones de prevención y mitigación de los riesgos ambientales de diferentes sistemas de producción intensiva.

5.2 Referencias

- Brussaard, L., de Ruiter P.C., Brown G. G. 2007. Soil diversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 233 -244.
- Conway, G., 2007. A doubly green revolution: ecology and food production. In: May, R.M., McLean, A.R. (Eds.), *Theoretical Ecology: Principles and Applications*. Oxford University Press, Oxford
- Gómez, C., Moreno, J. y Vega, J. 2014. Perfil logístico de Colombia una visión hacia el mejoramiento estratégico de las operaciones nacionales e internacionales; sector floricultor. Proyecto de Línea de Investigación. Universidad del Rosario. Bogotá. 52 p.
- Guarín, R. 2013. Impacto del régimen cambiario actual en la economía del sector floricultor colombiano. Universidad Militar Nueva Granada. Facultad de Ciencias Económicas. Especialización en Finanzas y Administración Pública. Bogotá. 21 p.
- Parrado, C.A., Pulido, S.P., Gutiérrez, J.S. y Alvarado, F.A. 2013. Análisis de flujos de gases efecto invernadero y lixiviación en agro-ecosistemas de rosas de corte en la Sabana de Bogotá y su correlación con eficiencia en la asimilación de N y optimización de costos. Informe Final Proyecto - Convenio 0317 de 2012 – SENA – Asocolflores – Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

Anexo A: características específicas de los suelos en las localidades WF, AR y FT

Descripción suelos de la localidad Wayuu Flowers - WF

Unidad cartográfica: Complejo Typic Melanudand (50%) y Pachic Melanudand (40%)

Fecha descripción: 20 de marzo de 2013.

Localización: Finca Wayuu Flowers; Vereda San José, Guasca- Cundinamarca.

Altitud: 2670 msnm

Coordenadas geográficas: N 04° 50'593"; W 73° 53'033".

Geomorfología.

Paisaje: Montaña

Tipo de relieve: Abanicos aluviales

Forma del terreno: Plana.

Litología: Depósitos clásticos hidrogénicos con mantos de ceniza volcánica.

Pendiente: Ligeramente plano a inclinado Gradiente: 7-12%

Clima ambiental por piso térmico: Frío húmedo transicional seco

Clima ambiental según Koeppen: Clima Templado Húmedo con lluvias de moderada intensidad (Cfb).

Formación ecológica según Holdridge: Bosque Seco Montano Bajo (bs-MB)

Temperatura promedio anual: 14 °C.

Precipitación promedio anual: 1000 mm/año.

Distribución de las lluvias: Monomodal

Clima edáfico

Régimen de temperatura: Isotérmico

Régimen de humedad: Udico

Movimientos en masa: No

Evidencia de erosión:	No
Degradación:	No
Afloramientos rocosos:	No
Pedregosidad superficial:	No
Drenaje Externo:	Lento; interno: lento; natural: imperfecto
Nivel freático:	1,10m
Profundidad efectiva:	Muy profundo; no limitado.
Cementación por:	No
Grado:	No

Horizontes diagnósticos

Epipedón:	Údico o Melánico;
Endopedón:	Cámbico
Grietas:	No
Uso actual:	Cultivo de rosas bajo cubierta
Limitantes de uso:	Tendencia a erosión hídrica aminor ligera
Clasificación por capacidad de uso:	Cultivo agrícolas y ganadería semiintensiva
Vegetación natural:	Reemplazada

Descrito por: Yolanda Rubiano PhD.

Descripción del perfil del suelo.

00-27 cm. Ap	Color 10 YR 2/1; textura arcillosa; estructura tipo blocosa sub angular, fina media y gruesa, fuertemente desarrollada; consistencia en húmedo firme, en mojado pegajosa y plástica; abundantes poros grandes, medios y finos exped, raíces abundantes finas, medias y vivas; poca actividad de macro organismos; limite gradual y topografía ondulada; pH 4,17.
27-57 cm AB	Color 7,5 YR 2/0; textura arcillosa; estructura tipo blocosa subangular, media y fina medianamente desarrollada; consistencia en húmedo friable, en mojado muy pegajosa y muy plástica; abundantes poros finos y medios exped e inped ; raíces abundantes finas, medias, vivas y normalmente distribuidas; poca actividad de macro organismos; limite difuso y topografía ondulada; pH 4,59.

57-70 cm BA	Color mezcla 7,5 YR 4/2 10%; 7,5 YR6/2 20%; 7 YR 3/2 10%; textura arcillo limosa; estructura tipo blocoso subangular media moderadamente desarrollada; consistencia en húmedo friable, en mojado muy pegajosa y muy plástica; abundantes poros medios y finos (finos inped); raíces abundantes finas y medias normalmente distribuidas; no hay actividad de macro organismos, limite clara y topografía ondulada; pH 4,69.
70 - 96x Bw	Color mezcla 7,5 YR 5/4 50%; 2,5 Y 5/2 50%; textura franco arcillo limosa; estructura tipo blocoso subangular media a moderadamente desarrollada; consistencia en húmedo friable, en mojado pegajosa y plástica; abundantes poros medios y finos (inped y exped); raíces abundantes finas y medias normalmente distribuidas; no hay actividad de macro organismos, limite clara y topografía ondulada; pH 5,43.
96-107x C	Color 7,5 YR 5/6 60%, 2,5Y 5/2 40%; textura franco arcillo limoso; estructura sin estructura (masiva); consistencia en húmedo suelto, en mojado pegajosa y plástica; ND poros; raíces abundantes finas y medias; pH 4,76.

Descripción del suelo en la localidad Agrícola El Redil - AR

Unidad cartográfica: Typic Endoaquept (40%), Aeric Endoaquept (30%) y Thapic Hapludand (20%)

Fecha descripción: 20 de abril de 2013.

Localización: Finca Agrícola El Redil; Vereda Oratorio; Municipio Nemocón.

Altitud: 2576 msnm

Coordenadas geográficas: N 05°7'02"; W 73° 92'96".

Geomorfología

Paisaje: Planicie

Tipo de relieve: Planicie pluvio lacustre.

Forma del terreno: Plana.

Litología: Sedimentos pluvio lacustre finos.

Pendiente: Plana

Clima ambiental por piso térmico: Frío húmedo.

Clima ambiental según Koeppen: Clima Templado Húmedo con lluvias de moderada intensidad (Cfb).

Formación ecológica según Holdridge: Bosque Seco Montano Bajo (bs-MB)

Temperatura promedio anual: 14 °C.
 Precipitación promedio anual: 630 mm/año.
 Distribución de las lluvias: Bimodal

Clima edáfico

Régimen de temperatura: Iso-mésico.
 Régimen de humedad: Ácuico
 Erosión: No Tipo: No Grado: No
 Movimientos en masa: No Tipo: No Frecuencia: No
 Evidencia de erosión: No Susceptibilidad: No
 Degradación: No
 Afloramientos rocosos: No Clase: No Superficie cubierta: No
 Pedregosidad superficial: No Tipo: No Clase: No Superficie cubierta: No
 Drenaje natural: Externo lento; interno lento; natural pobremente drenado.
 Nivel freático: Mayor a 1,50 m
 Profundidad efectiva: Muy profundo; no limitado.

Horizontes diagnósticos

Epipedón: Ocrico. Endopedón: Cámbico. Acuico= Inceptisol, Aeric
 Endoaquepts.
 Grietas: Si
 Uso actual: Pastos
 Limitantes de uso: Drenaje y pobre conductividad hidráulica.
 Clasificación por capacidad de uso: Zonas apropiadas para el desarrollo de actividades agrícolas intensivas con énfasis en especies transitorias de orientación comercial tanto para mercado nacional como internacional. Ganadería intensiva con pastos mejorados, manejados y de corte para la producción principalmente de leche.
 Características diagnósticas: Grietas.
 Vegetación natural: Desalojada.

Descrito por: Yolanda Rubiano PhD.

Descripción del perfil del suelo

00-32 cm. Ap	Color Gley 1 4/5GY (Con moteados 2,5 YR 5/6 en un 10%), textura arcillosa; estructura tipo blocosa sub angular fuertemente desarrollada; consistencia en seco extremadamente dura, en húmedo extremadamente firme, en mojado muy pegajosa y muy plástica; abundantes poros finos, muchas raíces, medias y finas, vivas y normalmente distribuidas; poca actividad de macro organismos; limite difuso ondulado y topografía ondulada; pH 6.
32-70 cm Bw	Color Gley 1 4/10GY (con moteados 7,5 YR 5/6 EN 15%); textura arcillosa; estructura tipo blocosa angular media y fuertemente desarrollada; consistencia en seco extremadamente dura, en húmedo extremadamente firme, en mojado muy pegajosa y muy plástica; abundantes poros finos y medios vesiculares irregulares; raíces frecuentes medias y finas, medias, finas, vivas y normalmente distribuidas; no hay actividad de macro organismos; limite difuso ondulado y topografía ondulada; pH 4,95.
70-113 cm Bg1	Color Gley 1 5/5GY (Con moteados 7,5 YR 6/6 5%); textura arcillosa; estructura tipo blocosa angular media-grande y fuertemente desarrollada; consistencia en seco extremadamente dura, en húmedo extremadamente firme, en mojado pegajosa y plástica; poros regulares, finos y medios inped y exped; raíces frecuentes medias y finas, medias, finas, vivas y normalmente distribuidas; no hay actividad de macro organismos; limite difuso y topografía ondulada; pH 4,94.
113-150x Bg2	Color Gley 1 5/10GY (moteados 2,5 YR 5/6 en un 8%); textura arcillosa; estructura tipo masiva; consistencia en seco extremadamente dura, en húmedo extremadamente firme, en mojado pegajosa y plástica; poros pocos; raíces pocas, finas y normalmente distribuidas; no hay actividad de macro organismos; limite difuso y topografía ondulada; pH 4,80.

Descripción del suelo en la localidad Flores De Tenjo - FT

Unidad cartográfica: Complejo Pachic Melanudand (50%), Andic Dystrudepts (20%),
Aeric Endoaquept (15%) y Aquic Hapludands (15%)

Fecha descripción: 11 de mayo de 2013.

Localización: Finca Flores de Tenjo; Vereda El Estanco; Tenjo- Cundinamarca.

Altitud: 2560 msnm.

Coordenadas geográficas: N 04° 50'324"; W 74° 10'12.4".

Geomorfología

Paisaje:	Planicie
Tipo de relieve:	Planicie
Forma del terreno:	Plana.
Litología:	Mantos de ceniza volcánica sobre depósitos clásticos hidrogénicos
Pendiente:	Ligeramente plano a ligeramente inclinado
Gradiente:	1-7%
Forma:	Plana
Clima ambiental por piso térmico:	Frío húmedo transicional seco
Clima ambiental según Koeppen:	Clima Templado Húmedo con lluvias de moderada intensidad (Cfb).
Formación ecológica según Holdridge:	Bosque Humedo Montano Bajo (bh-MB)
Temperatura promedio anual:	13,6 °C.
Precipitación promedio anual:	1000 mm/año.
Distribución de las lluvias:	Bimodal

Clima edáfico

Régimen de temperatura:	Isotérmico
Régimen de humedad:	Udico
Movimientos en masa:	No
Evidencia de erosión:	No
Degradación:	No
Afloramientos rocosos:	No
Pedregosidad superficial:	No
Drenaje natural:	Bien drenado
Nivel freático:	1,40 m
Profundidad efectiva:	Muy profundo; no limitado.
Horizontes diagnósticos	
Epipedón: Endopedón:	
Grietas:	No
Uso actual:	Cultivo de rosas bajo cubierta
Limitantes de uso:	Heladas frecuentes y deficientes precipitaciones en algunas épocas del año

Clasificación por capacidad de uso: Ganadería semiintensiva para producción de leche y agricultura de subsistencia y semicomercial con cultivos transitorios

Características diagnósticas:

Vegetación natural: Reemplazada.

Descrito por: Yolanda Rubiano PhD.

Descripción del perfil del suelo

00-35 cm. Ap	Color 7,5 YR 2/1, textura franco arcilloso; estructura tipo blocosa sub angular, migajones, fina y media débil; consistencia en húmedo muy friable, en mojado pegajosa y plástica; abundantes poros medios y finos, raíces frecuentes, finas, medias y vivas; frecuente actividad de macro organismos; limite difuso y topografía ondulada; violenta reacción H ₂ O ₂ ; pH 4,45.
35-62 cm A1	Color 7,5 YR 2/2, textura franco; estructura granular, fina y media moderadamente desarrollada; consistencia en húmedo friable, en mojado ligeramente pegajosa y ligeramente plástica; frecuentes poros finos y medios; raíces frecuentes, finas, medias, vivas y normalmente distribuidas; frecuente actividad de macro organismos; limite gradual y topografía ondulada; ligera reacción a H ₂ O ₂ ; pH 4,75.
62-105 cm Bw1	Color 10 YR 4/4 (moteado 10YR 5/8 5%), textura franco arcilloso estructura tipo blocoso subangular;, consistencia en húmedo friable, en mojado pegajosa y plástica; frecuentes poros gruesos; raíces frecuentes, finas, medias, vivas y normalmente distribuidas; frecuente actividad de macro organismos, limite claro y topografía ondulada; pH 4,85.
105-140x Bw2	Color 10 YR 3/4 (moteado 10YR 5/8 3%), textura arcillo limoso; estructura sin estructura (masiva); consistencia en húmedo muy friable, en mojado pegajosa y plástica; frecuentes poros medianos y gruesos; raíces pocas; poca actividad de macro organismos; pH 5,12.

Anexo B: Diseño de muestreo en las localidades WF, AR y FT



→ Ingreso al invernadero
 ○ Cámara cerrada y lisímetro
 PM Punto de muestreo de suelo

Anexo C: Parámetros de entrada para el análisis factorial

Metano CH₄

```
proc glm data=art1;
class STAGE LOCATION ECH4;
model imet=LOCATION STAGE(LOCATION) Ech4 LOCATION*Ech4 Ech4*STAGE(LOCATION) TS/ss3 solution;
estimate 'WF VS FT' LOCATION 1 0 -1;
estimate 'AR VS FT' LOCATION 0 1 -1;
estimate 'WF VS AR' LOCATION 1 -1 0;
estimate 'S VS VEG' STAGE(LOCATION) 1 -1 0 0;
estimate 'S VS PROD' STAGE(LOCATION) 1 0 -1 0;
estimate 'S VS NO_CROP' STAGE(LOCATION) 1 0 0 -1;
estimate 'VEG VS PROD' STAGE(LOCATION) 0 1 -1 0;
estimate 'VEG VS NO_CROP' STAGE(LOCATION) 0 1 0 -1;
estimate 'PROD VS NO_CROP' STAGE(LOCATION) 0 0 1 -1;
lsmeans Ech4*STAGE(LOCATION);
RUN;
```

Dióxido de Carbono CO₂

```
proc glm data=art1;
class STAGE LOCATION ECO2;
model ABSCCO2=LOCATION STAGE(LOCATION) ECO2 LOCATION*ECO2 ECO2*STAGE(LOCATION) HS /ss3 solution;
estimate 's VS e' ECO2 1 -1;
estimate 'WF VS FT' LOCATION 1 0 -1;
estimate 'AR VS FT' LOCATION 0 1 -1;
estimate 'WF VS AR' LOCATION 1 -1 0;
```

```

estimate 'S VS VEG' STAGE (LOCATION) 1 -1 0 0;
estimate 'S VS PROD' STAGE (LOCATION) 1 0 -1 0;
estimate 'S VS NO_CROP' STAGE (LOCATION) 1 0 0 -1;
estimate 'VEG VS PROD' STAGE (LOCATION) 0 1 -1 0 ;
estimate 'VEG VS NO_CROP' STAGE (LOCATION) 0 1 0 -1 ;
estimate 'PROD VS NO_CROP' STAGE (LOCATION) 0 0 1 -1 ;
lsmeans ECO2*STAGE (LOCATION) ;
RUN;

```

Óxido Nitroso N₂O

```

proc glm data=art1;
class STAGE LOCATION EN2O;
model ABSNN2O=LOCATION STAGE (LOCATION) HENV /ss3 solution;
estimate 's VS e' EN2O 1 -1;
estimate 'WF VS FT' LOCATION 1 0 -1;
estimate 'AR VS FT' LOCATION 0 1 -1;
estimate 'WF VS AR' LOCATION 1 -1 0;
estimate 'S VS VEG' STAGE (LOCATION) 1 -1 0 0;
estimate 'S VS PROD' STAGE (LOCATION) 1 0 -1 0;
estimate 'S VS NO_CROP' STAGE (LOCATION) 1 0 0 -1;
estimate 'VEG VS PROD' STAGE (LOCATION) 0 1 -1 0 ;
estimate 'VEG VS NO_CROP' STAGE (LOCATION) 0 1 0 -1 ;
estimate 'PROD VS NO_CROP' STAGE (LOCATION) 0 0 1 -1 ;
lsmeans EN2O*STAGE (LOCATION) ;
RUN;

```

Anexo D: Leyenda mapa de unidades de suelos en el área de influencia de las localidades (escala 1:500.000)

PAISAJE Y AMBIENTE MORFOGENÉTICO	CLIMA	TIPO DE RELIEVE	MATERIAL PARENTAL	CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS	COMPONENTES TAXONÓMICOS DE LAS UNIDADES CARTOGRÁFICAS DE SUELOS	PORCENTAJE DE COMPONENTES TAXONÓMICOS	PERFIL DE REFERENCIA	SÍMBOLO Y FASES POR pendiente, erosión, pedregosidad e inundabilidad	EXTENSIÓN (ha)	PORCENTAJE RELATIVO AL PAÍS	Color
Montaña Glaci-volcánica	Subtrópic, superhúmedo	Cumbres andinas	Areniscas cuarcosas con intercalaciones de lodolitas y calizas, cubiertas por depósitos cuaternarios de origen glaciar y volcánico de granulometría fina.	Suelos de baja evolución, muy superficiales, bien drenados, de texturas moderadamente gruesas, reacción fuertemente ácida y fertilidad baja. Presentan abundante piedra, cascajo y grava.	Ahorramientos rocosos Dystronoxis Cryorthents	70 15 15	SC-1	1 t ₂	3470	0.02	
			Proclividades intercaladas localmente con depósitos cuaternarios de origen volcánico, principalmente piroclásticos y cenizas volcánicas.	Suelos de moderada evolución, muy superficiales a moderadamente profundos, bien a excesivamente drenados, de texturas medias a gruesas, reacción extremadamente ácida y fertilidad baja.	Fulvoryands Ahorramientos rocosos	80 20	SC-2	2 t ₂	2147	0.02	
	Extremadamente frío, húmedo, muy húmedo y pluvial	Cumbres andinas	Areniscas cuarcosas, lodolitas silíceas, lutitas, shales, granitos y rocas subvolcánicas, cubiertas por depósitos de cenizas volcánicas.	Suelos de baja a moderada evolución, superficiales, bien a excesivamente drenados, de texturas medias a gruesas, reacción extremada a fuertemente ácida y fertilidad baja.	Ahorramientos rocosos Cryorthents Haploxyands Melanoxoryands	40 30 30 10	SC-3 SC-4 SC-5	3 c ₂ , e, t ₂	40300	0.43	
			Campes de arbores, noronales y coladas de lava.	Suelos de evolución moderada, profundos, bien drenados, de texturas gruesas, reacción moderadamente ácida y fertilidad baja.	Hapludands Ahorramientos rocosos Melanudands	35 30 35	SC-6 SC-7	4 bc, cd, e, t ₂	17550	0.18	
Montaña Glaciática	Subtrópic y extremadamente frío, pluvial	Cumbres andinas	Granodioritas, granitos y granitoides, granulitas, migmatitas, anfibolitas y neises biotíticos. Localmente esquistos micáceos, cuarcitas y mármoles.	Ahorramientos rocosos en mayor proporción y suelos muy poco evolucionados: superficiales, bien drenados, de texturas moderadamente gruesas, reacción fuertemente ácida y baja fertilidad. Pedregosidad superficial (cascajo, piedra y pedregal) y erosión en grado moderado.	Ahorramientos rocosos Cryorthents	75 25	SC-8	6 c ₂ p, t ₂ , t ₂ p	12217	0.11	
Montaña Glaci-estructural	Extremadamente frío, húmedo y muy húmedo	Cumbres andinas, crestones y eschapes	Calizas y lodolitas calcáreas (intercaladas con cherts y areniscas), arcillosas (intercaladas con limolitas y conglomerados).	Ahorramientos rocosos en mayor proporción y suelos de baja evolución: muy superficiales a moderadamente profundos, bien drenados, de texturas moderadamente gruesas, reacción fuertemente ácida y fertilidad baja.	Ahorramientos rocosos Cryorthents Dystronoxis	50 35 15	SC-9 SC-10	6 t ₂ , t ₂ p	44012	0.39	
Montaña Estructural-emocional	Muy frío, húmedo y muy húmedo	Crestas ramificadas, crestas, crestones y eschapes	Granitos, granodioritas, areniscas, lodolitas, arcillosas, limolitas y rocas calcáreas. Localmente cenizas volcánicas.	Suelos medianamente evolucionados, moderadamente profundos a superficiales, bien a excesivamente drenados, de texturas medias, reacción extremada a fuertemente ácida y fertilidad baja.	Hapludands Dystrudists Udorthents Ahorramientos rocosos	40 35 15 10	SC-11 SC-12 SC-13	7 a, f, t ₂	44749	0.39	
			Granitos, granodioritas, areniscas, lodolitas, arcillosas, limolitas y rocas calcáreas.	Suelos de evolución baja a moderada, muy superficiales a superficiales y algunos profundos, bien a excesivamente drenados, de texturas medias a gruesas, reacción extremada a muy fuertemente ácida y fertilidad baja.	Udorthents Dystrudists Ahorramientos rocosos	50 40 10	SC-14 SC-15	8 cd, t ₂	41463	0.36	
	Frío, húmedo y muy húmedo	Crestas ramificadas, crestones y lomas	Areniscas cuarcosas (intercaladas con lodolitas cuarcosas), lavas andesíticas y dacíticas (intercaladas con areniscas y arcillosas). Localmente cenizas volcánicas.	Suelos de moderada evolución, muy superficiales a moderadamente profundos (limitados por fragmentos de roca), bien a excesivamente drenados, de texturas moderadamente gruesas, reacción fuertemente ácida y fertilidad moderada a baja.	Dystrudists Hapludands Udorthents Melanudands	35 25 20 10	SC-16 SC-17 SC-18 SC-19	9 cd, e, e ₂ , f, t ₂ , t ₂ p	126302	1.13	
			Crestas, crestones, eschapes y crestas ramificadas	Arcillosas, esquistos micáceos, cuarcitas, mármoles, areniscas, limolitas, arcillosas y lodolitas. Localmente calizas, granitos y granodioritas.	Suelos de evolución baja, profundidad variable, bien a moderadamente bien drenados, texturas medias a gruesas, reacción extremada a fuertemente ácida y fertilidad baja. En sectores afectados por fenómenos de erosión en masa, erosión en grado moderado y pedregosidad en superficie.	Udorthents Dystrudists Ahorramientos rocosos	40 40 15	SC-20 SC-21	10 a, f, t ₂ , t ₂ p, t ₂ p	55401	0.49
	Frío, húmedo	Crestas ramificadas, crestas y crestones	Areniscas, lodolitas y calizas (intercaladas con cherts y limolitas calcáreas).	Suelos superficiales, bien a excesivamente drenados y texturas medias y gruesas, reacción neutra a ligeramente alcalina y fertilidad moderada a baja. Presencia de pedregosidad superficial y erosión en grado moderado localizada.	Udorthents Hapludolls	80 15	SC-22 SC-23	11 t ₂ p	1003	0.02	
			Crestas, crestones y crestas ramificadas	Areniscas, lodolitas y calizas (intercaladas con cherts y limolitas calcáreas).	Suelos de evolución baja a moderada, variable profundidad elevada (superficiales y profundos), bien a excesivamente drenados, de texturas medias y gruesas; altos contenidos de carbono orgánico, reacción variable desde ligera a extremadamente ácida y fertilidad baja y moderada. En sectores, se presenta erosión laminar y en surcos en grado moderado. Ahorramientos rocosos en menor proporción.	Udorthents Hapludists Dystrudists Ahorramientos rocosos	30 30 30 10	SC-24 SC-25 SC-26	12 a, f, c, t ₂	206194	0.18
	Cálido, muy húmedo	Crestas, lomas y glacis	Areniscas cuarcosas, lodolitas silíceas, lutitas y shales.	Suelos profundos y en sectores superficiales, moderadamente drenados a bien drenados y de texturas finas; reacción ácida a ligeramente ácida y fertilidad moderada a alta (afectados por fenómenos de escurrimiento difuso en grado ligero a moderado).	Hapludists Hapludolls Dystrudists	40 30 20	SC-27 SC-28 SC-29	13 bc, cd, e ₂ , e, e ₂ , f, t ₂	19200	0.17	
			Crestones y eschapes	Areniscas, conglomerados, arcillosas, limolitas. Localmente migmatitas, granulitas y anfibolitas.	Ahorramientos rocosos y áreas erosionadas constituyen la mayor parte de la unidad. Suelos superficiales, bien a excesivamente drenados y de grupo textural grueso; reacción fuertemente ácida y fertilidad baja.	Ahorramientos rocosos Udorthents	70 30	SC-30	14 c, t ₂	12076	0.11
	Frío, seco	Lomas y glacis	Areniscas (intercaladas con limolitas y conglomerados). Localmente cenizas volcánicas.	Suelos moderadamente evolucionados, profundos, bien drenados y de texturas medias y finas; reacción muy fuerte a fuertemente ácida y fertilidad natural baja. Afectados por fenómenos de erosión hídrica laminar en grado ligero y moderado, presenta pedregosidad y rocosidad en superficie; en sectores hay evidencia de deslizamientos, colisión y ramposas.	Dystrudists Hapludists Hapludands	40 30 25	SC-31 SC-32 SC-33	15 cd, e ₂	9670	0.08	
			Medio, húmedo y muy húmedo	Crestas, crestones y colinas	Lodolitas cuarcosas, lutitas, shales, calizas, areniscas, conglomerados, arcillosas y capas de carbón.	Suelos superficiales a moderadamente profundos, bien drenados y de texturas medias; reacción variable entre fuerte y ligeramente ácida; fertilidad que varía entre baja y alta. Presencia en algunos sectores de fenómenos de erosión en grado moderado. Ahorramientos rocosos en baja proporción.	Udorthents Dystrudists Ahorramientos rocosos	50 30 30	SC-34 SC-35	16 c ₂ , e, f, t ₂ , t ₂ p	117605
Abricosa-lámpara	Depósitos cuaternarios de origen fluvio-glaciar (glacial) mixtos con dominante de la fracción gruesa.	Suelos de alta evolución, caracterizados por ser moderadamente bien drenados, moderadamente profundos a superficiales, de texturas finas a medias, reacción muy fuerte a fuertemente ácida, saturación de aluminio media y fertilidad baja a moderada.			Hapludolls Hapludolls	65 35	SC-36 SC-36	16A s	353	0.003	
Crestas ramificadas, lomas y cuevas	Calizas, lodolitas calcáreas, areniscas, arcillosas y conglomerados.	Calizas, lodolitas calcáreas, areniscas, arcillosas y conglomerados.	Suelos de moderada evolución, profundos, bien a imperfectamente drenados, texturas medias y finas; reacción entre extremadamente ácida y neutra, fertilidad natural de baja a moderada. Presencia de fragmentos de roca en superficie. Afectados en sectores por fenómenos erosivos en grado ligero a moderado.	Hapluders Dystrudists	60 40	SC-36 SC-37	17 c ₂ d, sp	4236	0.04		
			Eschapes, crestones y crestas ramificadas	Suelos de moderada a baja evolución; moderadamente profundos a superficiales, bien a excesivamente drenados y de texturas medias; reacción que varía de extremada a ligeramente ácida y fertilidad baja a moderada. En sectores, presencia de ahorramientos rocosos, erosión ligera a moderada y ramposidad en masa.	Hapludands Dystrudists Udorthents	60 30 30	SC-38 SC-39 SC-40	18 a, e ₂ , f, c, t ₂ , t ₂ p	107205	0.94	
Lomas y colinas	Areniscas cuarcosas (intercaladas con lodolitas y calizas), lavas y piroclásticos (intercaladas con areniscas y arcillosas).	Areniscas cuarcosas (intercaladas con lodolitas y calizas), lavas y piroclásticos (intercaladas con areniscas y arcillosas).	Suelos profundos y algunos superficiales, bien drenados y de texturas medias en superficie y finas en profundidad; reacción fuertemente ácida y fertilidad baja a moderada. Afectados en sectores por erosión en grado ligero a moderado.	Dystrudists Hapludolls	70 30	SC-41 SC-42	19 a, f, c, t ₂	8852	0.08		
Lomas y glacis	Píritos, cherts, areniscas calcáreas, calizas, lodolitas y niveles conglomerados coalescentes.	Píritos, cherts, areniscas calcáreas, calizas, lodolitas y niveles conglomerados coalescentes.	Suelos de moderada evolución; moderadamente profundos a superficiales, bien a imperfectamente drenados y de texturas moderadamente gruesas; reacción fuerte a moderadamente ácida y fertilidad variable entre baja a moderada. En amplios sectores, afectados por procesos erosivos hasta en grado moderado y pedregosidad superficial.	Dystrudists Eutrudists Udorthents	65 30 15	SC-43 SC-44 SC-45	20 c ₂ p, e ₂ , c	6100	0.05		