

UNIVERSIDAD CENTRAL DE VENEZUELA

FACULTAD DE CIENCIAS

ESCUELA DE QUÍMICA

DEPARTAMENTO DE GEOQUÍMICA



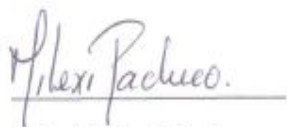
**EVALUACIÓN DE LA RESPUESTA DE LAS PROPIEDADES Y
EMISIONES DE GASES EFECTO INVERNADERO DE UN SUELO
AGRÍCOLA DEL ESTADO GUARICO ANTE LA ADICIÓN DE
BIOCHAR**

Trabajo Especial de Grado presentado
ante la ilustre Universidad Central de
Venezuela por el **Br. Fabio Alexander
Delgado Pérez** para optar al título de
Licenciado en Geoquímica

Caracas, Mayo 2019

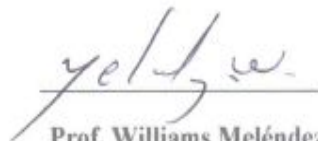
Acta

Los abajo firmantes, asignados por la Universidad Central de Venezuela, como integrantes del jurado examinador del Trabajo Especial de Grado titulado **“EVALUACIÓN DE LA RESPUESTA DE LAS PROPIEDADES Y EMISIONES DE GASES EFECTO INVERNADERO DE UN SUELO AGRÍCOLA DEL ESTADO GUÁRICO ANTE LA ADICIÓN DE BIOCHAR”**. Presentado por el Br. Fabio Delgado, certificamos que este trabajo cumple con los requisitos exigidos por nuestra Magna casa de estudios para optar por el título de Licenciado en Geoquímica.



Prof. Milexi Pacheco

(Tutor)



Prof. Williams Meléndez

(Tutor)



Prof. Katya Reategui

(Jurado)



Prof. Carlos Barrios

(Jurado)

1. RESUMEN

En el siguiente trabajo se evaluó la respuesta de las propiedades y emisiones de gases efecto invernadero (CO_2 y N_2O) de un suelo agrícola del estado Guárico ante la adición de Biochar. Este estudio se realizó mediante una incubación de 21 días, donde se analizaron las propiedades del suelo los días 0, 7 y 21, así como la toma de gases a las 0, 24, 48, 72, 120, 168, 216, 312, 408, 504 horas luego de iniciada la incubación bajo un sistema cerrado a temperatura constante de $25 \pm 1^\circ\text{C}$. Se aplicó un 4% de Biochar y un fertilizante nitrogenado (NPK) bajo dos modalidades de uso (disuelto y sin disolver) en equivalente a 100kgN/ha que es la cantidad utilizada generalmente por los agricultores de la región. Los gases fueron analizados por cromatografía de gases (N_2O) e infrarrojo (CO_2) mientras las propiedades del suelo llevaron el uso de técnicas como el Kjeldahl (NT y NH_4^{4+}), LECO (CT), pH-metro, gravimetría (humedad), así como análisis de textura por medio de Bouyoucus y difracción de rayos X (DRX) para mineralogía. El suelo resultó ser arcilloso con presencia de montmorillonita, resultando ser del tipo vertisol, siendo para la región de estudio lo más habitual. La adición de Biochar generó una respuesta en las propiedades químicas del suelo: (1) Aumentó el pH de manera significativa a través del tiempo, al igual que los tratamientos fertilizados, notando una sinergia en los tratamientos tratados con Biochar y fertilizante simultáneamente. (2) Redujo la pérdida de humedad en el suelo en el tiempo. (3) Aportó amonio al suelo, sin embargo, este fue asimilado fácilmente por los microorganismos. (4) Diferencias no significativas fueron encontradas al adicionar Biochar en la CIC. (5) Aumentó el contenido de CT significativamente. (6) No generó diferencias significativas en cuanto a NT, siendo predominante la influencia del fertilizante aplicado en esta variable sin ser predominante su modo de agregación. De igual manera el Biochar generó una respuesta en la emisión de GEI: (1) Los tratamientos enmendados con Biochar aumentaron el flujo de producción de CO_2 sin llegar a ser significativamente distintos al control. (2) El Biochar no presentó efecto en la emisión de N_2O a través del tiempo. A su vez el modo de agregación del fertilizante influyó en la producción de este gas, siendo los tratamientos con fertilizante disuelto los que presentaron los mayores valores. De esta manera la adición de Biochar sobre el suelo bajo estudio logró mejorar su fertilidad sin perjudicar la emisión de GEI (N_2O y CO_2).

Palabras claves: Suelos, Biochar, Gases de efecto invernadero, Agricultura, Fertilidad del suelo, Propiedades de suelo.

AGRADECIMIENTOS

Sin duda, primeramente a mis padres, Maria Luisa Pérez y Fabio Delgado por su apoyo incondicional desde siempre a pesar de mi terquedad e inseguridad innata. Gracias por motivarme y ayudarme a no rendirme en este camino, y estoy seguro que así será en los que vendrán!

A mis admirables tutores: A la Dra. Milexi Pacheco (IVIC) por la paciencia, comprensión y buena compañía en esta travesía que parecía no acabar. Al Dr. Williams Meléndez (ICT) quien desde el comienzo de la carrera fue una gran ayuda, y que ahora con su apoyo logro finalizar. ¡Muchísimas gracias a los dos!

A la ilustre Universidad Central de Venezuela y todos los profesores que forman parte de esta gran familia, en especial, a los que hacen vida en el Instituto de Ciencias de la Tierra (ICT) en la Facultad de Ciencias con quienes tuve el gusto de poder formarme profesionalmente.

A la profesora Ana López y el laboratorio de Suelos del Instituto de Zoología Tropical quienes me acogieron y brindaron su apoyo en esta travesía.

Al Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC) por permitirme un espacio en sus instalaciones para poder llevar a cabo gran parte de los estudios realizados, además de permitirme conocer buenas personas: A Jenner Gonzales y Anabel Gil por su gran apoyo y compañía durante mi estadía en el Centro de Ciencias Atmosféricas y Biogeoquímica (CCAB) y al Dr. Claus por su ayuda en el tratamiento estadístico.

Al señor Cesar Hernández quien de manera muy amable nos permitió realizar el muestreo requerido en su Finca Agropecuaria ubicada en Guárico. Así mismo agradecer a Raúl Hernández, Yanfranco y la señora Franca por su apoyo a la hora de realizar el muestreo.

A mis compañeros con quienes inicié la carrera: Pedro Rodríguez, Johan Escobar y María José Quintana (dos de los cuales ya son colegas), gracias por los buenos momentos y hacer más agradable la estadía en la facultad. A mis compañeros, Angielen Correa y Miguelangel Mahia Massip a quienes ya puedo considerar colegas y tuve el gusto de conocer durante la carrera, con quienes trabajé en el ICT, gracias por su apoyo y ayuda en el laboratorio, así como buena compañía.

Agradecer a todos y cada uno de quienes en su momento me brindaron apoyo durante este maravilloso viaje cuya primera parada culmina hoy. ¡Muchas Gracias!!!!

ÍNDICE

1. RESUMEN	3
2. INTRODUCCIÓN	11
3. OBJETIVOS	12
3.1. Objetivo General.....	12
3.2. Objetivo Específicos	13
4. MARCO TEÓRICO	13
4.1. Suelos	13
4.1.1. Composición del suelo	14
4.1.2. Formación y evolución del suelo	15
4.1.3. Indicadores de calidad del suelo	15
4.1.4. Deterioro de la calidad del suelo	18
4.2. Atmósfera	19
4.2.1. Componentes de la atmósfera.....	19
4.3. Gases de efecto invernadero y forzamiento radiativo.....	21
4.4. Mecanismos de producción de CO ₂ y N ₂ O en los suelos	23
4.5. Alternativa de mitigación al cambio climático: Biochar	26
4.5.1. Características del Biochar.....	27
4.5.2. Biochar en Venezuela.....	29
5. ANTECEDENTES.....	29
5.1. Internacionales	29
5.2. Nacionales	30
6. ZONA DE ESTUDIO.....	30
7. METODOLOGÍA	32
7.1. Etapa de pre-campo	32

7.1.1.	Diseño experimental	32
7.2.	Etapa de campo.....	33
7.3.	Etapa de Laboratorio.....	34
7.3.1.	Tratamiento de la muestra.....	34
7.3.2.	Fertilizante.....	35
7.3.3.	Biochar.....	35
7.3.4.	Preparación de la incubación.....	36
7.3.4.1.	Peso de suelo por muestra.....	37
7.3.4.2.	Adición de agua destilada desionizada antes de iniciar la incubación ...	37
7.3.4.3.	Densidad aparente.....	37
7.3.4.4.	Densidad real.....	38
7.3.4.5.	Porcentaje de espacios de poros del suelo llenos de agua	38
7.3.4.6.	Frascos de incubación.....	39
7.3.4.7.	Tina con agua	39
7.3.4.8.	Inicio de las incubaciones para las mediciones de variables.....	39
7.3.5.	Evaluación de las variables	40
7.3.5.1.	pH	40
7.3.5.2.	Humedad	40
7.3.5.3.	Análisis de nutrientes.....	41
7.3.5.4.	Análisis de amonio (NH_4^+).....	41
7.3.5.5.	Nitrógeno total.....	41
7.3.5.6.	Carbono total.....	42
7.3.5.7.	Capacidad de intercambio catiónico (CIC).....	42
7.3.5.8.	Gases (CO_2 y N_2O).....	43
7.3.5.9.	a) Análisis del gas de N_2O	43

7.3.5.10. b) Análisis del gas CO ₂	44
7.3.6. Textura	45
8. RESULTADOS Y DISCUSION	47
A continuación se presentan los resultados obtenidos basados en la metodología planteada y su respectiva discusión, la cual se realizó según los objetivos propuestos.	
8.1. Características físicas y químicas del suelo bajo estudio.....	47
8.2. Influencia del Biochar en las propiedades químicas del suelo	50
8.2.1. Cambios del pH	51
8.2.2. Cambios de humedad.....	52
8.2.3. Cambios en el contenido de amonio (NH ₄ ⁺)	54
8.2.4. Cambios en la capacidad de intercambio catiónico.....	56
8.2.5. Cambios en el contenido de carbono total	58
8.2.6. Cambios en el contenido de nitrógeno total.....	59
8.3. Influencia del Biochar y fertilizante en las emisiones biogenicas de N ₂ O y CO ₂ provenientes del suelo.	61
8.3.1. Influencia sobre la emisión de N ₂ O.....	61
8.3.2. Influencia sobre la emisión de CO ₂	65
8.4. Factibilidad de incorporar el biochar como enmienda del suelo y potencial reducción de emisión de GEI.....	70
9. CONCLUSIONES	73
10. RECOMENDACIONES.....	73
11. BIBLIOGRAFÍA.....	74
12. APÉNDICE.....	82
12.1. Apéndice A: Calculo del balance de masa en Carbono total	82
12.2. Apéndice B: Calculo para balance de masas en Nitrógeno total	82
12.3. Apéndice C: Gráficos para las cinéticas de t (7) y t (21) en la emisión de N ₂ O.....	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.Composición (por volumen) de un suelo en buen estado para el crecimiento vegetal. Tomado de: (Tarbuck et al., 2005)	14
Figura 2.Balance de nitrógeno en sistema suelo-planta. Tomado de: Marquina (2010).....	19
Figura 3.Porcentajes relativos de GEI en la atmósfera. Tomado de: Barry y Chorley (2010)	21
Figura 4.Estimaciones de forzamiento radiativo en 2011 respecto de 1750, junto con el nivel de confianza (MA: muy alto, A: alto, M: medio, B: bajo, MB: muy bajo).Tomado y modificado de: IPCC (2014).	23
Figura 5.Mecanismos de producción de N ₂ O. Representación del modelo “The hole in the pipe”. Tomado de: Firestone and Davidson (1989).	25
Figura 6.Producción de N gaseoso en función del WFPS. Tomado de: Davidson et al., (2000).....	26
Figura 7.Proceso de pirólisis para la obtención de Biochar. Tomado y modificado de: http://www.biochar-international.org/technology	28
Figura 8.Principales cereales que se producen en Venezuela (derecha) y los estados productores de maíz (izquierda). Tomado de: M.P.P.A.T (2007).	31
Figura 9.Diseño experimental. Mediciones realizadas en base a los tiempos establecidos,	33
Figura 10.Área de muestreo en Guárico.	34
Figura 11.Toma de muestra individual en cilindro metálico para densidad aparente.....	34
Figura 12.Muestra de suelo tomada en Guárico.	35
Figura 13.Carbón vegetal empleado para el estudio.....	36
Figura 14.Frascos y sus tapas, así como la tina de agua y el regulador en el centro utilizados en las incubaciones.	39
Figura 15.Triangulo textural USDA. Tomado de Bazán (2017).....	46
Figura 16.	46

Figura 17.Cambios en el pH para los distintos tratamientos a lo largo de la incubación. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p>0,05$).	51
Figura 18.Cambios en la humedad del suelo bajo estudio para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p>0,05$).	53
Figura 19.Pendiente relacionada con la pérdida de humedad para los distintos tratamientos.	54
Figura 20.Cambios en el contenido de amonio para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p>0,05$).	55
Figura 21.Contenido de amonio para los tratamientos Control y Biochar en el tiempo. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p>0,05$).	56
Figura 22.Cambios en CIC del suelo bajo estudio para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p>0,05$).	57
Figura 23.Cambios en el carbono total (CT) del suelo para los diferentes tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p>0,05$).	59
Figura 24.Cambios en el nitrógeno total (NT) del suelo bajo estudio para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p>0,05$).	60
Figura 25.Cinética de emisión de N_2O para el tratamiento control en los periodos de incubación de 7 días y 21 días. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media ($n = 3$).	62
Figura 26.Emisión de N_2O a lo largo del periodo de incubación para los distintos tratamientos. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media ($n = 3$).	63
Figura 27.Emisiones obtenidas para los distintos tratamientos en las primeras 48 horas de incubación para N_2O . Valor de R^2 en el extremo externo de cada tratamiento.	64
Figura 28.Acumulado de la emisión de N_2O durante la incubación para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p>0,05$).	65
Figura 29.Cinética para el tratamiento control respecto a la emisión de N_2O en los periodos de incubación de 7 días y 21 días. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media ($n = 3$).	66
Figura 30.Emisión de CO_2 a lo largo del periodo de incubación para los distintos tratamientos. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media ($n = 3$).	68
Figura 31.Emisiones obtenidas para los distintos tratamientos en las primeras 48 horas de incubación para CO_2 . Valor de R^2 en el extremo externo de cada tratamiento.	68

Figura 32. Emisión acumulada de CO₂ durante la incubación para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes (p>0,05). 69

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Conjunto de indicadores físicos, químicos y biológicos propuesto para monitorear los cambios que ocurren en el suelo (Larson y Pierce, 1991; Doran y Parkin, 1994; Seybold et al., 1997).	16
Tabla 2. Fuentes globales de NO _x y N ₂ O para 1990's en TgN/año, IPCC (2007).....	24
Tabla 3. Tratamientos realizados al suelo durante cada periodo de incubación.	32
Tabla 4. Propiedades del fertilizante NPK (10:20:20).....	35
Tabla 5. Propiedades fisicoquímicas del carbón tamizado. Tomado de: Pérez et al., (2018)	36
Tabla 6. Características físicas y químicas del suelo bajo cultivo de maíz muestreado (0-5cm profundidad).	48
Tabla 7. Resultados del análisis de difracción de rayos X para la muestra de suelos del estado Guárico.	49
Tabla 8. Resumen de los cambios generados por el Biochar en las distintas variables analizadas.	71

2. INTRODUCCIÓN

Los suelos son fundamentales para la vida en la Tierra ya que suministran a las plantas nutrientes, agua y el soporte para sus raíces. Por otro lado, el suelo es un importante almacén de carbono, el cual ayuda a regular las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) y otros gases de efecto invernadero como el óxido nitroso (N₂O). De igual forma algunos suelos representan un interés económico para la sociedad, ya que es en esta superficie donde el ser humano puede cultivar sus alimentos más básicos, además de ser el sustrato sobre el cual se realizan las edificaciones. Sin embargo, el uso excesivo del suelo por parte de la sociedad lo está llevando a límites críticos de acuerdo a la Organización de las Naciones unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2016).

Según Kovda (1997), aproximadamente 70% de los suelos disponibles difieren mucho del ideal para la producción agrícola, siendo que, sólo el 11% de los suelos del mundo están libres de limitaciones serias para el uso agrícola (FAO., 1995). Se ha estimado que el 33 % de los suelos está de moderado a altamente degradado debido a la erosión, la salinización, compactación, acidificación y la contaminación química (FAO., 2016). El siglo XX ha presenciado un incremento extraordinario en la población y la economía junto con una revolución en la agricultura. La población mundial ha crecido un 98% entre 1961 y 2000, mientras la producción alimentaria aumentó un 146%. Con una proyección de 9,6 billones para el año 2050, las estimaciones de la demanda mundial de alimentos sobre la base de estas predicciones de población y en los cambios dietéticos esperados indican que la producción deberá incrementarse en un 40-70% en comparación con el 2010 (FAO., 2016).

Sin embargo, las posibilidades de incorporar suelos nuevos para el cultivo son cada vez menores, debido a las inversiones que ello significa y el costo de su conservación. En los suelos actualmente en uso, se han venido aplicando cada vez más cantidades de fertilizantes junto con los manejos agrícolas de laboreo que, como consecuencia han incrementado la dependencia de insumos externos para mantener la productividad del suelo (FAO., 2016) y, además, expuestos a fuerte deterioro, que en casos extremos puede dar lugar a la pérdida irreversible del suelo cultivable. La agricultura moderna es una de las principales causas de la contaminación ambiental, incluido el cambio ambiental a gran escala inducido por el nitrógeno proveniente de fertilizantes (Foley, J, 2005). En la escala planetaria, las cantidades adicionales de nitrógeno usadas por la sociedad son ahora tan grandes que perturban significativamente el ciclo global del mismo (Gruber y Galloway, 2008).

La fabricación de fertilizantes para la producción de alimentos, convierten alrededor de 120 millones de toneladas de N₂ de la atmósfera por año en formas reactivas, que es más que los efectos combinados de todos los procesos terrestres de la Tierra. Gran parte de este nuevo nitrógeno reactivo termina en el medio ambiente, contaminando las vías fluviales y la zona

costera, acumulándose en los sistemas terrestres como los suelos y agregando una cantidad de gases a la atmósfera algunos de los cuales son de efecto invernadero (GEI). El óxido nitroso, por ejemplo, es uno de los GEI más importantes no-CO₂ y, por lo tanto, aumenta directamente el forzamiento radiativo, erosionando lentamente la resistencia de importantes subsistemas de la Tierra (Rockstrom et al., 2009).

La necesidad de mitigar estos últimos, así como hacer óptimo el manejo de los suelos y la posibilidad de recuperar aquellos que han sido degradados ha llevado al uso de nuevos recursos que contribuyan a mejorar tal situación, y que a su vez no generen nuevos problemas ambientales. De esta necesidad surge el Biochar, el cual es un compuesto de carbono orgánico predominantemente estable y recalcitrante, creado cuando la biomasa (materia prima) se calienta a temperaturas menores de 700°C, a baja concentración de oxígeno en un proceso denominado pirólisis ((Lehmann y Joseph, 2009). Este se ha convertido en una estrategia potencial de beneficio mutuo para la mitigación del cambio climático y la producción de alimentos a escala mundial, esto mediante el secuestro de carbono así como mejorando las propiedades y funciones del suelo, asociándolo a su vez en estudios recientes a las actividades agrícolas (Jeffery et al., 2011; Lehmann et al., 2006; Sohi et al., 2010; Xie et al., 2015).

En Venezuela se han realizado pocos trabajos dirigidos a entender los cambios en las propiedades de los suelos tratados con Biochar y por lo tanto establecer su potencial efecto en la reducción de los GEI. Si bien se conoce que el Biochar es capaz de mejorar las propiedades del suelo al mismo tiempo que reduce las emisiones de estos GEI, existen estudios contrastantes a estos en los cuales el Biochar produjo cambios adversos, potenciando la producción de GEI (Zimmerman et al., 2011). En este sentido, no existe unanimidad en cuanto a los resultados de tratamientos con Biochar, especialmente al efecto del Biochar en suelos venezolanos. Por estas razones se plantea el presente trabajo de investigación en el cual se espera que la adición de Biochar mejore positivamente las propiedades de un suelo agrícola venezolano y se reduzcan así mismo las emisiones de GEI.

Para comprobar esta hipótesis se evaluará la respuesta de las propiedades de un suelo agrícola del estado Guárico tratado con Biochar y el cambio en la emisión de los GEI mediante un diseño experimental, enmarcado en los siguientes objetivos:

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General

Evaluar la respuesta de las propiedades y emisiones de gases efecto invernadero de un suelo agrícola del estado Guárico ante la adición de Biochar mediante un diseño experimental.

3.2. Objetivo Específicos

1. Caracterizar un suelo agrícola del estado Guárico a través de las medidas de pH, nitrógeno total (NT), carbono total (CT), nutrientes (NH_4^+), capacidad de intercambio catiónico (CIC), densidad (aparente y real) y mineralogía.
2. Determinar los cambios en las propiedades químicas del suelo ante la adición de Biochar (pH, carbono total (CT), nitrógeno total (NT), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y amonio (NH_4^+) mediante un diseño experimental.
3. Cuantificar los cambios de las emisiones de CO_2 y N_2O provenientes del sistema suelo-Biochar a través de un diseño experimental.
4. Establecer la capacidad del Biochar como enmienda del suelo para mejorar sus propiedades y así mismo reducir las emisiones de CO_2 y N_2O a través del análisis de los resultados obtenidos.

4. MARCO TEÓRICO

4.1. Suelos

Los suelos son sistemas naturales asociados con la pedosfera, ésta última es el resultado de la interacción entre todos los componentes que están presentes en la superficie de la tierra: litosfera, atmósfera, hidrosfera y biosfera. La litosfera constituye el soporte material del suelo, la biosfera se desarrolla en su seno y le aporta materia orgánica, las condiciones atmosféricas y las características de la hidrosfera condicionan su formación y tipo. La pedosfera actúa como el mediador de las transformaciones biogeoquímicas y los flujos hacia y desde las esferas adyacentes y está compuesta por componentes minerales, fluidos, gases y componentes biológicos. (Nieder et al., 2018)

El suelo es el material tanto orgánico como inorgánico en la superficie de la Tierra, constituido por una fina capa de rocas fragmentadas y material orgánico descompuesto (Whalen y Sampedro, 2010) originado por la meteorización física y química de rocas preexistentes (Loll y Moldrup, 2000), que se diferencia de los sedimentos ya que presenta variaciones en sus características físicas y químicas, así como distribución vertical, donde es posible distinguir diferentes horizontes en profundidad. El suelo proporciona una variedad de beneficios a la biosfera: proporciona un hábitat para una diversidad de organismos y animales, actúa como un medio de sustento para las raíces de las plantas y les suministra nutrientes esenciales y agua (Ray y Brady, 2010). Además, juega un papel importante en la regulación de los ciclos naturales del agua, aire, carbono y nitrógeno, contribuyendo a la reducción del calentamiento global, debido a los procesos de intercambio de gases entre la atmósfera y el suelo, donde, los suelos representan el segundo

sumidero de carbono más importante del planeta luego de los océanos. El suelo también puede proporcionar agua potable porque tiene la capacidad de filtrar sustancias orgánicas y metales pesados o pesticidas que se han agregado a los campos, jardines, etc., evitando que dichos contaminantes terminen en las aguas subterráneas.

4.1.1. Composición del suelo

El suelo es un sistema heterogéneo de tres fases: sólida, líquida y gaseosa. Aunque las proporciones de los principales componentes que hay en el suelo varían, siempre están presentes los mismos cuatro componentes: materia mineral y orgánica, agua y aire (Tarbuck et al., 2005) (Figura 1). La fase líquida conocida como "solución del suelo" está formada por una disolución acuosa de iones de diferentes sales así como una amplia serie de sustancias orgánicas. Por su parte la fase gaseosa corresponde a los gases provenientes de la atmósfera y los generados "in situ", esta fase presenta gran variabilidad tanto en su volumen, por su interdependencia con la fase líquida, como en su composición, debido al consumo de oxígeno (O_2) y a la producción de CO_2 por parte de los organismos presentes en el suelo. La fase sólida está formada por partículas minerales provenientes de la alteración del material parental y, en menor proporción, por componentes orgánicos. La fracción de materia orgánica del suelo se origina a partir de residuos de plantas y animales que son descompuestos continuamente por los organismos del suelo, pero también se renueva fácilmente mediante la adición de nuevos residuos. Las partículas de materia orgánica se pueden comparar con el tamaño de los minerales de arcilla ($<2 \mu m$) y a menudo se especifican como humus.

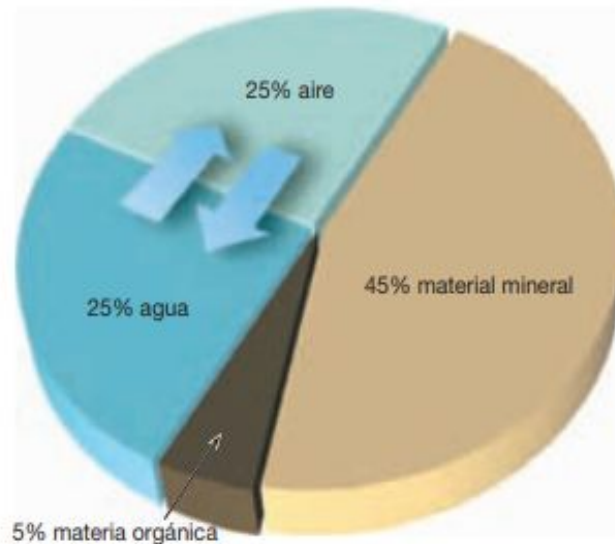


Figura 1. Composición (por volumen) de un suelo en buen estado para el crecimiento vegetal. Tomado de: (Tarbuck et al., 2005)

Las partículas del suelo son separadas en función de su tamaño, y tradicionalmente divididas en tres rangos de tamaño total, arcilla ($<2 \mu\text{m}$), limo ($2-62,5 \mu\text{m}$) y arena ($62,5-2000 \mu\text{m}$), clasificándose en diferentes texturas según el contenido de arcilla, limo y arena en el suelo (Loll y Moldrup, 2000).

4.1.2. Formación y evolución del suelo

En la formación y evolución de un perfil de suelo están involucrados cinco factores a saber: el material parental, la morfología del terreno, el tiempo, el clima y la actividad biológica. La naturaleza del material parental condicionara la velocidad de meteorización mientras su composición química afectara la fertilidad del suelo. Por otro lado, la topografía tiene un efecto significativo sobre la magnitud de la erosión y el contenido acuoso del suelo, mientras que el tiempo junto con las condiciones climáticas, condicionaran el grado de meteorización. Por su parte la actividad biológica proporciona materia orgánica al suelo, además de tener una influencia sobre sus propiedades físicas y químicas (Tarbuck et al., 2005). Sin embargo, estos factores no son suficientes para describir el estado actual de los suelos del planeta, por lo que es necesario considerar otro factor relevante, el factor humano. El hombre, y particularmente la actividad agrícola e industrial excesiva, resultan determinantes en el deterioro del suelo.

4.1.3. Indicadores de calidad del suelo

Para definir el impacto que tiene el hombre sobre la calidad del suelo se usan los denominados indicadores de calidad del suelo, y los atributos que son sensibles a la gestión son los más deseables como indicadores. Se debe medir un número mínimo de indicadores para evaluar los cambios en la calidad del suelo como resultado de diversas prácticas de manejo. Estos generalmente se identifican con base en el juicio subjetivo o mediante técnicas de reducción de datos estadísticos. Larson y Pierce (1991); Doran y Parkin (1994) y Seybold et al. (1997) plantearon un conjunto mínimo de propiedades del suelo para ser usadas como indicadores para evaluar los cambios que ocurren en el suelo con respecto al tiempo (Tabla 1).

Las características físicas del suelo son una parte necesaria en la evaluación de la calidad de este recurso porque no se pueden mejorar fácilmente (Singer y Ewing, 2000). Las propiedades físicas que pueden ser utilizadas como indicadores de la calidad del suelo (Tabla 1), son aquellas que reflejan la manera en que este recurso acepta, retiene y transmite agua a las plantas, así como las limitaciones que se pueden encontrar en el crecimiento de las raíces, la emergencia de las plántulas, la infiltración o el movimiento del agua dentro del perfil y que además estén relacionadas con el arreglo de las partículas y los poros (Cruz et al., 2004). La estructura, densidad aparente, estabilidad de agregados, infiltración, profundidad del suelo superficial, capacidad de almacenamiento del agua y

conductividad hidráulica saturada son las características físicas del suelo que se han propuesto como indicadores de su calidad.

Tabla 1. Conjunto de indicadores físicos, químicos y biológicos propuesto para monitorear los cambios que ocurren en el suelo (Larson y Pierce, 1991; Doran y Parkin, 1994; Seybold et al., 1997).

Propiedad	Relación con la condición y función del suelo	Valores o unidades relevantes ecológicamente; comparaciones para evaluación
Físicas		
Textura	Retención y transporte de agua y compuestos químicos; erosión del suelo	% de arena, limo y arcilla; pérdida del sitio o posición del paisaje
Profundidad del suelo, suelo superficial y raíces	Estima la productividad potencial y la erosión	cm o m
Infiltración y densidad aparente	Potencial de lavado; productividad y erosividad	minutos/2.5 cm de agua y g/cm ³
Capacidad de retención de agua	Relación con la retención de agua, transporte, y erosividad; humedad aprovechable, textura y materia orgánica	% (cm ³ /cm ³), cm de humedad aprovechable/30 cm; intensidad de precipitación
Químicas		
Materia orgánica (N y C total)	Define la fertilidad del suelo; estabilidad; erosión	Kg de C o N ha ⁻¹
pH	Define la actividad química y biológica	comparación entre los límites superiores e inferiores para la actividad vegetal y microbiana
Conductividad eléctrica	Define la actividad vegetal y microbiana	dSm ⁻¹ ; comparación entre los límites superiores e inferiores para la actividad vegetal y microbiana
P, N, y K extractables	Nutrientes disponibles para la planta, pérdida potencial de N; productividad e indicadores de la calidad ambiental	Kg ha ⁻¹ ; niveles suficientes para el desarrollo de los cultivos
Biológicas		
C y N de la biomasa microbiana	Potencial microbiano catalítico y depósito para el C y N, cambios tempranos de los efectos del manejo sobre la materia orgánica	Kg de N o C ha ⁻¹ relativo al C y N total o CO ₂ producidos
Respiración, contenido de humedad y temperatura	Mide la actividad microbiana; estima la actividad de la biomasa	Kg de C ha ⁻¹ d ⁻¹ relativo a la actividad de la biomasa microbiana; pérdida de C contra entrada al reservorio total de C
N potencialmente mineralizable	Productividad del suelo y suministro potencial de N	Kg de N ha ⁻¹ d ⁻¹ relativo al contenido de C y N total

Los indicadores químicos propuestos (Tabla 1) se refieren a condiciones de este tipo que afectan las relaciones suelo-planta, la calidad del agua, la capacidad amortiguadora del suelo, la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas y microorganismos (SQI, 1996; Karlen y Stott, 1994). Algunos indicadores son la disponibilidad de nutrientes, carbono orgánico total, carbono orgánico lábil, pH, conductividad eléctrica, capacidad de adsorción de fosfatos, capacidad de intercambio de cationes, cambios en la materia orgánica, nitrógeno total y nitrógeno mineralizable.

La acidez incide directamente en la fertilidad de los suelos, ocasionando un mayor o menor grado de solubilidad de los elementos nutrientes para las plantas afectando de este modo la producción agrícola. Además, la acidez incide en otros fenómenos fisicoquímicos, como la capacidad de intercambio catiónico, la adsorción de elementos. Entre las fuentes de acidez se encuentran el material parental si este es de reacción ácida o alcalina aportará diferentes pH al suelo que, claramente está relacionado con el grado de meteorización que presente el mismo, siendo que, a mayor grado de meteorización ocurre una mayor pérdida de cationes alcalinos y por ende el suelo se tornara cada vez más ácido. La mineralización de los residuos orgánicos genera amonio (NH_4^+) cuya posterior oxidación a nitrato (NO_3^-) ocurre con liberación de H^+ . Además los ácidos húmicos, componentes de la materia orgánica más estable en el suelo, poseen grupos reactivos, carboxílicos y fenólicos, que se comportan como ácidos débiles. El uso de fertilizantes puede dejar residuos ácidos o alcalinos de acuerdo al carácter ácido o básico débil de los iones constituyentes del mismo, o a su posibilidad de experimentar reacciones de óxido reducción. Mientras que también existen fertilizantes que no influyen en el pH del suelo. Y entre los factores externos se ubican La extracción de bases por los cultivos, generalmente es mayor que el aporte de fertilización, lo que lleva a una acidificación del suelo (Casas 2003) y las precipitaciones.

Por otro lado los indicadores biológicos propuestos (Tabla 1) integran gran cantidad de factores que afectan la calidad del suelo como la abundancia y subproductos de micro y macroorganismos, incluidos bacterias, hongos, nemátodos, lombrices, anélidos y artrópodos. Incluyen funciones como la tasa de respiración, tasas de descomposición de los residuos vegetales, nitrógeno y carbono de la biomasa microbiana (SQI, 1996). Como la biomasa microbiana es mucho más sensible al cambio que el C total se ha propuesto la relación $C_{\text{microbiano}}:C_{\text{orgánico}}$ del suelo para detectar cambios tempranos en la dinámica de la materia orgánica (Sparling, 1997).

Durante décadas, los suelos han estado sujetos a degradación y contaminación. La degradación del suelo produce una pérdida a largo plazo de la función y productividad del ecosistema, de la cual el suelo no puede recuperarse por sí mismo (Bai et al., 2008). Las actividades humanas impactan varios procesos en el suelo que podrían conducir al deterioro de uno o varios de los indicadores de calidad antes mencionados. La FAO define la

degradación como el proceso que reduce la capacidad de un suelo para producir bienes o servicios. Los principales procesos de degradación incluyen: erosión, deterioro de la estructura del suelo, compactación, químicos (pérdida y desequilibrio de nutrientes, acidificación, salinización, disminución de la capacidad de intercambio catiónico) y degradación biológica (disminución de la materia orgánica del suelo), reducción en la actividad y diversidad de especies de microorganismos del suelo. La calidad del suelo junto con el clima, el terreno y topografía, la vegetación y la biodiversidad del suelo determinan el tipo de proceso de degradación. Varios estudios han demostrado que ha habido una disminución significativa en la calidad del suelo en todo el mundo a través de cambios adversos en sus propiedades físicas, químicas y biológicas y la contaminación por sustancias químicas inorgánicas y orgánicas (Nieder et al, .2018). Por lo tanto, la comprensión de los procesos fundamentales en el suelo es de gran importancia para evitar que se sigan deteriorando y tratar de mejorar los que ya han sido afectados por algún tipo de degradación.

4.1.4. Deterioro de la calidad del suelo

Uno de los principales causantes del deterioro y degradación del suelo es la actividad agrícola. Las prácticas agrícolas actuales, desvinculadas del mantenimiento del suelo generan deterioro en las propiedades tanto físicas, químicas como biológicas, estas conducen a una gradual pérdida de la materia orgánica del suelo, produciendo emisiones importantes de dióxido de carbono hacia la atmósfera. (FAO, 2011).

Dentro de las actividades agrícolas, el N es un nutriente esencial para la producción de alimentos, pero la cantidad de este elemento (presente en los fertilizantes) usado por los cultivos raramente excede el 40%. Un estudio realizado por Marquina (2010) en campos agrícolas del estado Guárico y Portuguesa determinó solamente un 37-48% del nitrógeno aplicado de los fertilizantes era asimilado por las plantas y además esta asimilación depende del tipo de suelo, mientras el restante se perdió por procesos como lixiviación o a través de formas gaseosas como N_2O , NO_x y N_2 (Figura 2). Estas pérdidas de N causan problemas en el ambiente y en el ser humano, además de representar pérdidas económicas para los productores agrícolas; por esta razón, es necesario desarrollar prácticas racionales de fertilización e implementar mejoras significativas en los sistemas de manejo que aseguren el uso eficiente del N.

De esta manera, además de producir un aumento gradual en el deterioro de las propiedades del suelo, las actividades agrícolas fomentan la liberación de gases como son CO_2 y gases nitrogenados (NO_x , N_2 y N_2O) los cuales juegan un papel fundamental en la química atmosférica.

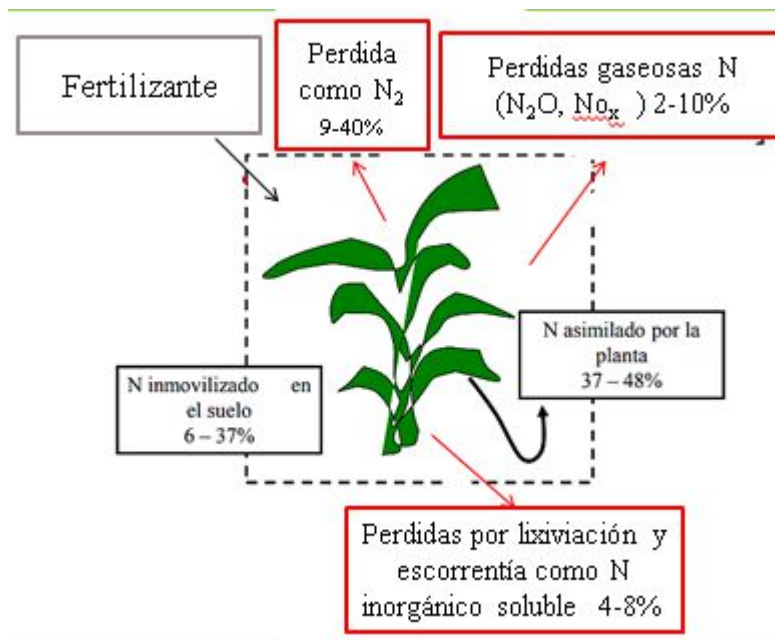


Figura 2. Balance de nitrógeno en sistema suelo-planta. Tomado de: Marquina (2010)

4.2. *Atmósfera*

La atmósfera, vital para la vida terrestre, envuelve la tierra a un grosor de solo el 1% del radio de la tierra. Dentro de la atmósfera existe una estructura similar a la de los suelos, esta se encuentra dividida en capas que se diferencian en función de la variación de la temperatura con la altitud. La capa más cercana a la superficie, denominada tropósfera, se extiende en promedio hasta 12 km de altura (Barry y Chorley, 2010). En esta capa, que concentra el 75 % de toda la masa de la atmósfera, ocurren los fenómenos meteorológicos más relevantes, además de ser la más influenciada por las actividades humanas. En el límite superior de la tropósfera, denominado tropopausa, la temperatura deja de disminuir y está cercana a los $-55\text{ }^{\circ}\text{C}$.

La estratosfera se extiende hacia arriba desde la tropopausa a aproximadamente 50 km y representa aproximadamente el 10% de la masa atmosférica. Por encima de ella se ubican la, mesosfera, termosfera y exosfera que juntas comprenden el 15% restante del volumen de la atmósfera.

4.2.1. *Componentes de la atmósfera*

Por otro lado la atmósfera, se compone de cerca del 78 % en nitrógeno (N_2) y el oxígeno (O_2) representa un 21 % del volumen total, juntos forman un 99% de los gases presentes, el 1% restante lo conforman los GEI y demás gases minoritarios. En la atmósfera existe un

balance entre la salida (destrucción) y entrada (producción) de estos gases, este ciclo ha sido afectado en gran medida por las prácticas agrícolas que incorporan más GEI que los que el propio sistema puede asimilar. Por ejemplo, el nitrógeno es removido de la atmósfera principalmente por procesos biológicos que involucran las bacterias presentes en los suelos, y retorna a la atmósfera por medio de la degradación de la materia orgánica por la acción de microorganismos. El oxígeno, por su parte, es removido de la atmósfera por la degradación de la materia orgánica y por los procesos de oxidación en los que se combina con otras sustancias. El oxígeno también es consumido en la respiración de los seres vivos, por la que se libera CO_2 . La incorporación de oxígeno a la atmósfera ocurre, en cambio, en los procesos de fotosíntesis. (Barry y Chorley, 2010).

El CO_2 , un componente natural de la atmósfera, ocupa alrededor del 0,036 % del volumen del aire, lo que es un pequeño pero importante porcentaje ya que participa en procesos climatológicos. Entra a la atmósfera sobre todo por la degradación de la materia vegetal, pero también lo hace por las erupciones volcánicas, la respiración de los seres vivos y por actividades humanas, como el uso de combustibles, deforestación y las prácticas agrícolas. Además del N_2 , el O_2 , el vapor de agua, que son los gases principales, la atmósfera contiene otros en menor proporción que afectan el clima. Los más importantes son el ozono (O_3), el metano (CH_4), el CO_2 , los óxidos de nitrógeno (NO_x), el N_2O y los clorofluorocarbonos (CFC).

Todos estos gases, exceptuando los NO_x son gases de efecto invernadero (Figura 3) donde, el aumento de su concentración promueve el calentamiento global del planeta. Durante este proceso la acción de determinados componentes de la atmósfera (gases de invernadero) absorben parte de la radiación infrarroja emitida por la superficie terrestre y su irradiación es devuelta hacia abajo, lo cual conduce un a cambio climático en la superficie del planeta (Barry y Chorley, 2010).

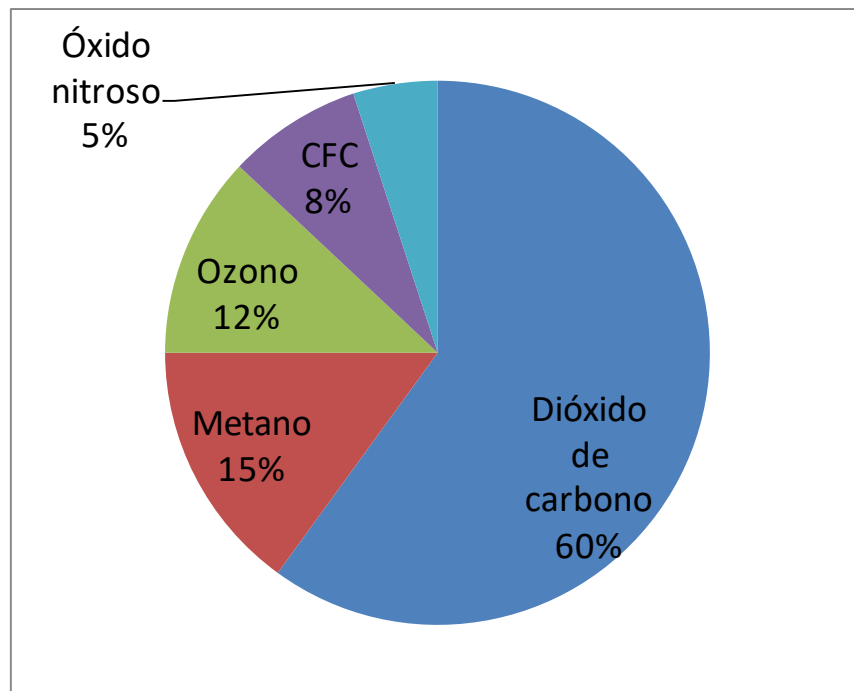


Figura 3. Porcentajes relativos de GEI en la atmósfera. Tomado de: Barry y Chorley (2010)

4.3. Gases de efecto invernadero y forzamiento radiativo

El mecanismo de conducción del cambio climático global se conoce como "forzamiento radiativo". El Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) definió este término el cual es una medida de la influencia que tiene un factor en alterar el equilibrio de la energía entrante y saliente en el sistema Tierra-atmósfera en la tropopausa y es un índice de la importancia del factor como mecanismo potencial de cambio climático. El IPCC se ha enfocado en comparar el forzamiento radiativo ejercido por diferentes factores (gases de efecto invernadero, aerosoles, ozono troposférico, entre otros) existente entre la era preindustrial (año 1750) hasta 2011 (IPCC, 2014). La unidad de forzamiento radiativo es $W m^{-2}$, un valor positivo indica calentamiento de la superficie mientras que uno negativo indica enfriamiento de la superficie en comparación con el año 1750.

En respuesta al forzamiento radiativo, el sistema intenta establecer nuevo equilibrio, asistido por el calentamiento o enfriamiento en la superficie. Los desequilibrios de radiación surgen de procesos naturales (ej., efectos astronómicos sobre la radiación solar entrante de onda corta, cambios en la producción solar total y erupciones volcánicas, estos últimos cargan la atmósfera con aerosoles, pequeñas partículas suspendidas en el aire) e influencias humanas (ej., cambios en las concentraciones de gases de efecto invernadero y

aerosoles debido a la quema de combustibles fósiles y un conjunto de otras actividades, como la deforestación y la agricultura) (Barry y Chorley., 2010).

El forzamiento radiativo antropogénico total hasta 2011, en relación con 1750, fue de 2,29 $W m^{-2}$ (Figura 4). Solo las emisiones de CO_2 han causado un forzamiento radiativo de 1,68 $W m^{-2}$ correspondiendo a un 64% del total por esta razón, es uno de los gases de estudio. El CO_2 es un gas muy estable que se encuentra bien mezclado en la atmósfera terrestre y es el principal gas de efecto invernadero. Con una concentración para el año 2011 de 391ppm en la atmósfera, este representa un aumento de 40% comparado con la era preindustrial (IPCC, 2014). Los niveles atmosféricos de CO_2 se han incrementado a una velocidad de 1,9 ppm/año en el período 2000 - 2008, comparado con la velocidad de incremento de 1,5 ppm/año en los 1990. Esta velocidad de incremento actual del CO_2 atmosférico es 10 veces mayor que la velocidad más rápida detectada en la data de los núcleos de hielo. La principal causa del crecimiento en la concentración atmosférica de CO_2 es el uso de combustibles fósiles, la cual representa un 75% del incremento; sin embargo, el cambio en el uso de la tierra (dominado por deforestación) contribuye con el 25% restante (IPCC, 2007). Para el año 2008, las emisiones globales de CO_2 provenientes de la quema de combustibles fósiles, la producción de cemento y la deforestación fueron 27% más altas que las de 1990.

Por otro lado está el N_2O con un menor aporte al forzamiento radiativo global (0,17 $W m^{-2}$ representando un 6%) (Figura 4) pero igualmente importante ya que tiene una capacidad de absorción infrarroja 300 veces más efectiva que la del CO_2 (IPCC, 2007) por esta razón es un gas de gran interés en este estudio junto al CO_2 . Es un gas de vida larga en la atmósfera con un tiempo de vida troposférico de 114 años. Esto es debido a que su principal reacción de remoción es la fotólisis y fotooxidación en la estratosfera siendo la principal fuente del NO estratosférico, el cual participa en el ciclo catalítico de destrucción de la capa de ozono.

Se puede observar en la Tabla 2 que las fuentes de N_2O más importantes son los suelos tanto naturales como agrícolas, representando un 53% del total de las fuentes. Para 2011 la concentración atmosférica del N_2O era de 324ppb valor que excedía en 20% su valor preindustrial, principalmente afectado por la acción de la actividad agrícola (Kroeze et al., 1999) y aumentando a una tasa constante de 0,26% por año desde 1980 (IPCC, 2014).

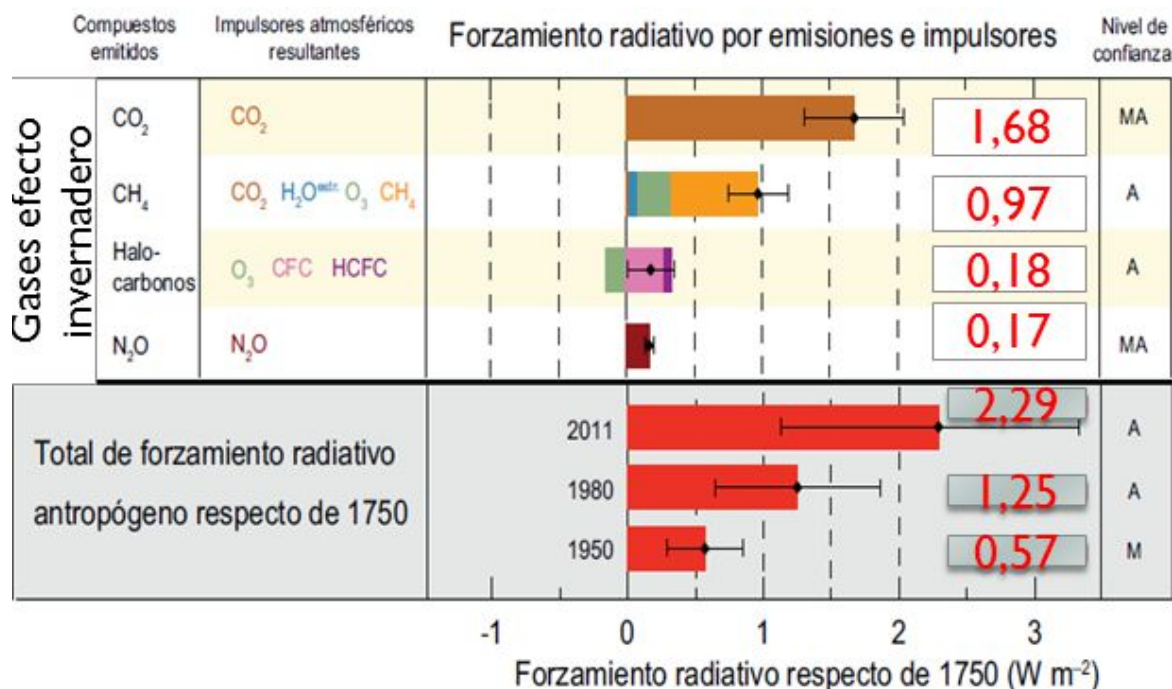


Figura 4. Estimaciones de forzamiento radiativo en 2011 respecto de 1750, junto con el nivel de confianza (MA: muy alto, A: alto, M: medio, B: bajo, MB: muy bajo). Tomado y modificado de: IPCC (2014).

4.4. Mecanismos de producción de CO₂ y N₂O en los suelos

El CO₂ es producido en los suelos por organismos heterotróficos y autotróficos; siendo los primeros los más importantes. Estos pueden subdividirse en dos grupos: (1) los microorganismos del suelo (bacterias, hongos micorrízicos y no micorrízicos, actinomicetes y protozoarios) y (2) la macrofauna del suelo (invertebrados macroscópicos y pequeños mamíferos) (Kuzyakov, 2006). El CO₂ total producido por los organismos heterotróficos del suelo se debe principalmente a la respiración, mientras que la macrofauna del suelo usualmente contribuye poco (Ke et al., 2005). Por otra parte, las plantas son el principal organismo autótrofo que contribuye a la producción de CO₂ en el suelo mediante la respiración de las raíces (Kuzyakov, 2006). El CO₂ del suelo que se transporta hacia la atmósfera (o flujo de CO₂) es controlado por la velocidad con la que este se produce en el suelo, por el gradiente de concentración del gas entre el suelo y la atmósfera y por propiedades como tamaño de poro, temperatura del aire y velocidad del viento que influyen en el movimiento del gas a través y fuera del suelo, así como por condiciones del medio ambiente (Raich y Sholesinger, 1992). En este sentido, el flujo de CO₂ proveniente del suelo da información sobre la actividad metabólica total en el suelo, en vista que es el resultado de estos complejos procesos y está influenciado por varios factores (Hui y Luo, 2003).

Tabla 2. Fuentes globales de NO_x y N_2O para 1990's en TgN/año, IPCC (2007).

Fuente	NO_x	N_2O
<i>Antropogénicas</i>	33,4	6,7
Combustión de combustibles fósiles y procesos industriales	25,6 (21 – 28)	0,7 (0,2 – 1,8)
Aviones	0,5 – 0,8	-
Agricultura	1,6	2,8 (1,7 – 4,8)
Excreta humana	-	0,2 (0,1 – 0,3)
Quema de biomasa y biocombustibles	5,9 (6 – 12)	0,7 (0,2 – 1,0)
Ríos, estuarios y zonas costeras	-	1,7 (0,5 – 2,9)
Deposición atmosférica	0,3	0,6 (0,3 – 0,9)
<i>Naturales</i>	8,4 – 13,7	11,0
Suelos con vegetación natural	7,3 (5 – 8)	6,6 (3,3 – 9,0)
Océanos	-	3,8 (1,8 – 5,8)
Relámpagos	1,1 – 6,4	-
Química Atmosférica	-	0,6 (0,3 – 1,2)
Total de Fuentes	41,8 – 47,1	17,7 (8,5 – 27,7)

Por su parte el mecanismo de producción de N_2O en los suelos puede ser explicado mediante el modelo del hoyo en la tubería (“the hole in the pipe”) propuesto por Firestone y Davidson en 1989 (Firestone and Davidson, 1989) (Figura 5). Los procesos microbianos responsables de la emisión de los gases nitrogenados son la nitrificación y denitrificación.

En ambos procesos, las bacterias nitrificantes y denitrificantes toman el nitrógeno disponible en el suelo (bien sea como amonio o nitrato) y los convierten en especies gaseosas de nitrógeno (N_2 , N_2O , NO). La nitrificación se define como el paso del amonio (NH_4^+) derivado de la mineralización a nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^-) mediante oxidación, este proceso ocurre bajo condiciones aerobias (reacciones 1 y 2) (Schlesinger, 2000). La reacción (2) es más rápida que la (1), y ambas reacciones son mucho más rápidas que la reacción de pasaje de nitrógeno orgánico a NH_4^+ , por lo que el NO_3^- es la forma de nitrógeno mineral que normalmente se acumula en los suelos, además, como se observa en la reacción (1), en el pasaje de NH_4^+ a NO_3^- se libera H^+ , por lo que en determinadas condiciones la nitrificación puede acidificar los suelos.

Por otro lado en condiciones anaeróbicas las bacterias denitrificantes utilizan el NO_3^- producido como aceptor de electrones (e^-) en lugar de O_2 generando formas gaseosas de nitrógeno, N_2 (N molecular), N_2O y NO_x (reacción 3) (Schlesinger, 2000). Sin embargo, también puede ocurrir el proceso conocido como nitrificación denitrificante, en el cual bacterias nitrificantes facultativas en condiciones anaeróbicas son capaces de reducir el NO_2^- a N_2 , cuando se tienen condiciones con limitación de oxígeno, produciendo N_2O como subproducto de la reacción (Wrage et al., 2001).

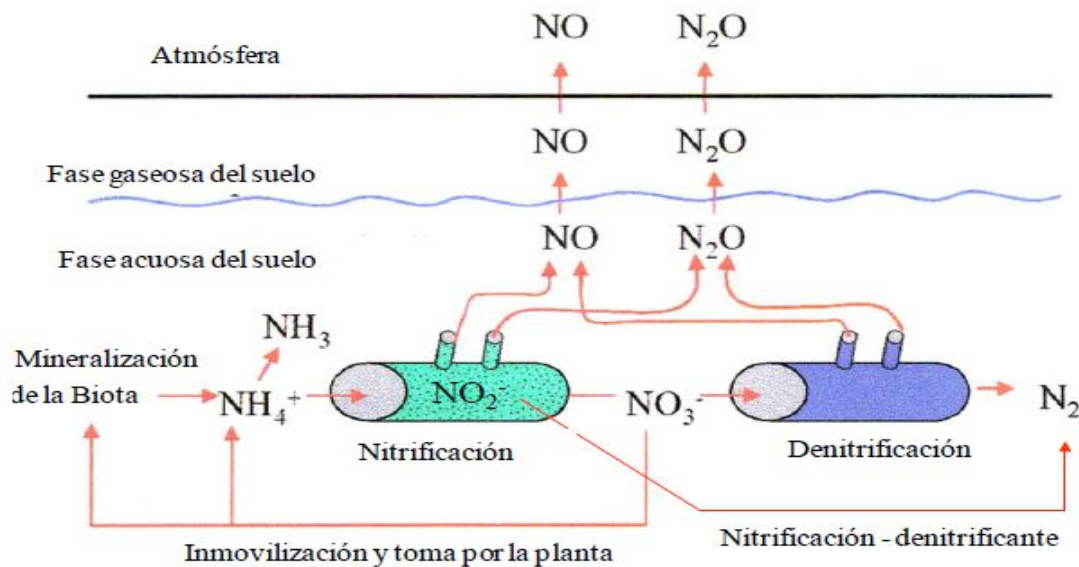
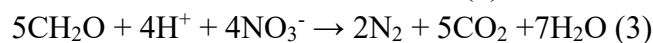
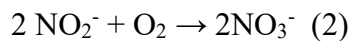
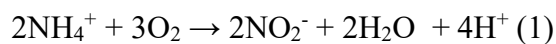


Figura 5. Mecanismos de producción de N_2O . Representación del modelo "The hole in the pipe". Tomado de: Firestone and Davidson (1989).



La cantidad de N_2O emitido a la atmósfera, dependerá del tamaño de los agujeros, que van a ser controlados por diferentes factores tales como: (1) contenido de agua en los suelos, (2) disponibilidad de sustrato (NO_3^- y NH_4^+), (3) variación de la comunidad microbiana en los diferentes tipos de suelo, (4) profundidad de producción y (5) disponibilidad de oxígeno, el cual esta interrelacionado con la cantidad de espacio de poro lleno de agua (WFPS por sus siglas en inglés) (figura 6). Estos factores van a variar dependiendo del tipo de ecosistema terrestre, y estarán afectados a su vez por la estacionalidad.

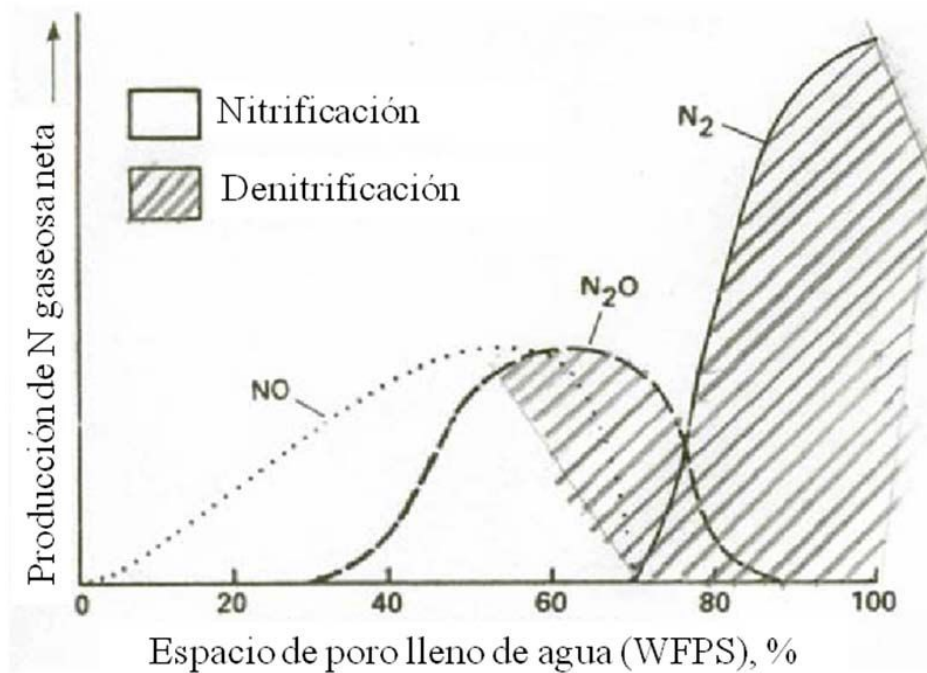


Figura 6. Producción de N gaseoso en función del WFPS. Tomado de: Davidson et al., (2000).

En la Figura 6 se aprecia que el mecanismo de denitrificación tiene mayor probabilidad de favorecer la producción de N_2O a valores de WFPS mayores que el 60%. Por su parte, el N_2 es el producto principal cuando el WFPS supera el 80% (Davidson et al., 2000). Obviamente, la variación en la producción de estas especies nitrogenadas en función del WFPS depende fuertemente de las condiciones del suelo, tales como pH, porosidad y textura, entre otras.

4.5. Alternativa de mitigación al cambio climático: Biochar

En vista que el uso excesivo de fertilizantes y las prácticas de laboreo reducen la calidad del suelo, al mismo tiempo que aumentan las emisiones de CO_2 y N_2O , dos gases importantes

en el cambio climático, se hace necesario implementar alternativas de mitigación que a su vez no generen problemas ambientales secundarios. En el presente, los estudios apuntan hacia el uso de “biochar” para reducir las pérdidas del N en los suelos disminuyendo las emisiones de gases nitrogenados y, a su vez, disminuir las emisiones de CO₂ mediante el secuestro de carbono (Lehmann et al., 2006; Singh et al., 2010; Spokas, 2010). El reciente interés ha sido estimulado principalmente por el descubrimiento de que el biochar es la razón principal de que los suelos oscuros de la cuenca del Amazonas, Terra Preta de Indio sean sostenibles y altamente fértiles. A pesar de que el biochar se ha utilizado en muchos otros lugares en otros tiempos, e incluso ha sido objeto de investigación científica durante al menos un siglo, los esfuerzos se han aislado o enfocado a nivel regional. El presente esfuerzo global ha demostrado que el biochar tiene propiedades que lo diferencian fundamentalmente de otras materias orgánicas en el medio ambiente (Lehmann y Joseph, 2009).

Biochar es un término operacional que se diferencia del carbón vegetal (charcoal, en inglés) en que su finalidad es aplicarlo al suelo para la mejora de sus propiedades y el secuestro de C, mientras que el carbón vegetal se utiliza para ser quemado y obtener energía (Lehmann y Joseph 2009, 2015).

Existen cuatro objetivos complementarios y a menudo sinérgicos que motivan la aplicación de Biochar para la gestión ambiental: 1) mejora del suelo (para mejorar la productividad y reducir la contaminación); 2) gestión de residuos; 3) mitigación del cambio climático; y 4) la producción de energía, que, individualmente o en combinación deben tener un beneficio social o financiero o incluso ambos (Lehmann y Joseph, 2009). Esta habilidad se basa en sus capacidades químicas y físicas específicas, tales como; alta densidad de carga (Liang et al., 2006), que conlleva una mayor retención de nutrientes, y su naturaleza particulada combinado con una estructura química específica (Baldock y Smernik, 2002) que provee una mayor resistencia al decaimiento bacteriano que otras materias orgánicas del suelo (Cheng et al, 2008).

4.5.1. Características del Biochar

Las características y propiedades del biochar dependen del material de partida y los parámetros del proceso (figura 7) (temperatura, tiempo de residencia, etc.), el biochar obtendrá diferencias en la estructura física y química que pueden modificar las características físicas y químicas del suelo. Se considera que el biochar es resistente a la descomposición microbiana (Lim et al., 2016). Las adiciones de biochar pueden afectar positivamente el secuestro de carbono del suelo y, por lo tanto, actuar como sumidero y almacenamiento a largo plazo de C debido a su largo tiempo de residencia en el suelo que varía de 100 a 1000 años (Verheijen et al., 2010).

Durante la pirólisis, se pierde masa (principalmente en forma de compuestos orgánicos volátiles) y se produce una cantidad desproporcionada de reducción de volumen o

contracción. Por lo tanto, durante la conversión térmica, la estructura rica en C formada conserva la porosidad rudimentaria y la estructura del material original. A medida que la temperatura de pirolisis aumenta la biomasa de plantas sufre transformaciones químicas que lo llevan a un producto con estructura molecular cada vez más refractaria (Ladygina y Rineau, 2013).

La composición química de la materia prima de biomasa tiene un impacto directo sobre la naturaleza física del biochar producido. A temperaturas superiores a 120 °C, los materiales orgánicos comienzan a experimentar cierta descomposición térmica, perdiendo humedad químicamente ligada. Las hemicelulosas se degradan a 200-260 °C, la celulosa a 240-350 °C y la lignina a 280-500 °C. A temperaturas bajas como 250°C la biomasa es alterada predominantemente por procesos de deshidratación a fenol, furanos, aromáticos y algunas estructuras alquiladas con sustituciones substanciales de H, O y S (Knicker et al., 2008). A temperaturas entre 400-500°C y más allá ocurren procesos de despolimerización, pérdida de grupos funcionales, aromatización, reacciones de deshidrogenación y la eliminación de sustituyentes, resultando en largas cadenas de anillos aromáticos fusionados (Ladygina y Rineau, 2013).

La resistencia del biochar a la degradación puede variar principalmente por propiedades intrínsecas como la estructura de micro y macro poros, solubilidad, afinidad superficial por otros componentes del suelo y por factores extrínsecos o ambientales como pH, Eh, porcentaje de humedad, composición y estructura del suelo. La idea de la estabilidad del biochar en el medio ambiente no solo comprende el entendimiento de su composición molecular, sino también el entendimiento de sus interacciones biogeoquímicas con cada uno de los componentes del medio ambiente (Ladygina y Rineau, 2013).

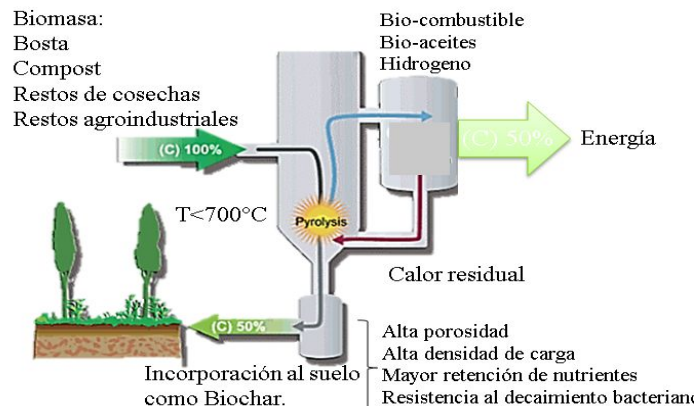


Figura 7. Proceso de pirólisis para la obtención de Biochar. Tomado y modificado de: <http://www.biochar-international.org/technology>

4.5.2. Biochar en Venezuela

Como se ha visto anteriormente, la obtención de Biochar se realiza mediante el proceso de pirólisis por medio de reactores en los cuales se parametrizan las condiciones deseadas (Figura 7) sin embargo, en Venezuela esta metodología no ha sido implementada; no existen reactores dedicados a tal fin. La producción de Biochar que hasta ahora se está evaluando sería el empleo del residuo de las plantas carboneras donde las fracciones de menor tamaño son consideradas desecho sin valor comercial y utilizado generalmente para fines de jardinería conocido comercialmente como carbón tipo orquídea, siendo este un Biochar más “artesanal”.

5. ANTECEDENTES

A continuación se describirán una serie de estudios de interés los cuales están relacionados con los suelos de estudio así como el efecto del Biochar sobre las propiedades del suelo y emisiones de gases efecto invernadero como lo son el CO₂ y el N₂O. Estos trabajos servirán para la interpretación de los resultados obtenidos de la investigación.

5.1. Internacionales

En este sentido, se tiene el estudio de Tebin (2016) en el cual investigaron el efecto del Biochar derivado de diferentes materias primas en diferentes concentraciones agregadas a suelos de diferentes texturas (intervalo de arenoso a arcilloso) sobre las propiedades físicas y químicas. Encontró que los distintos Biochar aumentaron el pH de los diversos suelos en mayor o menor proporción dependiendo del tipo de materia prima que le dio origen.

Chang et al, (2016) evaluaron la relación entre el Biochar y la tasa de respiración, así como el proceso de nitrificación en un periodo de 180 horas para un suelo arcillo-limoso. El estudio se realizó en 2 periodos de tiempo durante Mayo y Agosto, evaluando las mismas variables en ambos tiempos (emisión de CO₂ y N₂O). Ellos encontraron una disminución en las emisiones de estos gases cuando se adicionó el Biochar tanto para la época de mayo así como en agosto, siendo las temperaturas del suelo 14 y 24 °C para cada época respectivamente.

Por otro lado uno de los estudios más recientes sobre el uso de Biochar es el de Wu et al, (2018) en el cual evaluaron el efecto de la adición de 2 Biochar de distinta procedencia (uno de restos de maíz y otro de semillas de aceitunas) sobre las emisiones de CO₂ y N₂O para 2 tipos de suelo contrastantes (arenoso ácido y arcilloso alcalino) mediante un experimento de incubación de 62 días. Encontraron una disminución significativa (34,3%) en la emisión de N₂O cuando se adiciono Biochar (aceituna) para el tratamiento del suelo alcalino arcilloso, mientras el Biochar (restos de maíz) no tubo diferencia en las emisiones de N₂O para los suelos comparado con su tratamiento fertilizado. Por otro lado para las emisiones de CO₂ no hubo diferencias significativas para los suelos comparados con su tratamiento fertilizado ((NH₄)₂SO₄).

5.2. Nacionales

Dentro de los estudios nacionales se tiene el de Marquina (2010) en el cual trabajo sobre suelos de los estados Guárico y Portuguesa cultivados y sin cultivar. Se encontró que las emisiones de CO₂ y N₂O fueron significativamente mayores en los suelos cultivados producto de las adiciones de fertilizantes. A su vez, en este mismo estudio se generó un modelo del balance de nitrógeno para dichos suelos en donde encontraron que del total de nitrógeno agregado considerado 100%, solo del 37-48% fue asimilado por la planta dependiendo del tipo de suelo, el restante se pierde como formas gaseosas de nitrógeno o como formas de nitrógeno inorgánicas solubles.

El estudio de Palma (2016) experimentó la influencia de un tipo de Biochar producido a partir de pino caribe sobre las propiedades de un suelo ácido del estado Anzoátegui mediante un experimento de incubación de 180 días. Se encontró que la incorporación de Biochar produjo un incremento en el pH del suelo así como en la CIC. Además, la adición de Biochar promovió la respiración del suelo, sin embargo, según el autor esto no compromete la posibilidad de un secuestro de carbono del suelo ya que el Biochar puede aportar carbono orgánico al suelo.

Y uno de los estudios más recientes, es el de Esparragosa et al (2018) donde se realizó una incubación por un periodo de 24 h para suelos de los estados Guárico ante la adición de Biochar sobre las emisiones biogénicas (N₂O y NO_x). Se determinó que la adición de Biochar condujo a efecto negativo en la reducción de N₂O, es decir, en vez de generar una disminución en estos gases, más bien aumentó su emisión y dependió del porcentaje de Biochar agregado, adicionar un 8% potenció más la emisión comparado con los tratamientos que contenían 4%. Sin embargo, encontraron al cabo de 24 horas la tendencia de las emisiones seguía en aumento, haciendo notar que se requerirá más tiempo hasta llegar a la estabilización de la producción de estos gases de estudio.

6. ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se ubica en el estado Guárico ubicado en el centro del país en la región de los Llanos, su capital es San Juan de los Morros. Limita al norte con los Estados Miranda, Aragua y Carabobo, al sur con los Estados Bolívar y Apure, al este con el Estado Anzoátegui y al oeste con los Estados Cojedes y Barinas.

Guárico cuenta con una superficie de 64.986 km², el 7,1% del territorio nacional. Es el cuarto estado con mayor superficie del país. La mayor parte es plana y ocupa los llanos centrales. Allí predomina el clima tropical lluvioso de sabana, con estación seca y lluviosa con altas temperaturas. Presenta una temperatura promedio anual de 29°C (Banco de San Pedro (periodo 2011-2017)) que sumado a la conformación de su relieve se le adjudica un clima de sabana. el promedio de precipitación es de 1.000- 1.500 mm anuales

disminuyendo de sur a norte, observándose una marcada distribución de las lluvias en dos períodos, uno seco que se acentúa entre los meses de noviembre a abril y uno lluvioso que va de mayo a octubre. En cuanto a sus suelos, estos son predominantemente arcillosos con algunas variaciones de textura, siendo principalmente del tipo vertisol dada la presencia de arcillas expansivas en ellos. Es una región de campos agrícolas donde sobresale la producción de arroz, patilla, tabaco, algodón, yuca, frijoles, maíz y tomate (M.P.P.A.T, 2007). Dentro de los cereales, el maíz es el principal cultivo en Venezuela, siendo su siembra ubicada mayormente en Guárico (figura 8) (M.P.P.A.T (Ministerio del Poder Popular para la Agricultura y Tierras), 2007).

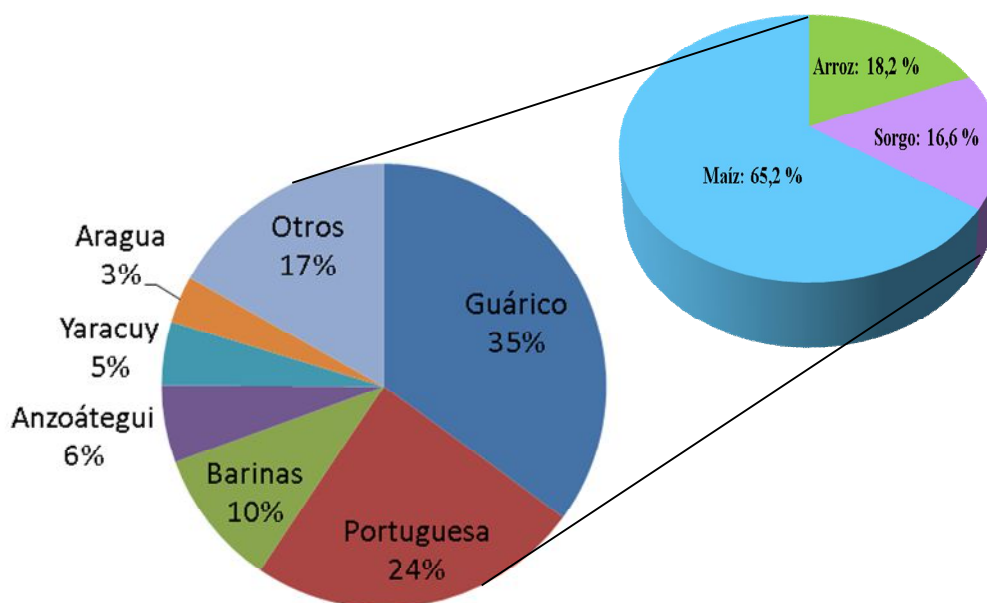


Figura 8. Principales cereales que se producen en Venezuela (derecha) y los estados productores de maíz (izquierda). Tomado de: M.P.P.A.T (2007).

El área estudiada en la región de los llanos centrales del Estado Guárico se ubica en el sector el Sombrero. Esta zona cuenta con parcelamientos donde hay unidades de producción de maíz bajo la forma de fincas semicomerciales. La producción de maíz en el área estudiada, se realiza a través del uso de la siembra directa sobre cobertura siendo de carácter único (monocultivo). Bajo esta modalidad se cuentan con experiencias de varios años de siembra de maíz dejando restos de residuos de la cosecha anterior. Las combinaciones de fertilizantes usadas son NPK (10:20:20) al momento de la siembra y urea como reabono después de esta práctica.

7. METODOLOGÍA

La metodología planteada para el cumplimiento de los objetivos planteados en el presente trabajo de investigación consiste primordialmente en 3 etapas (Pre-campo, Campo y Laboratorio), siendo como sigue:

7.1. Etapa de pre-campo

Esta consistió en la busque de información por medio de bibliografía y mapas a fin de seleccionar el área de estudio, y la preparación del material para ir a campo a la recolección de muestras. Además de la realización del diseño experimental a llevar a cabo para poder lograr los objetivos propuestos.

7.1.1. Diseño experimental

El diseño experimental se planteó por Factores (Tabla 3), en el cual se tienen las variables que son fertilizante (disuelto y sin disolver) y Biochar. El fertilizante equivalente a 100KgN/ha y el Biochar en un equivalente al 4% en peso de suelo. Como resultado se obtuvieron 6 tratamientos. Con este diseño estudió las propiedades físicas y químicas del suelo (pH, nutrientes, CT, NT, CIC) así como las emisiones de los gases (CO₂ y N₂O). La cinética se estableció de 21 días para evaluar la tendencia de las emisiones gaseosas ya que en el estudio realizado por Esparragosa et al (2018), la cinética de 24h demostró que estos gases continuaban en aumento y con este periodo de tiempo propuesto se espera llegar a la estabilización de la cinética de emisión de los mismos.

Tabla 3. Tratamientos realizados al suelo durante cada periodo de incubación.

Tratamiento	Biochar (4%)	Fertilizante disuelto (100kg/ha)	Fertilizante sin disolver (100kg/ha)
Control	-	-	-
B	si	-	-
F	-	si	-
BF	si	si	-
F*	-	-	si
BF*	si	-	si

De esta manera se estableció un total de 18 muestras. Adicionalmente se varió el tiempo de incubación, realizando 2 incubaciones (7 y 21 días) (Figura 9), para un total de 54 muestras para análisis en suelo. Se tomaron muestras gaseosas para su análisis según la figura 13, con la intención de evaluar su cinética de emisión. El total de muestras de gases resultó de 300.

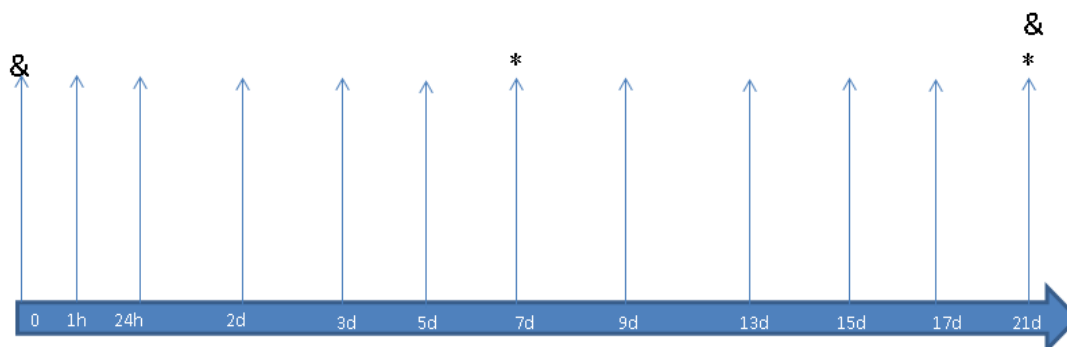


Figura 9. Diseño experimental. Mediciones realizadas en base a los tiempos establecidos,

Dónde:

*= Apertura de las incubaciones (días 7 y 21 luego de iniciada la incubación). Medición de Nutrientes, Humedad, pH.

↑ =Medición de Gases (N_2O y CO_2), incluye 18 inyectadoras en cada tiempo establecido.

&=inicial y final. Medición de todos los parámetros. Nutrientes, pH, Humedad, CT, NT, CIC y gases (N_2O y CO_2).

7.2. Etapa de campo

En este trabajo de investigación se realizó una salida de campo, a fin de cubrir con los objetivos planteados en el proyecto, el cual consistió en la toma de muestras de suelo requerida para la realización de las incubaciones en el laboratorio. Se seleccionó un campo agrícola representativo de la región, ubicado en una finca del estado Guárico (757253E y 1044805N) dedicada entre otras cosas al cultivo de maíz. La toma de muestra se llevó a cabo en marzo de 2018, a través de un muestreo de tipo aleatorio en toda el área donde habitualmente se cultiva maíz, y en la época sin siembra. El área presentó unas dimensiones aproximadas de 200m x 100m (figura 10), se recolectó una muestra compuesta de cerca de 10Kg los cuales se estimaron necesarios para todos los análisis a realizar. Se tomaron los primeros 5cm del suelo mediante cilindros de PCV en puntos aleatorios del área como se observa en la Figura 9 y se guardaron en bolsas herméticas las cuales fueron preservadas a 4°C para inhibir la actividad microbiana. Adicionalmente se tomaron

muestras individuales mediante cilindros de metal con dimensiones conocidas, con el fin de determinar la densidad aparente del suelo a estudiar (Figura 11).



Figura 10. Área de muestreo en Guárico.



Figura 11. Toma de muestra individual en cilindro metálico para densidad aparente.

7.3. Etapa de Laboratorio

7.3.1. Tratamiento de la muestra

Una vez la muestra se llevó al laboratorio se procedió con el tratamiento de la misma donde, dadas sus condiciones iniciales (Figura 12) fue necesario disgregarla y realizar la eliminación de raíces y otros residuos como plásticos, que pudieran afectar las mediciones. La muestra se tamizó por una malla de 2mm, posteriormente se efectuó la homogeneización y cuarteo para mantener la representatividad de la muestra y al mismo tiempo obtener la cantidad prevista a utilizar por réplica (50g). Esta muestra ya tratada fue almacenada nuevamente en bolsas herméticas y refrigerada a 4°C hasta su uso en las incubaciones planteadas.



Figura 12. Muestra de suelo tomada en Guárico.

7.3.2. Fertilizante

El fertilizante utilizado fue un NPK, que está compuesto de los nutrientes primarios nitrógeno, fósforo y potasio en la proporción 10:20:20, denominado comercialmente como *El Productivo II* (Tabla 4)

Tabla 4. Propiedades del fertilizante NPK (10:20:20)

Nitrógeno total (N) 10%
Fósforo asimilable (P_2O_5) 20%
Potasio soluble en agua (K_2O) 20%

Se utilizó una cantidad equivalente de 100 kgN/ha, cantidad utilizada por los agricultores de las zonas de Guárico para los cultivos de maíz.

7.3.3. Biochar

Este producto se obtuvo de la carbonería La Gran Isleña C.A, ubicada en Maracay, estado Aragua, denominado carbón tipo orquídea, el cual presenta las características observadas en la tabla 6 (Pérez et al 2018). El Biochar es un subproducto en la obtención de carbón vegetal, el cual carece de valor comercial.

Tabla 5. Propiedades fisicoquímicas del carbón tamizado. Tomado de: Pérez et al., (2018)

Área superficial específica	24 m ² /g
Densidad de partícula	0,71 ± 0,03 g/cm ³
Carbono Total	57,6
Nitrógeno Total	2,5
Hidrógeno Total	2,7
Azufre Total	0,0
Relación C/N	23,5

El Biochar se redujo de tamaño para su posterior empleo en las incubaciones, ya que este material se encontraba en diferentes tamaños y fue necesaria su homogeneización a un tamaño de partícula igual a la del suelo (2 mm) (Figura 13).



Figura 13. Carbón vegetal empleado para el estudio.

7.3.4. Preparación de la incubación

Se requirió el diseño de unos envases de aluminio, donde se colocaron las muestras de suelo de estudio. Las mediciones de estos envases se tomaron de un anillo de PVC cuyas dimensiones son similar a los utilizados a la hora del muestreo en campo: 5,1 x 6,9 cm.

7.3.4.1. *Peso de suelo por muestra*

Se pesaron 50 g de suelo y fueron colocados en un envase de aluminio, los análisis se realizaron por triplicado. Esta cantidad se consideró suficiente para poder realizar el estudio de las variables de interés: pH (10 g), humedad (5 g), extractos con KCl a 2M (5 g), Carbono total (0,2g), Nitrógeno total (2g) y CIC (5g)

El cálculo de la adición de Biochar de acuerdo al porcentaje se estableció de la siguiente manera:

$$B(g) = \frac{B \times g \text{ suelo}}{100} \quad (1)$$

Dónde:

B = porcentaje de Biochar (0, 4) %

g suelo = los gramos de suelo agregados al envase (50 g)

B (g) = Cantidad de Biochar en gramos

7.3.4.2. *Adición de agua destilada desionizada antes de iniciar la incubación*

Se adicionó una cantidad de agua destilada desionizada (10ml) antes de cerrar el recipiente y dar comienzo a la cinética. Este valor se calculó por medio de la densidad aparente y real del suelo. Se mantuvieron ajustados los espacios de poros llenos de agua (WFPS, water filled pore space, por sus siglas en inglés) lo cual fue importante ya que la producción del N₂O está influenciada de este valor (Figura 6). El cálculo se realizó, teniendo en consideración la densidad aparente del suelo, la densidad real y el contenido gravimétrico de agua (ver ecuación 4)

7.3.4.3. *Densidad aparente*

La densidad aparente del suelo (BD, por sus siglas en inglés) es el peso de suelo seco en un volumen de suelo específico, en el cual se incluye tanto poros como partículas. Por este motivo, la BD puede ser una medida de compactación del suelo. Este parámetro se determinó por medio de los núcleos de suelo sin perturbación desde la superficie hasta los primeros 5cm de profundidad tomados en campo. Estos se secaron por 48 horas en la estufa a 110 °C, posteriormente colocados en un desecador y llevados a peso constante. Finalmente el cálculo de densidad aparente se realizó por medio de la fórmula:

$$BD : \frac{\text{masa de suelo seco (g)}}{\text{volumen de cilindro (cm}^3\text{)}} \quad (2)$$

Sin embargo, el valor de densidad aparente para el suelo de Guárico, se vio afectado por la presencia de arcillas expansivas, por lo que fue necesario realizar un ajuste. Cuando los

suelos tipo vertisol se secan, el volumen neto disminuye; por lo tanto, el volumen del cilindro no representa el volumen real de estos suelos. Es por eso que para estos suelos BD no es una variable constante como se puede encontrar en la mayoría de los suelos. Estudios realizados en suelos tipo vertisol informaron esto y sugieren la estimación de la densidad aparente mediante la expansión del suelo y las curvas de contracción. Estas curvas necesitan considerar los límites de expansión y contracción para cada vertisol específico. Se utilizaron las curvas propuestas por Sabburg et al. (1997) para un suelo vertisol de Australia que presenta características de textura similares a los suelos bajo estudio en Guárico (70% de arcilla, 14% arena).

$$BD=1,57\theta g+0,88 \quad (3)$$

Dónde:

1/BD = Volumen específico

BD = densidad aparente

θg = contenido gravimétrico

7.3.4.4. *Densidad real*

La densidad real se determinó por medio de un picnómetro tomando 5g de suelo. La densidad real representa la densidad de las partículas del suelo, la mayoría de ellos tienen un valor de 2,65 g/gss (Carter et al., 2007)

7.3.4.5. *Porcentaje de espacios de poros del suelo llenos de agua*

Una vez obtenidos estos datos (Humedad, densidad aparente y real), se determinó el WFPS, esta es una unidad que permite determinar el porcentaje de saturación de agua en los poros de un suelo (escala de 0 a 100% de saturación). Esta unidad es de mayor utilidad que θg porque es una medida indirecta de la disponibilidad de oxígeno de un suelo en particular. El cálculo de WFPS se efectuó como se describe en la siguiente ecuación:

$$\%WFPS: \frac{\theta g \times BD}{1 - \left(\frac{BD}{PD}\right)} \times 100 \quad (4)$$

Dónde:

θg = contenido de agua gravimétrico del suelo (g H₂O/g suelo seco).

BD = densidad aparente (g suelo seco/cm³ suelo).

PD = densidad de las partículas de suelo

De esta manera se determinó el WFPS inicial y el restante hasta llegar a un 50%WFPS deseado el cual fue adicionado por medio de agua destilada desionizada a las muestras antes de iniciar cada periodo de incubación

7.3.4.6. Frascos de incubación

Para llevar a cabo las incubaciones se empleó frascos de vidrio transparentes con una capacidad de 500ml con la finalidad de conservar el sistema donde se encontraban incorporadas las muestras anteriormente preparadas.

7.3.4.7. Tina con agua

Adicionalmente los frascos con las muestras se colocaron en una tina con agua, esta tuvo la función de mantener regulada la temperatura a 25°C ya que contaba con un termostato regulador de temperatura en su centro.

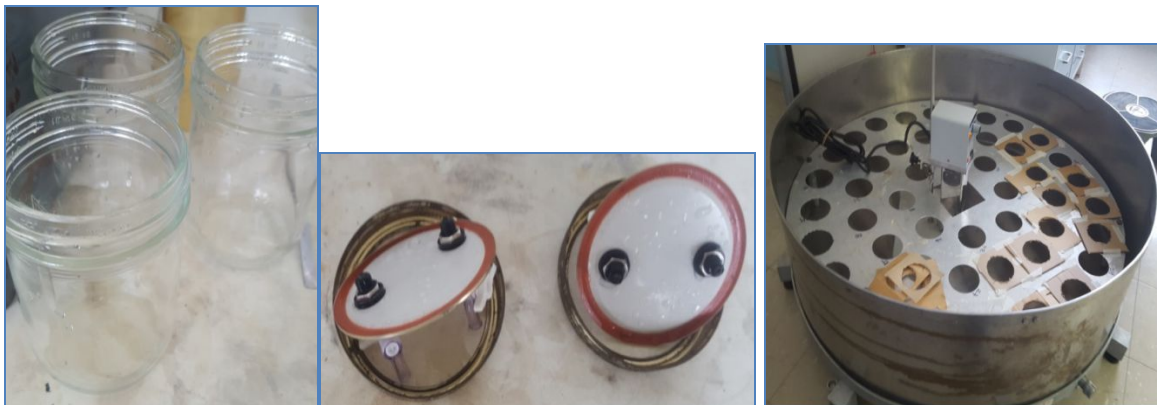


Figura 14. Frascos y sus tapas, así como la tina de agua y el regulador en el centro utilizados en las incubaciones.

7.3.4.8. Inicio de las incubaciones para las mediciones de variables

A fin de dar inicio a las incubaciones se debieron cumplir los siguientes pasos:

- 1) Preparación de las mezclas, para ello se pesaron los 50g de suelo y se adicionaron las respectivas cantidades de Biochar y fertilizante, así como la cantidad de agua según el diseño experimental (Tabla 3)
- 2) Ubicaciones en su respectivo frasco, una vez listas las mezclas en cada uno de sus envases de aluminio, estas fueron homogeneizadas y directamente ubicadas dentro del frasco de vidrio previamente identificado con el nombre del tratamiento y sellado completamente con su tapa a fin de evitar fugas de aire.

- 3) Inicio de la incubación, una vez listos los frascos sellados con cada uno de los tratamientos, estos fueron llevados a la tina con agua regulada a 25 °C donde se dio comienzo al periodo de incubación descrito y la respectiva toma de muestras tanto gaseosas como de suelos (Figura 9).

7.3.5. Evaluación de las variables

Los frascos de vidrio, (Figura 14), se cerraron totalmente y en la parte superior de las tapas se contaba con dos 2 llaves, por donde fueron recolectadas las muestras de gases con una jeringa, de acuerdo al tiempo de recolección propuesto. A medida que se realizaba la apertura de cada frasco una vez terminado su periodo de incubación se tomaba muestra de suelo para los análisis de pH, humedad, nutrientes, Carbono total, Nitrógeno total y CIC.

7.3.5.1. pH

El pH fue un parámetro que se midió al detener la incubación, de acuerdo a cada tiempo y por cada muestra, en base al diseño experimental (Figura 9).

Se pesaron 10 g de suelo, se adicionaron 10ml de agua destilada (relación 1:1) y se agito por 30 minutos, para posteriormente medir el pH por medio de un pHmetro el cual se calibró previamente con patrones de pH 4, 7 y 11.

7.3.5.2. Humedad

La prueba de humedad por gravimetría se llevó a cabo una vez finalizado cada periodo de incubación, después de abierto el frasco. Se pesaron 5 g de muestra, conociendo el peso del plato de aluminio P1, y después un segundo peso con la muestra, P2. Se colocaron en la estufa a 110 °C por 24 horas, después se introdujeron en el desecador y se pesaron hasta mantener peso constante, P3.

$$\text{Humedad} = \frac{A1}{P3} \times 100 \quad (5)$$

Dónde:

P1 = peso del plato de aluminio

P2 = Peso suelo húmedo + plato de aluminio

P3 = Peso suelo seco

P2 – P1 = P4 (suelo húmedo)

$P4 - P3 = A1$ (cantidad de agua que contiene la muestra)

7.3.5.3. *Análisis de nutrientes*

Los extractos para análisis de nutrientes se obtuvieron al finalizar cada incubación. Para ello se pesaron 5g de muestra, se colocaron en un tubo de centrifuga de 50ml y se adicionaron 50ml de KCl, posteriormente se agito 30min y centrifugó 1h para su separación de la fase sólida. Por último se filtraron por gravedad haciendo uso de un filtro Whatman 42 ashless y se recolectó el filtrado al cual se adicionó 250 μ L de PMA (12-*O*-Tetradecanoylphorbol-13-acetate) que actúa como un conservante para la muestra, éste se identificó y refrigeró a 4 °C hasta su análisis.

Se realizó el análisis para el amonio por medio de colorimetría. A continuación se da una descripción de los métodos llevados a cabo en el equipo para analizar el amonio.

7.3.5.4. *Análisis de amonio (NH_4^+)*

En la determinación del amonio en los extractos de suelo se utilizó el método colorimétrico basado en la reacción de Berthelot (Mulvaney, 1996). En este caso, la formación de un compuesto de color azul (similar a un indofenol) ocurre cuando el amonio en la muestra reacciona con una solución alcalina de fenol e hipoclorito de sodio, formando fenóxido de sodio. El producto formado absorbe a una radiación de 630 nm. Adicionalmente, fue necesario añadir al sistema una solución de tartrato de sodio potasio ($KNaC_4H_4O_6 \cdot 4H_2O$) y citrato de sodio [$HOC(COONa)(CH_2COONa)_2 \cdot 2H_2O$] a fin de eliminar la precipitación de hidróxidos de calcio y magnesio.

Para la calibración en el análisis de amonio se procedió a generar una solución patrón de 1000ppm de amonio a partir de una sal de cloruro de amonio. Posteriormente se realizaron las respectivas diluciones para generar una curva que iba de 5-25ppm de amonio para luego pasar las muestras de concentración desconocida y por regresión se determinó su concentración.

7.3.5.5. *Nitrógeno total*

La determinación de NT se realizó antes de comenzar las incubaciones y luego de terminar la incubación de 21 días a fin de evaluar su variación. El procedimiento consistió en pasar todas las formas de nitrógeno a NH_4^+ por medio de un ataque ácido (, posteriormente la adición de NaOH producirá NH_3 el cual será condensado y su concentración determinada por una titulación (Carter et al., 2007). La serie de pasos se describe a continuación:

Se agregaron de 0,3g de muestra de suelo seco en un tubo de digestión seco. Para la digestión se agregaron 3ml H_2SO_4 concentrado (18M) y se calentó por 1 hora a 300°C, posteriormente se adicionó 2ml de H_2O_2 concentrado y se calentó a 360°C hasta que la solución se tornara a una tonalidad incolora lo cual era indicativo de que la reacción se

había completado. Luego de dejar enfriar la digestión se agregaron 15ml de NaOH al 40% por medio de una pipeta. La recolección del destilado se realizó en una fiola la cual contenía 5ml de H₃BO₃ al 2% y 3 gotas del indicador, éste estuvo ubicado debajo del condensador. Por último se valoró el destilado con HCl 0.01 N. (Carter et al., 2007; Pansu, 2006).

Se calculó la cantidad de NT mediante la siguiente formula:

1mL de HCl equivale a 14,01 mg de N.

$$N \text{ total, } \frac{g}{Kg} = \frac{(mL \text{ muestra} - mL \text{ blanco}) \times N \times 14,01}{\text{masa de suelo seco (g)}} \quad (6)$$

Donde, N es la normalidad del HCl, mL de muestra es el volumen de ácido utilizado durante la titulación de la muestra y mL de blanco son los mL de ácido utilizados en la titulación del blanco.

7.3.5.6. Carbono total

El carbono en los suelos existe tanto en formas orgánicas como inorgánicas. Los carbonatos, en una variedad de formas, constituyen el componente inorgánico del carbono total (CT), mientras que una gama de restos orgánicos componen el componente de carbono orgánico (CO) (Carter et al., 2007)

El procedimiento llevado a cabo fue por medio de la combustión seca. Para ello se pesaron 0,2g de suelo seco en un crisol adicionando una cantidad de trióxido de tungsteno para catalizar la reacción, realizando un duplicado cada 8 muestras. La combustión se realizó a una temperatura de 1300°C y el tiempo de cada corrida fue de 60segundos.

7.3.5.7. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Una de las propiedades más importantes de los suelos es su capacidad de intercambio catiónico (CIC). La CIC se puede definir como la capacidad del suelo para retener iones cargados positivamente (cationes). Esta retención se debe a que el suelo (complejo coloidal) presenta cargas negativas originadas por procesos de sustitución isomórfica en las láminas tetraédricas u octaédricas de las arcillas, por procesos de rotura en los bordes de las arcillas o por hidrólisis de los grupos -COOH y OH en los coloides orgánicos.

El método más ampliamente usado para suelos es el del acetato de amonio (NH₄OAc). El procedimiento realizado consistió en saturar el suelo (5g suelo filtrados por papel filtro Whatman No.2) con el catión amonio (NH₄⁺) para ello se adicionaron 100ml NH₄OAc pH7, luego el exceso de este catión se lavó con alcohol etílico.

Posteriormente se agregaron 100 mL de KCl 1 N al suelo con la finalidad de desplazar el NH₄ adsorbido. Se Colectó el filtrado y se llevó a volumen de 100 mL con KCl 1 N. En

esta solución se determinó la cantidad de amonio (NH_4^+) por medio de destilación Kjeldahl (Carter et al., 2007; Pansu, 2006) de manera análoga al procedimiento realizado en la determinación del NT (destilación y titulación).

Los cálculos para la CIC se realizaron a partir de la siguiente formula:

$$CIC \frac{meq}{100g} = NxGx \frac{V}{A} x \frac{100}{Wt} \quad (7)$$

Dónde:

N = normalidad del ácido (N)

Wt = peso de la muestra (g)

V = volumen de extracción (mL)

G = volumen de ácido (mL)

A = alícuota (mL)

7.3.5.8. Gases (CO_2 y N_2O)

Las muestras de gases fueron tomadas en cada periodo de tiempo establecido (Figura 9) e inyectadas inmediatamente en el equipo respectivo, analizando así los gases de interés.

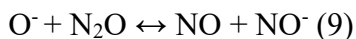
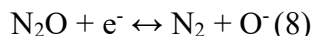
7.3.5.9. a) Análisis del gas de N_2O

Las concentraciones de N_2O se determinaron empleando un cromatógrafo de gases con detector de captura electrónica (GC-ECD, por sus siglas en inglés) marca Shimadzu, modelo 8A. El GC-ECD está equipado con una columna Porapac Q (2m de longitud) en donde se efectuó la separación cromatográfica del N_2O y de otros componentes. Se utilizará N_2 de ultra alta pureza (UAP) como gas de arrastre. El puerto de inyección está provisto de una trampa de CO_2 (Ascarita TM, la cual está compuesta de hidróxido de sodio adherido a una superficie de sílica) y agua (Drierita TM, la cual está compuesta por sulfato de calcio) a fin de disminuir las concentraciones de estas especies que afectan la medición. Durante el análisis, la muestra gaseosa es arrastrada a la columna cromatográfica donde el N_2O es separado de otros gases y pasa entonces al ECD para su detección.

El ECD consiste en un cilindro sellado de acero inoxidable que contiene un cuerpo de Níquel-63 ubicado entre un cátodo y un ánodo, a una temperatura de 375°C . El cuerpo de Ni^{63} emite electrones, los cuales chocan e ionizan a las moléculas del gas que circula por la celda del detector, formándose así una nube estable de electrones libres en la celda. El

sistema eléctrico del detector mantiene una corriente constante igual a la corriente producida por la nube de electrones, mediante la aplicación de pulsos periódicos de corriente entre el ánodo y el cátodo.

En el caso particular del N₂O ocurren una serie de reacciones en la celda del detector (reacciones 4, 5 y 6) como consecuencia del carácter electronegativo del dicho gas, por esta razón se modifica la densidad electrónica en el sistema, la cual va a depender de las constantes de velocidad de estas reacciones. En este sentido, el N₂O se combina con algunos de los electrones libres en la celda del detector y reduce temporalmente el número de electrones restante en la nube; forzando de esta manera al sistema eléctrico del detector a incrementar la frecuencia de los pulsos de corriente a fin de mantener la corriente en un valor constante. Este incremento en la frecuencia de pulsos es lo que mide el EDC.



Para la medición de la concentración de N₂O se emplearon dos patrones de N₂O de concentraciones conocidas (310,2 ± 0,1 ppb y 818,9 ± 0,6 ppb). Los patrones se inyectaron por triplicado al inicio de cada análisis y también luego de cada set de jeringas (cada 18 muestras) con la finalidad de corroborar la reproducibilidad del método

7.3.5.10. b) Análisis del gas CO₂

El análisis de CO₂ se realizó mediante un *LICOR-820*. Este analizador es un equipo de infrarrojo no dispersivo que posee un subsistema de detección infrarroja. Es capaz de medir las concentraciones de CO₂ en un rango entre 0 y 2000 ppm. La concentración de CO₂ se mide como una función de la absorción de energía IR, comparando el valor teórico de absorción de la lámpara y la absorción de la muestra. La presencia de CO₂ en la cámara de la muestra reduce el paso de energía IR de la lámpara en la cámara. La diferencia entre la radiación IR medida en la cámara de la muestra y la de referencia (aire sin CO₂) permite determinar la concentración de CO₂ en la muestra de aire. De esta manera, es posible medir las cantidades de dióxido de carbono emitidas por los suelos en estudio. Este equipo está diseñado para un análisis continuo, sin embargo, para los objetivos de este trabajo se

acoplara para la medición de muestras discretas (por inyectoras) mediante un puerto de inyección.

Dado que este equipo era de inyección continuo, se requirió de la instalación de un septum con la finalidad de convertir el equipo para muestras discretas y así poder llevar a cabo los análisis.

Para la medición de CO₂ se empleó un patrón de 2000ppm. Este se inyectó por triplicado al inicio de cada análisis y también luego de cada set de jeringas (cada 18 muestras) con la finalidad de corroborar la reproducibilidad del método.

7.3.6. *Textura*

Las clases texturales son estimadas en base al tamaño y distribución de las partículas primarias por medio de tamizado y análisis de sedimentación. Uno de los métodos más comunes y rápidos de determinar la distribución de partículas más finas es el del hidrómetro el cual se basa en las tasas de sedimentación, este método comúnmente no requiere ningún pretratamiento, excepto la dispersión con Calgon (Hexametáfosfato de sodio) (Bazán, 2017)

Para el estudio de la sedimentación, la ley de Stokes y la teoría de sedimentación de Fisher-Oden son de gran aplicación. En base a estos principios, Bouyoucos introdujo el uso del hidrómetro para determinar la distribución de tamaños de las partículas de los suelos. El hidrómetro indica los gramos de sólidos suspendidos por litro de suspensión a una determinada temperatura, asumiendo una densidad de partícula de 2.65 g/mL y utilizando como medio de suspensión agua más reactivos agregados para dispersar el suelo (Bazán, 2017).

El procedimiento realizado se describe a continuación:

Se pesaron 50g de suelo secado al aire y pasado por tamiz de 2mm y se colocó en un vaso de dispersión junto con 60ml de la solución dispersante. Se Adicionó agua destilada hasta 2/3 de la capacidad del vaso dispersante y se agitó por 5 minutos usando un equipo de agitación. Luego se transfirió la suspensión a un cilindro de 1L y se aforó con agua destilada. Posteriormente se agitó manualmente la suspensión agua-suelo. Se tomó la lectura del hidrómetro luego de pasados 40 segundos. De esta manera se obtuvo la medición de fracción limo+arcilla (Rsc). Cálculo del % de arcilla + limo en el suelo:

$$\text{arcilla+limo} \left(\frac{w}{w} \right) = (R_{sc} - R_b) \times \frac{100}{\text{Peso suelo seco (g)}} \quad (11)$$

Siendo R_b=lectura del blanco. Esta se realizó tomando otro cilindro de 1L, agregando 60ml de solución dispersante y aforando. Posteriormente se introdujo el hidrómetro y se tomó la lectura (R_b)

Terminada la lectura para la cuantificación de arcilla+limo, utilizando un agitador manual homogeneizar la suspensión y dejar que sedimente, evitando cualquier disturbación. Después de 2 horas, se insertó el hidrómetro y se tomó la lectura, esta lectura se denominó Rc. Cálculo: % de arcilla en el suelo:

$$de\ arcilla = (Rc - Rb) \times \frac{100}{Peso\ suelo\ seco\ (g)} \quad (12)$$

$$de\ limo = (\%arcilla + limo) - (de\ arcilla)$$

Para la determinación de %arena se realizará mediante la fórmula siguiente:

$$de\ arena = 100 - (Rsc - Rb) \times \frac{100}{Peso\ suelo\ seco\ (g)} \quad (13)$$

Una vez conocido los porcentajes de las fracciones de arena (2 – 0.05 mm de), limo (0.05 – 0.002 mm) y arcilla (< de 0.002 mm), el suelo se nombró por su clase textural usando el triángulo USDA textural (figura 16).

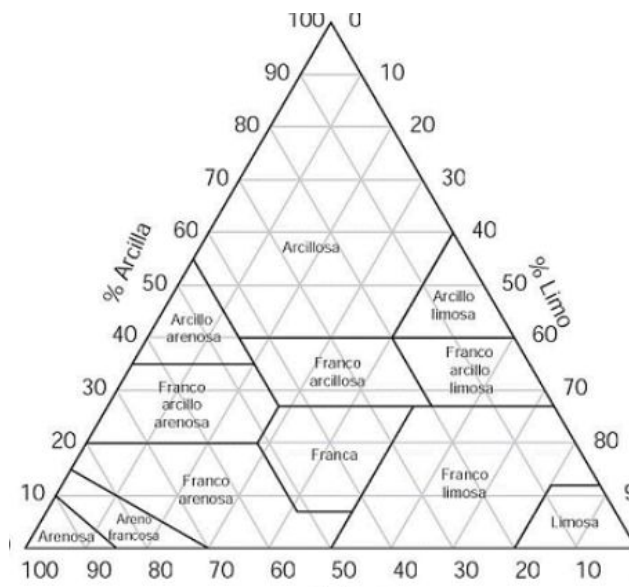


Figura 15. Triángulo textural USDA. Tomado de Bazán (2017).

Figura 16.

8. RESULTADOS Y DISCUSION

A continuación se presentan los resultados obtenidos basados en la metodología planteada y su respectiva discusión, la cual se realizó según los objetivos propuestos.

8.1. Características físicas y químicas del suelo bajo estudio

El suelo se caracteriza por tener una tonalidad marrón clara y de un aspecto muy compacto debido a la gran presencia de arcillas (Tabla 6), aunado al hecho que el muestreo se realizó en época de sequía (Marzo, 2018) lo cual tiene relación con el bajo porcentaje de humedad (3%) que presentó. La granulometría refleja una textura poco equilibrada, dominada por la presencia de arcilla y limo con baja presencia de arena, siendo que, en el triángulo textural refleja un suelo arcilloso en el límite con el arcillo-limoso donde, para la región de los llanos centrales es la más frecuente (arcillosa) (Casanova, 1996). La abundante presencia de arcillas en general tiene tanto ventajas como desventajas; entre las primeras se encuentra que los suelos arcillosos tienen una alta CIC, dado que la superficie activa por unidad de peso aumenta a medida que el tamaño de partícula disminuye, siendo la fracción arcilla la más activa (Casanova, 1996), esto puede generar una mayor retención de nutrientes lo cual es un factor importante para estos suelos bajo cultivo, sin embargo, texturalmente favorece la generación de micrositos anaeróbicos aunado a la cualidad de las arcillas expansivas de adsorber agua (mayor retención de agua y por ende menor contenido de oxígeno), esto incrementa la susceptibilidad del suelo al encharcamiento, limita la infiltración del agua y favorece el escurrimiento, condiciones que favorecen además de los procesos erosivos una mayor producción de gases nitrogenados como el N_2O .

Mineralógicamente, según el análisis por Difracción de rayos X (DRX) en la cual se detectó la presencia de manera cualitativa de montmorillonita, cuarzo y caolinita (Tabla 7), lo cual se relaciona con el tipo de suelo presente en la región del estado Guárico, descrito en las bibliografías (Marquina, 2010), asociándolo a un suelo del tipo Vertisol por la presencia de la arcilla montmorillonita (2:1, expansiva), este tipo de arcilla tiene la peculiaridad de cambiar su volumen dependiendo del contenido de agua presente en el sistema, lo cual afecta directamente la densidad aparente del suelo teniendo un valor de $1,4 \text{ g/cm}^3$ en este caso y, dado que este fue un valor fundamental para la realización del ajuste del contenido de agua se le realizó la correspondiente corrección (sección 6.3.4.3.). Este valor de BD en campo resulta ser un tanto más alto que el valor reportado para suelos naturales de la misma región ($1,3 \text{ g/cm}^3$) (Marquina, 2010) lo cual indica una mayor compactación del suelo generando menor aireación posiblemente debido al tipo de siembra que se realiza en ellos (siembra directa).

Tabla 6. Características físicas y químicas del suelo bajo cultivo de maíz muestreado (0-5cm profundidad).

Propiedad	Valor
Color	Marrón claro
Humedad, %	4 ± 1
Arena, %	16
Limo, %	37
Arcilla, %	47
Textura	A
BD, g/cm ³	1,4±0,1 ¹ ; 1,07±0,02 ²
MINERALOGÍA	cuarzo, caolinita, montmorillonita
pH (H ₂ O)	5,7±0,2
CIC, m _{eq} /100g	28±2
NH ₄ ⁺ , ppm	44±2
NT, %	0,21±0,01
CT, %	4,0±0,6

¹= representa la BD determinada en campo. ²= representa la BD ajustada.

En cuanto al pH se presenta moderadamente ácido (5,7) que, al ser comparado con el de suelos naturales para la misma región (6,7-8) (Marquina, 2010) ubicados en el intervalo de pH neutro, se puede ver claramente que se encuentra una unidad de pH por debajo. Dicho valor pudiera estar influenciado por las prácticas de agricultura, donde la adición excesiva de fertilizantes- lo cual se puede apreciar por el alto valor de NH₄⁺ = 44ppm que presentó el suelo, promueve los procesos microbianos como la nitrificación, siendo uno de los productos de este proceso la liberación de H⁺ que pudieran estar acidificando el suelo. Esto es perjudicial para la nutrición de las plantas donde, el contenido de nutrientes se ve afectado por los valores de pH. En general, la mayor solubilidad y beneficio para las

plantas de la mayoría de los nutrientes ocurre en el rango de pH 6,5 a 7,5 considerándose suelos neutros (Casanova, 1996).

Tabla 7. Resultados del análisis de difracción de rayos X para la muestra de suelos del estado Guárico.

Código de referencia	Puntaje	Nombre del compuesto	Desplazamiento [°2Th.]	Factor de escala	Fórmula Química
01-083-0539	71	Cuarzo	0,000	0,772	Si O ₂
00-001-0527	27	Caolinita	0,000	0,025	Al ₂ Si ₂ O ₅ (O H) ₄
00-029-1498	10	Montmorillonita	0,000	0,030	Na _{0.3} (Al, Mg) ₂ Si ₄ O ₁₀ (O H) ₂ 14 H ₂ O

A su vez, el pH afecta directamente la CIC, siendo por regla general que a menor pH menor es la CIC del mismo suelo. A pesar de presentar un pH moderadamente ácido, la CIC (28meq/100g) es alta pudiendo deberse a la abundante presencia de arcillas (47%) las cuales son de alta actividad, en especial la Montmorillonita, la cual presenta la mayor CIC (80meq/100g, Casanova 1996) o bien a la cantidad de materia orgánica (200meq/100g, Casanova 1996) del suelo que pudiera estar presente el cual, tratándose de un horizonte superficial presenta los mayores valores (Casanova, 1996) lo cual se puede relacionar con el alto valor de CT (4,0%) que presentó. Sin embargo, el pH pudiera estar afectando el tipo de cationes presentes en la zona de intercambio donde, se conoce que a pH ácidos predominan los protones H⁺ (Casanova, 1996) pudiendo ocurrir pérdida de los cationes básicos Ca⁺², Mg⁺, K⁺, Na⁺ producto de esta acidificación, disminuyendo así parte de los nutrientes esenciales para el buen desarrollo de las plantas.

Respecto a los nutrientes, el contenido de amonio es de 44ppm, un valor alto comparado con los suelos de bosque naturales de la misma región sin cultivar, donde los valores de amonio se ubican entre 0 a 4ppm (Marquina, 2010). Este resultado puede explicarse dado que estos suelos son de cultivo y se encuentran sometidos a fertilización constante con sales de amonio. De esta manera parte del amonio agregado durante el periodo de fertilización se queda en el suelo y no es captado por la planta durante su crecimiento ni por los microorganismos del suelo.

En cuanto al contenido de NT y CT de obtuvieron valores de: 0,21% y 4,0% respectivamente para una relación C/N=19. Los valores de C/N >11,5 sugieren un suelo

con exceso de carbono y energía, además si este se ubica entre $C/N= 15$ y 20 indica a su vez que el suelo presenta una baja tasa de mineralización (Perdomo, 2000). Para evitar un exceso de inmovilización o mineralización es necesario una mezcla de residuos con N y sin N, de tal manera que no exista un cambio neto en el N inorgánico del sistema (Jansson y Persson, 1982), este valor se encuentra próximo a $C/N= 10$.

Por otro lado, al tratarse de un suelo donde la siembra se realiza sobre cobertura los residuos de la cosecha son dejados “in situ” generando un enriquecimiento de la materia orgánica del suelo, en el cual para los residuos de maíz presentan una C/N entre 60 y 80 . Estos residuos con alta relación C/N ofrecen un sustrato con gran reserva de energía metabolizable para los microorganismos del suelo pero también una alta demanda de N (Zea et al., 1997). Debido a que los residuos de maíz tardan más de seis meses en descomponerse, esto significa una inmovilización importante del N disponible para el cultivo de maíz. Estudios a largo plazo sugieren que la baja disponibilidad del N causada por la inmovilización es temporal estableciéndose un nuevo equilibrio en las relaciones de mineralización e inmovilización del suelo (Barreto, 1989) pero al estar siendo fertilizados se sacia la demanda de N por parte de los microorganismos.

Sin embargo, al consumir esos residuos se desprende C hacia la atmósfera (aproximadamente $2/3$ del C, como forma de CO_2) y reciclan el N que forma parte de sus proteínas (Perdomo, 2000). Al desprender parte del C del residuo, se enriquece en N y la relación C/N va disminuyendo. Al llegar a valores cercanos a 20 la emisión de CO_2 se hace muy lenta y los procesos que continúan acomplejan esos materiales en lugar de consumirlos.

En resumen, el suelo bajo estudio presenta una textura arcillosa donde, la presencia de montmorillonita permitió relacionarlo con los suelos típicos de la región de los llanos centrales del tipo vertisol. Se caracteriza por presentar una alta relación $C/N=19$ cuyo valor pudiera estar aumentado por los residuos de cosecha que son dejados “in situ”, con una alta CIC ($28\text{meq}/100\text{g}$) debida a la gran presencia de arcillas (47%) y al contenido de materia orgánica que pudiera estar presente. Presentó un pH ($5,7$) moderadamente ácido el cual se considera está siendo afectado por las prácticas de agricultura, las cuales tienden a acidificar los suelos. Sin embargo, esto podría verse mejorado con la incorporación de la enmienda del Biochar.

8.2. Influencia del Biochar en las propiedades químicas del suelo

La adición del Biochar ha provocado una repuesta en las diversas propiedades de estudio cuyos resultados se presentaran a continuación:

8.2.1. Cambios del pH

Los cambios en el pH durante el experimento de incubación se caracterizan por presentar fluctuaciones estadísticamente significativas entre tratamientos (intervalo de 5,6 a 6,6) para cada momento de muestreo durante los 21 días de incubación (Figura 17). La adición de Biochar tipo orquídea aumentó significativamente el pH del suelo al comenzar la incubación (t (0)) (Figura 17). De manera análoga los tratamientos fertilizados (F y BF) aumentaron inicialmente el pH del suelo, siendo de notar el carácter neutro que presenta este tipo de fertilizante (PDVSA, 2004). Al trascurrir el periodo de incubación el pH de todos los tratamientos se vio afectado, siendo por tendencia general al alza. Los tratamientos BF y BF* presentaron los mayores valores de pH siendo de notar el efecto sinérgico entre ellos (Figura 17). Aun cuando los tratamientos con fertilizantes presentaron un efecto similar al generado por el Biochar, es necesario tener en cuenta las condiciones del sistema (sistema cerrado, sin entrada de oxígeno), por lo cual se considera que los procesos de nitrificación, los cuales son los responsables de oxidar el NH_4^+ a $\text{NO}_3^- + \text{H}^+$, generando acidificación de los suelos podrían verse inhibidos dada la falta de oxígeno. Se considera esta la razón por la cual el fertilizante no ha generado una disminución del pH en el suelo a través del tiempo como era de esperarse, sin embargo, bajo condiciones aeróbicas el efecto que podría esperarse es el acidificante comparado con el efecto alcalino del Biochar que no es dependiente del contenido de oxígeno.

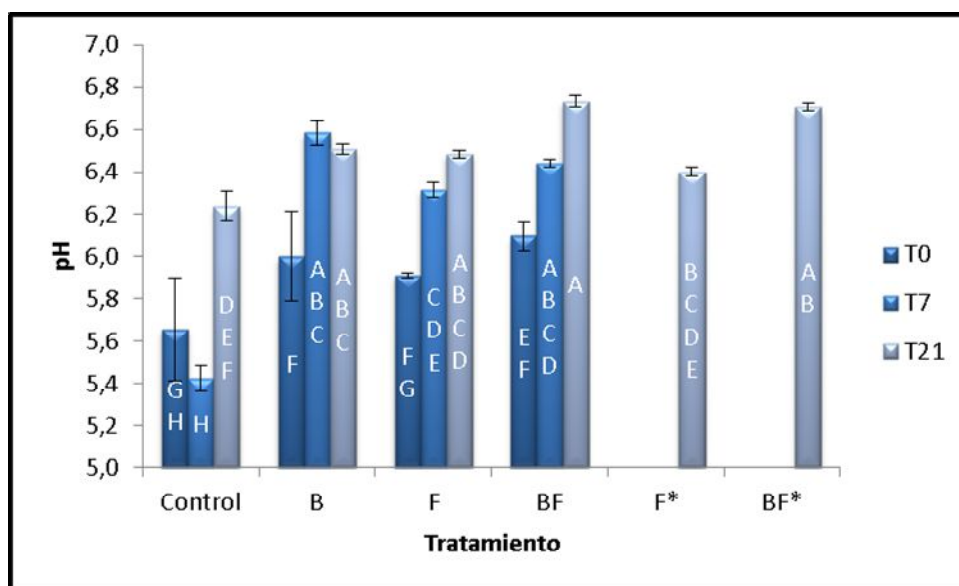


Figura 17. Cambios en el pH para los distintos tratamientos a lo largo de la incubación. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Dónde: t (0): periodo de no incubación; valores iniciales de cada tratamiento, t (7) periodo de incubación de 7 días y t (21)= periodo de incubación de 21 días.

Unos de los efectos más importantes del pH de los suelos está relacionado con la nutrición mineral de las plantas (Casanova, 1996). Se ha reportado que la aplicación de Biochar al suelo puede mejorar el suministro de nutrientes a las plantas (Lehmann et al., 2006). La reacción del suelo (pH) es una característica importante de los suelos en términos de disponibilidad de nutrientes y crecimiento de las plantas donde, la mayoría de las plantas tienen un rango de pH preferido para alcanzar el máximo crecimiento y producción. En general, el mayor provecho por las plantas de la mayoría de los nutrientes ocurre en el rango de pH correspondiente a los suelos neutros (6,5-7,0). Elementos como el nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, calcio y magnesio son típicos ejemplos de esta situación haciéndose menos solubles cuando los suelos son más ácidos o más alcalinos (Casanova, 1996). Sin embargo, el crecimiento de las plantas, la aplicación de fertilizantes y la cosecha de cultivos acidifican los suelos según la fuente de fertilizante, la captación y distribución diferencial de los iones con carga positiva y negativa (Fageria y Baligar, 2008). Es por ello, una práctica habitual enmendar los suelos ácidos agregando cal agrícola para elevar el pH, lo que permite que las plantas crezcan a su máximo potencial cuando se cumplen otros requisitos como la disponibilidad de agua y nutrientes. Estudios previos han indicado que el Biochar con pH alto elevó el pH del suelo en aproximadamente un tercio de la tasa de cal, además incrementó los niveles de calcio y redujo la toxicidad del aluminio en los suelos (Glaser et al., 2002; Lehmann et al., 2003; Steiner et al., 2008). A pesar de que los autores anteriormente citados utilizaron diferentes tipos de suelo, se puede observar que el Biochar presenta características de enmienda al incrementar el pH del suelo en las etapas tempranas de la incubación e incluso, mantener su efecto durante ella.

La acumulación de cationes (K, Na, Ca y Mg) y la formación de carbonatos, como el CaCO_3 y MgCO_3 durante la pirolisis del Biochar, son responsables de la capacidad alcalinizante del Biochar. También se ha señalado que el Biochar presenta grupos funcionales asociados al oxígeno capaces de absorber y proporcionar protones (Xu et al., 2012). Los aniones orgánicos del Biochar reaccionarán rápidamente con los H^+ en el suelo, mientras que los carbonatos reaccionarán más lentamente con los H^+ , por lo tanto, la reducción de la acidez del suelo durará más tiempo (Yuan et al., 2011).

8.2.2. Cambios de humedad

El contenido gravimétrico de agua fue un parámetro que se ajustó al comienzo de la incubación para obtener un 50% WFPS. De esta manera no hubo diferencias estadísticamente significativas en el contenido de humedad inicial para los distintos tratamientos (Figura 18). Por otro lado, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (mismo grupo A) entre los diversos tratamientos de t (0) y t (7), no obstante, al comparar los valores de humedad de t (0) y t (21) resultó en diferencias estadísticamente significativas, considerando una pérdida en la humedad al transcurrir el periodo de incubación. La disminución en el contenido de humedad en el tiempo es explicable ya que, al tener en cuenta que la incubación se realizó en un sistema cerrado, y considerando la ley

de Henry, este sistema debió llegar a un nuevo equilibrio y por ende ocurrió la disminución en el contenido de humedad en el tiempo hasta lograr la estabilización con su atmósfera.

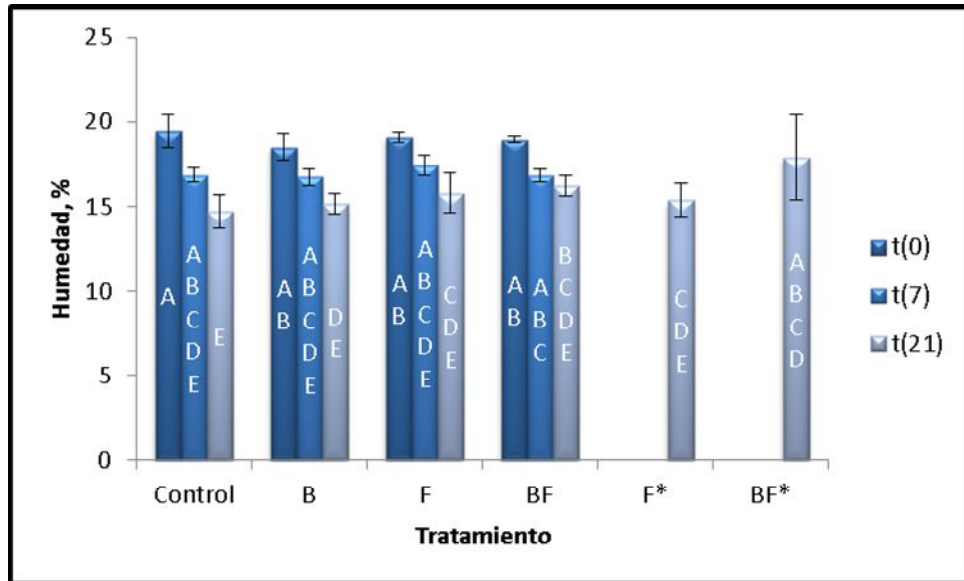


Figura 18. Cambios en la humedad del suelo bajo estudio para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Al comparar las pendientes generadas a fin de observar la velocidad en la pérdida de humedad durante el periodo de incubación (Figura 19), los tratamientos con Biochar (B y BF), en relación con el tratamiento control, presentaron un menor valor en la pendiente relacionándose esto con una mayor retención del contenido de humedad en el tiempo.

La capacidad de los suelos para retener el agua disponible de la planta es un indicador de calidad del suelo (Andrews et al., 2004). Se ha reportado que el Biochar es capaz de mejorar la capacidad de retención de agua del suelo (Laird et al., 2010). Esto a su vez tiene el potencial de aumentar el rendimiento de los cultivos, en especial para los cultivos expuestos al estrés hídrico durante los periodos críticos de la temporada de crecimiento (Laird et al., 2010).

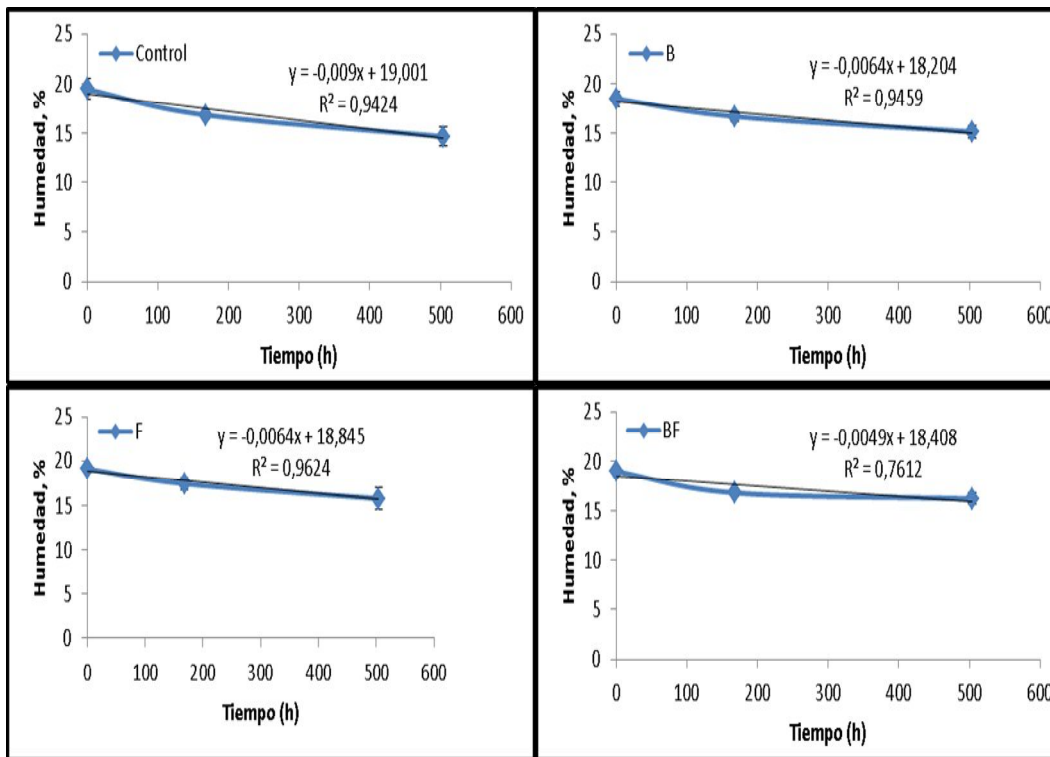


Figura 19. Pendiente relacionada con la pérdida de humedad para los distintos tratamientos.

8.2.3. Cambios en el contenido de amonio (NH_4^+)

La adición de Biochar tipo orquídea utilizado en este estudio no generó una diferencia estadísticamente significativa del amonio en los distintos tratamientos en los cuales fue agregado (Figura 20). Por otro lado, el contenido de amonio en el suelo se vio afectado directamente por la adición de fertilizante, reflejando un incremento significativo desde el inicio, lo cual era de esperarse ya que el fertilizante utilizado es un NPK de base amoniacal. A su vez, los tratamientos fertilizados presentaron leves variaciones a lo largo de la incubación, no obstante, se considera que por tendencia general no hubo una variación entre los diversos tratamientos fertilizados al final de la incubación y que, a su vez, el modo de agregación no fue un factor diferenciante respecto al contenido de amonio aportado al suelo por el mismo.

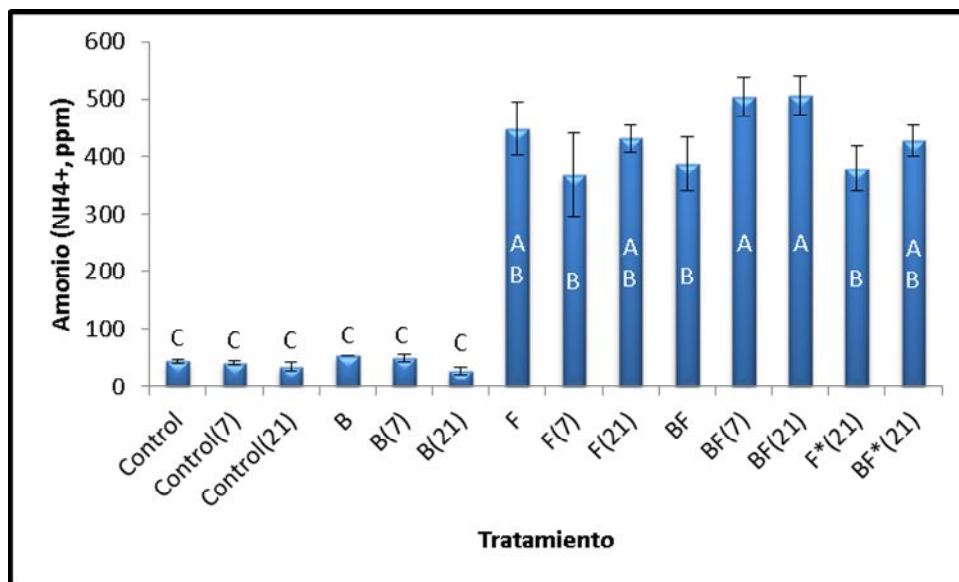


Figura 20. Cambios en el contenido de amonio para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Debido al sesgo creado al utilizar el tratamiento estadístico considerando todos los tratamientos producto de las altas concentraciones de amonio agregado por parte del fertilizante, se vio necesario analizar los tratamientos control y Biochar por separado a fin de observar diferencias significativas entre estos tratamientos. De este modo se puede apreciar en la figura 21, los tratamientos control versus Biochar en el tiempo donde, existe una disminución en el contenido de amonio a través del tiempo para ambos tratamientos, esto es de esperarse debido a la actividad microbiana presente en el sistema. A su vez, la adición de Biochar aumentó el contenido de amonio desde el inicio (Figura 21). Se considera que el nitrógeno proveniente del Biochar (2,5% N) es principalmente de forma orgánica, sin embargo, existe una pequeña cantidad de este que está siendo agregada al sistema en forma de amonio (10ppm) al tratamiento control en el tiempo inicial. A través del tiempo el tratamiento enmendado con Biochar presentó un decaimiento mayor respecto al tratamiento control, siendo de notar que este amonio aportado por el Biochar es de más fácil asimilación por los microorganismos presentes e incluso pudiera potenciar el consumo del amonio del mismo suelo sin llegar a resultar en diferencias estadísticamente significativas al finalizar el periodo de incubación.

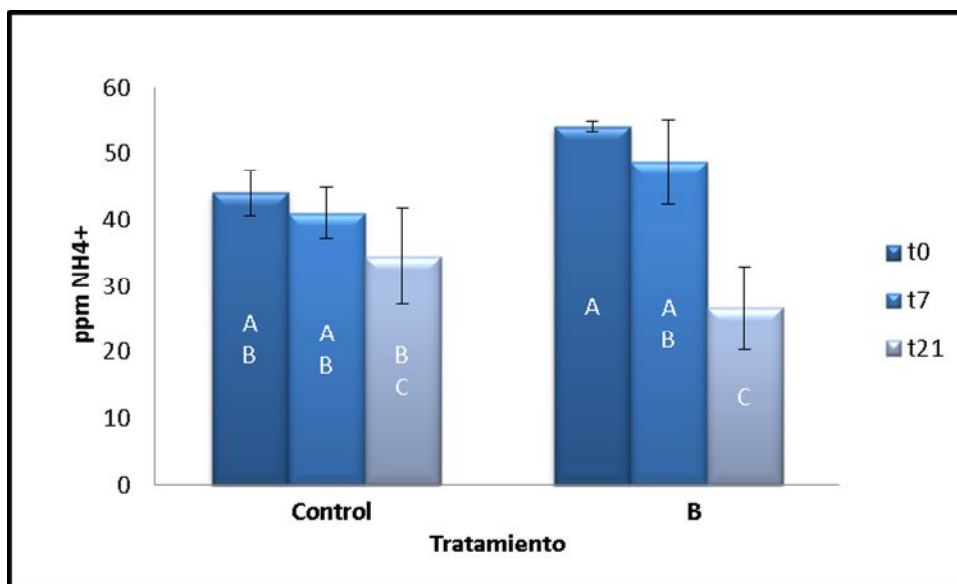


Figura 21. Contenido de amonio para los tratamientos Control y Biochar en el tiempo. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Por otro lado hay que tener en cuenta que el suelo bajo estudio presentó un alto contenido de amonio inicial (44 ± 3 ppm) debido a la alta dosis de fertilizante utilizado que, al ser comparado con los valores reportados para suelos de la misma región de bosques naturales (0 - 4 ppm, Marquina, 2010) pudiera generar un efecto de enmascaramiento para la contribución del Biochar, se puede notar un incremento de 10 ppm respecto al tratamiento control, sin diferencia estadísticamente significativa dado el gran contenido de amonio inicial del suelo, esta diferencia hubiera podido ser significativa si el suelo control tuviera valores semejantes a los suelos naturales.

8.2.4. Cambios en la capacidad de intercambio catiónico

La adición de Biochar al suelo bajo estudio no generó un aumento en la media de CIC comparado con el control al inicio de la incubación (Figura 22). De igual manera no se observaron diferencias significativas a lo largo de la incubación de 21 días entre los diferentes tratamientos por lo tanto, la adición de Biochar no generó un cambio instantáneo ni en el tiempo, en la CIC, para el suelo bajo estudio.

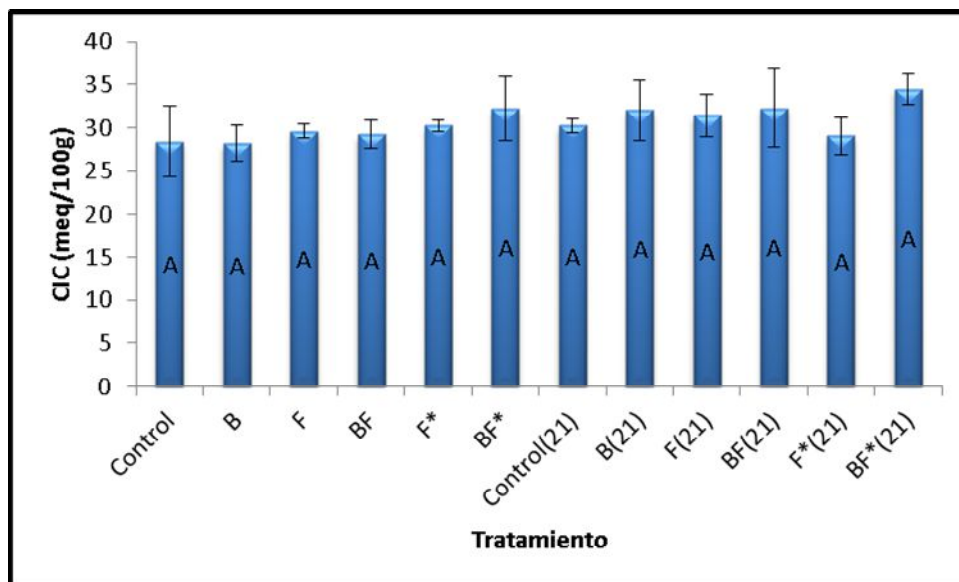


Figura 22. Cambios en CIC del suelo bajo estudio para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Si bien este Biochar tipo orquidea no generó una diferencia significativa en la CIC del suelo bajo estudio el cual inicialmente presentó una alta CIC (28 meq/100g) otros estudios similares han reportado una no significancia en el aumento de la CIC para suelos de alta fertilidad (Zwieten et al., 2009) donde, la media de CIC del suelo control inicial fue de 31 meq/100g comparado con la del suelo al agregarle Biochar (29 meq/100). Sin embargo, en suelos de baja fertilidad el efecto es más marcado, Zwieten et al (2009) estudiaron el efecto del Biochar en 2 suelos contrastantes, siendo el de menor CIC el que obtuvo el mayor incremento significativo pasando de CIC (4 meq/100g) a un CIC (10 meq/100g) luego de que se adicionó Biochar. En el estudio de Palma (2016) para un suelo arenoso del estado Anzoátegui de baja fertilidad el Biochar generó un aumento de su CIC pasando de 1,20 meq/100g a 1,42 meq/100g, aumentando su CIC.

Las adiciones de Biochar han sido reportadas por mejorar la fertilidad del suelo, elevando su CIC (Liang et al., 2006). El aumento de CIC en el suelo, debido a la adición de Biochar, se debe a los grupos carboxilato en la superficie del mismo Biochar y a los grupos carboxilato expuestos de ácidos orgánicos absorbidos por el Biochar, los cuales contribuyen con una carga superficial negativa a las partículas del Biochar junto a su gran área superficial siendo para el Biochar utilizado en este estudio ($24 \text{ m}^2/\text{g}$) un valor que aumenta también después del proceso de pirólisis lo que le otorga una gran densidad de carga (Liang et al., 2006).

Por otro lado, la CIC de los Biochar producidos presentan gran variabilidad, se han reportado tan bajas como 0,5 meq/100g hasta 38,3 meq/100g en el estudio realizado por

(Gai et al., 2014). Otros autores como Gaskin et al (2008) reportando un valor de 5,0 meq/100g o Liang et al (2006) presentando un valor de 19,1meq/100g logrando incrementos en la CIC de los suelos estudiados basado en la CIC de los Biochar producidos. Las variaciones en la CIC del Biochar son producto de los distintos parametros de produccion y la materia prima de origen (Lehmann and Joseph, 2009). En este sentido, cabría esperar un valor similar de CIC para el Biochar bajo estudio que, sin embargo, dada la CIC inicial del suelo (28meq/100g) posiblemente su efecto no ha presentado una diferencia estadísticamente significativa en este suelo en particular por su alta CIC tal como se puede observar en la Figura 22.

8.2.5. Cambios en el contenido de carbono total

El contenido de CT se vio afectado por la incorporación de Biochar siendo que, todos los tratamientos que incluyeron Biochar fueron significativamente mayores que el resto de los tratamientos en ambos tiempos haciendo notar que el factor que provocó este aumento fue la adición de Biochar (Figura 23). A su vez, dentro de los tratamientos en los que se agregó Biochar no hubo diferencia significativa luego de los 21 días de incubación indicando que no ocurrió una pérdida de carbono (C) por parte del Biochar durante la incubación exceptuando al tratamiento B.

El Biochar es un compuesto rico en carbono (Lehmann y Joseph, 2009) siendo que, por si solo el Biochar de este estudio contiene un (C=57,6%) por lo cual al ser mezclado con el suelo aumenta el contenido de CT desde el inicio de la incubación e incluso se mantiene este aumento hasta finalizarla a pesar de haber presentado una pérdida durante el periodo de incubacion para el tratamiento B. Basado en la cantidad de Biochar agregado al suelo (2g) se tiene un total de 1,16g C neto adicionados al suelo(ver apéndice A), cabe esperar un incremento en el CT desde un 4% inicial en el suelo control, y que luego de realizar la mezcla suelo+Biochar teóricamente se esperaría un aumento de 4% a un 5,8% del contenido de carbono total, lo cual es comparable con los resultados obtenidos (Figura 23).

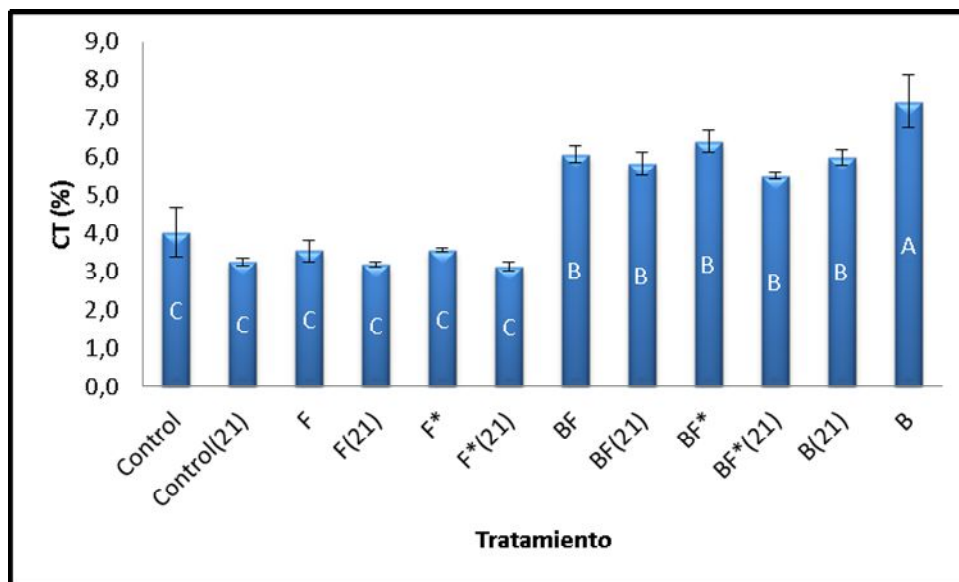


Figura 23. Cambios en el carbono total (CT) del suelo para los diferentes tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

La alta estabilidad del Biochar en el suelo es beneficiosa con respecto al secuestro de C porque el C agregado al suelo como Biochar se eliminará de la atmósfera durante 100-1000 años o quizá más (Verheijen et al., 2010) debido a su gran recalcitrancia (Lehmann et al., 2011). Se ha demostrado que las aplicaciones de mantillos, compost y estiércol aumentan la materia orgánica del suelo (MOS) y su fertilidad. Sin embargo, en condiciones tropicales, la materia orgánica generalmente se mineraliza muy rápido (Tiessen et al. 1994). Por lo tanto, el Biochar aplicado al suelo tiene el potencial de aumentar la reserva de C recalcitrante del suelo y persistirá mucho más tiempo que el C agregado en forma de residuos o materia orgánica biogénica del suelo además, sus efectos son instantáneos como se puede observar en otros estudios como el de Novak et al (2009) en el cual la adición de Biochar produjo un aumento significativo del CT desde el inicio de la incubación de un 0,17% a 0,31% respecto al control para un suelo franco arenoso de la llanura costera del sudeste de los Estados Unidos o Lehmann et al (2003) donde, para un ferrosol con alto contenido de arcillas (65%) de la Amazonia Central en Brasil aumentó significativamente de 3,9% a 15,9%, siendo válido aclarar que el porcentaje de Biochar agregado fue de 10% peso/peso por lo cual su efecto fue mayor.

8.2.6. Cambios en el contenido de nitrógeno total

A lo largo de la incubación se generaron 2 grupos con medias significativamente distintas, el primero, el cual contiene todos los tratamientos que fueron fertilizados y, el segundo, representados por los tratamientos Control y Biochar (Figura 24). El suelo se vio afectado directamente por la aplicación de fertilizante observándose un incremento en el contenido

de nitrógeno total, derivado del NPK el cual contiene N=10% mineral, sin embargo este aumento no se vio alterado luego de los 21 días de incubación. Cabría esperar un aumento de tal magnitud en el contenido de nitrógeno total puesto que para la cantidad de fertilizante aplicado (1,86g) haciendo el balance de masas, se tiene un aporte de 0,186g N (ver apéndice B) donde, al ser mezclados con el suelo que en promedio contiene N=0,21% (0,105g N), se obtiene un aumento de aproximadamente 175% en el contenido de Nitrógeno total para la mezcla de suelo+fertilizante, lo cual es comparable con los resultados obtenidos experimentalmente (Figura 24). De igual forma, el modo de agregación del fertilizante, bien sea disuelto o sin disolver, no afecta el contenido de nitrógeno total del suelo en los distintos tratamientos y tampoco lo hace más asimilable, manteniéndose constante tanto al inicio como al final de la incubación.

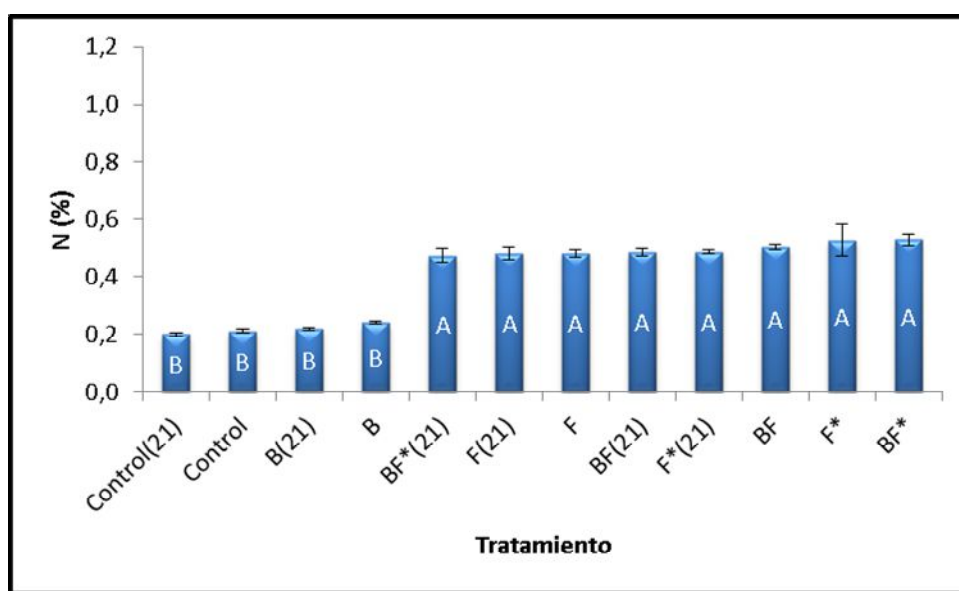


Figura 24. Cambios en el nitrógeno total (NT) del suelo bajo estudio para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

En ausencia de fertilizante, el Biochar no generó un incremento significativo en el contenido de NT inicial e incluso durante el periodo de incubación (Figura 24). El Biochar inicialmente contiene N (2,5%) representando un aporte de 0,05g N comparado con el suelo control el cual contiene 0,105g N. Teóricamente el aumento en el contenido de N se estima en 45% (ver apéndice B), sin embargo, este aporte de N por parte del Biochar no ha generado una diferencia estadísticamente significativa dada la heterogeneidad de la muestra pasando de 0,21% a 0,24% los tratamientos control y Biochar respectivamente.

El tipo y el estado existente de N en el suelo son fuertes controles sobre el ciclo del N. En el análisis realizado por Biederman y Harpole (2013) encontraron que para los diversos estudios seleccionados, hubo aumentos en el N total del suelo, probablemente debido a que el N dentro de la estructura del material de Biochar contribuyó a este parámetro siendo que,

no obstante, este no está disponible para las plantas y los microbios. Lehmann et al., (2003) reportó que, al incorporar Biochar a un suelo arcilloso tipo ferrosol, se observa un incremento en NT de 0,31% a 0,39% inicialmente, aumento un tanto mayor al encontrado en este estudio, siendo de notar que la adición de Biochar en el mismo fue de un 10%(p/p) comparado con el 4%(p/p) utilizado en este trabajo.

8.3. Influencia del Biochar y fertilizante en las emisiones biogenicas de N₂O y CO₂ provenientes del suelo.

8.3.1. Influencia sobre la emisión de N₂O

Los resultados obtenidos para las cinéticas de incubación de 7 y 21 días se muestran en la Figura 26. Las curvas muestran un comportamiento de tipo potencial el cual es esperado para este tipo de tratamiento, en el que se presume que al inicio la actividad microbiana se ve activada por el estímulo como lo es la adición de agua al sistema hasta llegar a una estabilización. Las cinéticas se han presentado para un periodo de 17d y no de 21d como se había planteado al inicio debido a la presencia de vacío en varios recipientes de incubación al tomar las muestras el día 21, es por ello que se ha decidido dejar la cinética en este periodo de tiempo (17d). Por otro lado, al comparar los resultados obtenidos en la incubación de 7 días con los observados para 21d se obtuvieron tendencias similares en todos los tratamientos, es por ello que se ha considerado realizar el análisis de los resultados tomando en cuenta la cinética de 21d, como ejemplo se muestra la Figura 25 donde se observan los resultados para el tratamiento control (el resto de los gráficos se pueden observar en el apéndice C). Adicionalmente, el objetivo de la cinética de 7d era el de determinar una posible estabilización en la emisión de los gases, la cual no fue alcanzada en el caso de los tratamientos con fertilizante (ver apéndice C)

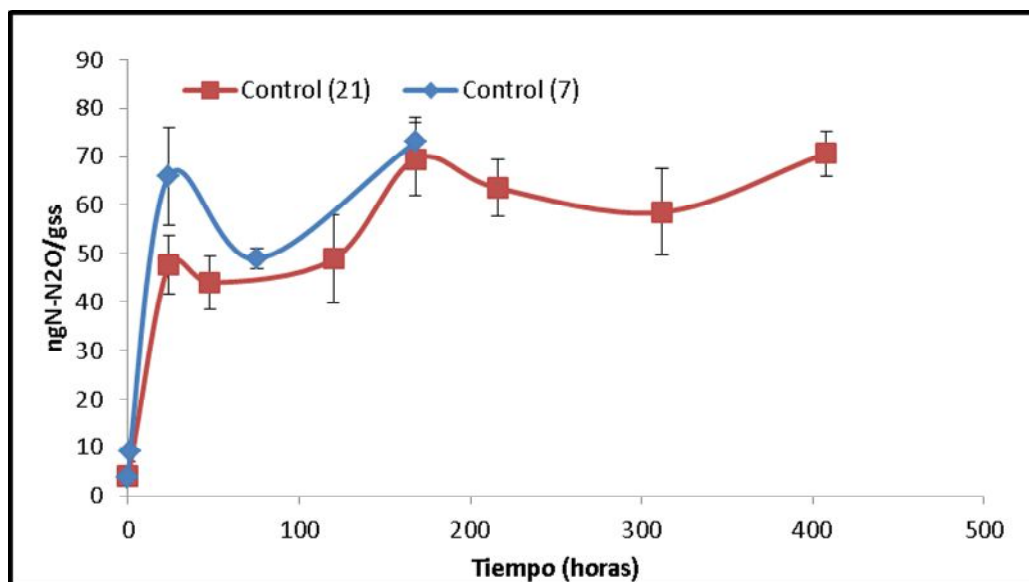


Figura 25. Cinética de emisión de N₂O para el tratamiento control en los periodos de incubación de 7 días y 21 días. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media (n = 3).

La tendencia en la emisión de N₂O del tratamiento con Biochar se asemeja al comportamiento seguido por el tratamiento control (Figura 26) el cual representa el comportamiento natural del suelo cuya emisión depende de la actividad microbiana presente en el mismo. En las primeras 24 horas se tiene un aumento en la emisión del N₂O en todos los tratamientos que puede ser una respuesta instantánea a la adición de agua al sistema (Sanhueza et al., 1994), no obstante, los tratamientos control y Biochar alcanzaron su estabilización a las 48 horas con ligeras variaciones en el periodo de la cinética de 17 días, siguiendo una tendencia de forma potencial. De esta manera, se podría decir que la adición de Biochar tipo orquídea tuvo un efecto neutro en la tendencia de la emisión de N₂O durante el periodo de incubación.

Por su parte, los tratamientos fertilizados influyeron directamente en la emisión de N₂O siendo que, a lo largo de la incubación la tendencia siempre fue lineal manteniéndose en aumento hasta los 17 días sin llegar a la estabilización en este periodo de tiempo. Además, la magnitud de la emisión se vio afectada en gran medida por el modo de agregación, siendo los tratamientos con fertilizante disuelto los que presentaron los mayores valores (Figura 26) ya que se considera el fertilizante disuelto más disponible para los microorganismos.

Al observar la velocidad de emisión para las primeras 48 horas, las cuales representan la respuesta inmediata del sistema y su capacidad de adaptación frente a algún estímulo, se observaron los mayores valores para los tratamientos control y Biochar destacando que la adición de Biochar no generó un cambio en la velocidad de emisión de N₂O (Figura 27). Agregar fertilizante al sistema podría estar inhibiendo la emisión de este gas, al menos en las primeras horas de la incubación presentando una menor pendiente, requiriendo más tiempo para la adaptación de los microorganismos al verse saturados con grandes cantidades de nitrógeno inorgánico (Nohrstedt et al., 1986; Treseder, 2008). Además, entre los tratamientos fertilizados, la adición del fertilizante disuelto resultó en una mayor velocidad de respuesta reportándose con una mayor pendiente, puesto que se considera al estar disuelto es más fácil de asimilar por los microorganismos. Por otro lado, existe una sinergia entre la adición de Biochar y fertilizante sin importar su modo de agregación, reportándose con una mayor pendiente comparado con su homólogo sin Biochar (Figura 27).

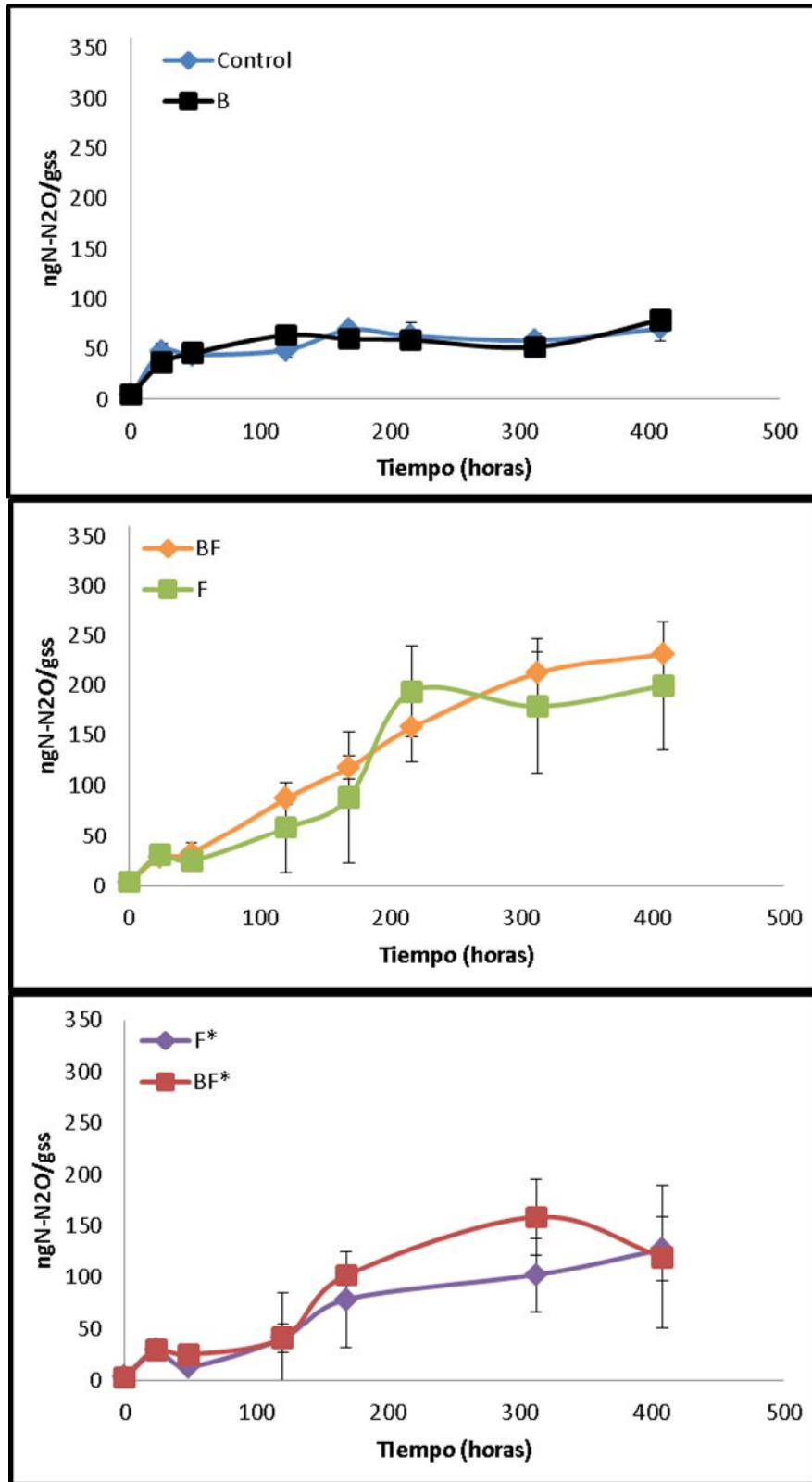


Figura 26. Emisión de N_2O a lo largo del periodo de incubación para los distintos tratamientos. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media ($n = 3$).

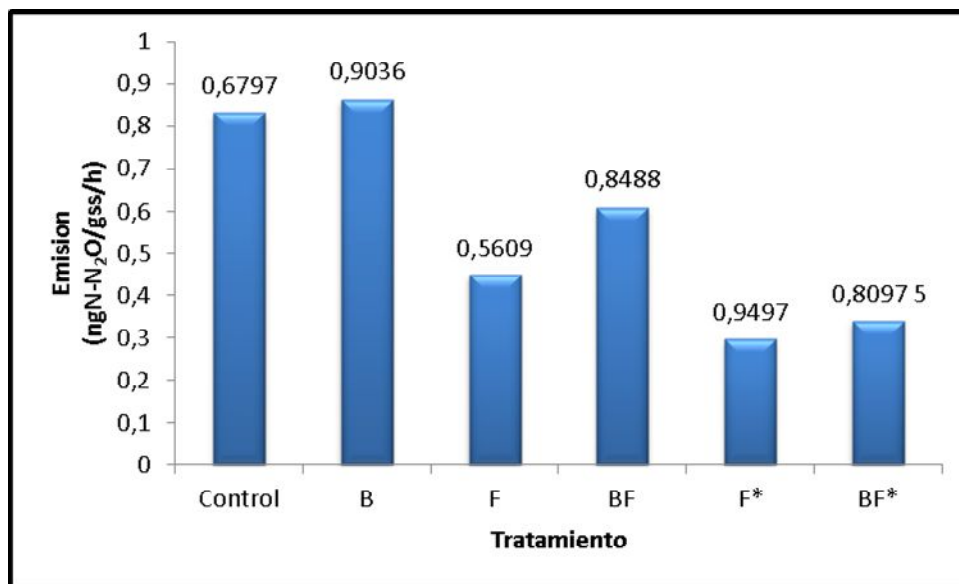


Figura 27. Emisiones obtenidas para los distintos tratamientos en las primeras 48 horas de incubación para N₂O. Valor de R² en el extremo externo de cada tratamiento.

A fin de poder comparar los tratamientos y evaluar estadísticamente las diferencias existentes entre tratamientos, se realizó el acumulado de la emisión para cada tratamiento (Figura 28). Se puede apreciar que para el Control y Biochar no se presentan diferencias estadísticamente entre sí e incluso, el modo de aplicación del fertilizante (sin disolver) se incluye en este grupo. Por otro lado, se tiene los tratamientos fertilizados (disueltos) los cuales presentaron los mayores acumulados, generando una emisión de N₂O dos veces mayor a la del tratamiento control, esto pudiera deberse a que la forma disuelta del fertilizante estaría más disponible para los microorganismos. De igual forma, ninguno de los tratamientos se vio afectado significativamente por la incorporación de Biochar.

Diferentes estudios han reportado que la adición de Biochar podría tener efectos variados en la emisión de N₂O siendo afectado por el tipo de materia prima, el tiempo de pirolisis, % aplicado y las características del suelo, tipo de labranza, tipo de fertilizante y su modo de aplicación, entre otras, que generan diversas respuestas dada la complejidad de los procesos involucrados (Lehmann y Joseph, 2009). La adición de Biochar debe entenderse como una interacción biogeoquímica Biochar-Suelo-Planta. Aun no se tienen claro los mecanismos de interacción del N₂O por parte del Biochar, existen varias hipótesis, donde los principales mecanismos incluyen: (1) el efecto alcalinizante del biochar que genera un ambiente óptimo para la actividad reductasa de N₂O (Sohi et al., 2009; L. Sun et al., 2013), (2) la reducción de la disponibilidad de NO₃⁻ y NH₄⁺ a los microorganismos involucrados en la nitrificación y / o desnitrificación y producción de N₂O (Kettunen y Saarnio, 2013; van Zwieten et al., 2010), (3) una mejor aireación del suelo que puede inhibir el proceso de

desnitrificación (Augustenborg et al., 2012; Rogovska et al., 2011) sin embargo, también podría estar creando vías de escape para la liberación de este gas (Esparragosa et al., 2018) y (4) la liberación de compuestos tóxicos/inhibidores que podrían afectar la actividad biológica del suelo, por ejemplo el etileno (Cayuela et al., 2014). Otros estudios como el de Brassard et al (2018) sin embargo, han reportado una no significancia en la reducción de la emisión de N_2O bajo experimentos de incubación, presentando un comportamiento similar al tratamiento control. Por estas razones se deben realizar estudios específicos de cada uno de los sistemas donde se tomen en consideración los principales factores para obtener la respuesta que se requiere.

Los resultados de este estudio de incubación a corto plazo indican que la adición de Biochar tipo orquídea no alteró el comportamiento de la emisión de N_2O por parte del suelo durante la cinética presentando un comportamiento similar en cada tratamiento a su homólogo sin Biochar.

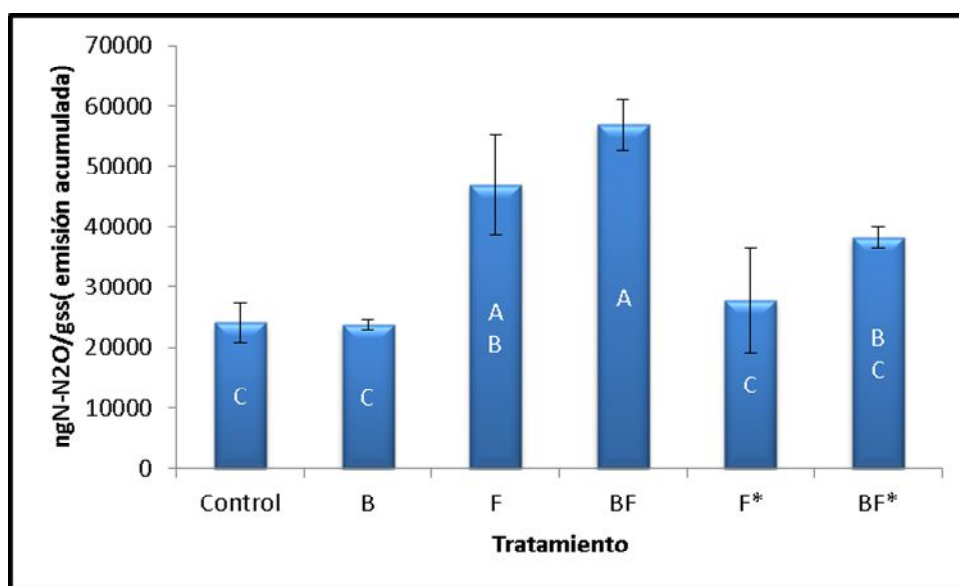


Figura 28. Acumulado de la emisión de N_2O durante la incubación para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

8.3.2. Influencia sobre la emisión de CO_2

Los resultados obtenidos para las cinéticas de incubación de 7 y 21 días se muestran en la figura 30. Las curvas muestran un comportamiento de tipo potencial el cual es esperado para este tipo de tratamiento, en el que se presume que al inicio la actividad microbiana se ve activada por el estímulo hasta llegar a una estabilización. Las cinéticas se han presentado

para un periodo de 17 y no de 21 días por las mismas razones expresadas en la sección de N₂O. Por otro lado, al comparar los resultados obtenidos en la incubación de 7 días con los observados para 21 se obtuvieron tendencias similares en todos los tratamientos, es por ello que se ha considerado realizar el análisis de los resultados tomando en cuenta la cinética de 21 días, como ejemplo se muestra la Figura 29 donde se observan los resultados para el tratamiento con Biochar (el resto de los gráficos se pueden observar en el apéndice D).

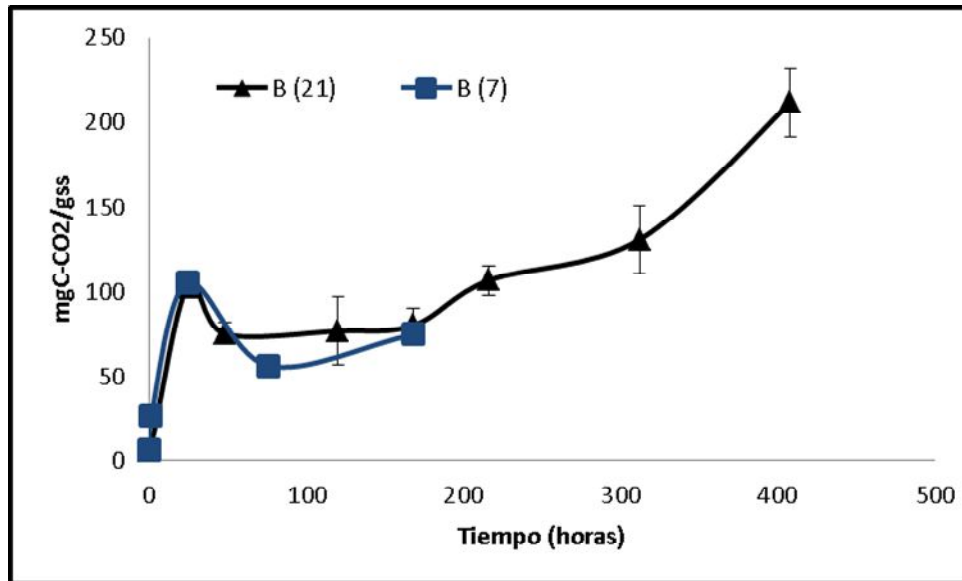


Figura 29. Cinética para el tratamiento control respecto a la emisión de N₂O en los periodos de incubación de 7 días y 21 días. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media ($n = 3$).

El flujo de CO₂ en el suelo cambió con el tiempo en un patrón de variación temporal similar para todos los tratamientos (figura 30). Durante las primeras 24 horas se tiene el primer impulso en la emisión de CO₂ en todos los tratamientos que puede ser, nuevamente una respuesta instantánea a la adición de agua al sistema (manipulación del suelo). A las 24 horas de iniciada la incubación se tiene un máximo en la emisión de CO₂ en todos los casos con pocas variaciones en las concentraciones (*Plateau*) hasta llegar a las 168 horas donde, a partir de este tiempo, se puede observar un cambio en la emisión con tendencia al alza para todos los tratamientos sin alcanzar su estabilización en el periodo de incubación realizado, no obstante, los tratamientos que fueron enmendados con Biochar siempre presentaron un mayor flujo de emisión a pesar de mantener el mismo comportamiento en su curva que su homólogo sin Biochar. Si bien se produjo una mayor mineralización, esta podría provenir del propio Biochar (Lehmann et al., 2006). Otra consideración para este segundo periodo en la cinética podría ser producto de un cambio en las condiciones del sistema lo que ha generado una variación en la comunidad microbiana dominante, pasando de ser un carácter

aeróbico a anaeróbico al transcurrir la incubación ya que, al ser un sistema cerrado la cantidad de oxígeno existente era limitada.

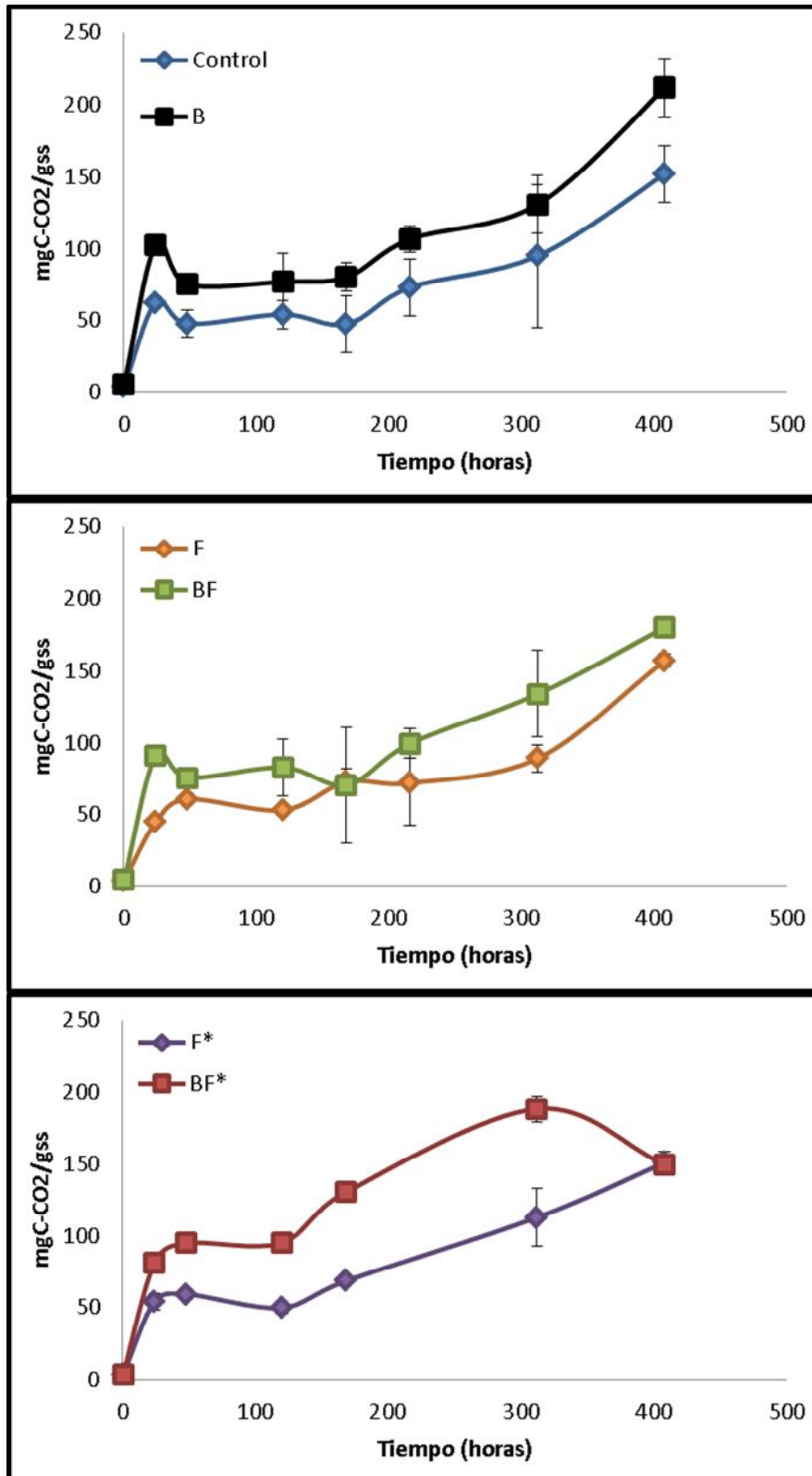


Figura 30. Emisión de CO₂ a lo largo del periodo de incubación para los distintos tratamientos. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media (n = 3).

Al observar la velocidad de emisión para las primeras 48 horas, se puede notar que el tratamiento control presentó la menor pendiente (Figura 31). Los tratamientos fertilizados sin adición de Biochar presentaron pendientes iguales entre si y muy cercanas al tratamiento control, siendo que, la adición de fertilizante no estimuló un cambio en la respuesta del sistema en las primeras horas de incubación e incluso durante el restante periodo de incubación (Figura 31). Por su parte, la adición de Biochar en los distintos tratamientos potenció la emisión de CO₂ desde las primeras horas de la incubación y se mantuvo así durante el transcurso de ella (Figura 30), esto es debido a que el Biochar es un compuesto principalmente de carbono donde parte de este puede ser lábil (Lehmann et al., 2006) generando aumento en la emisión de CO₂ durante la incubación como se ha observado.

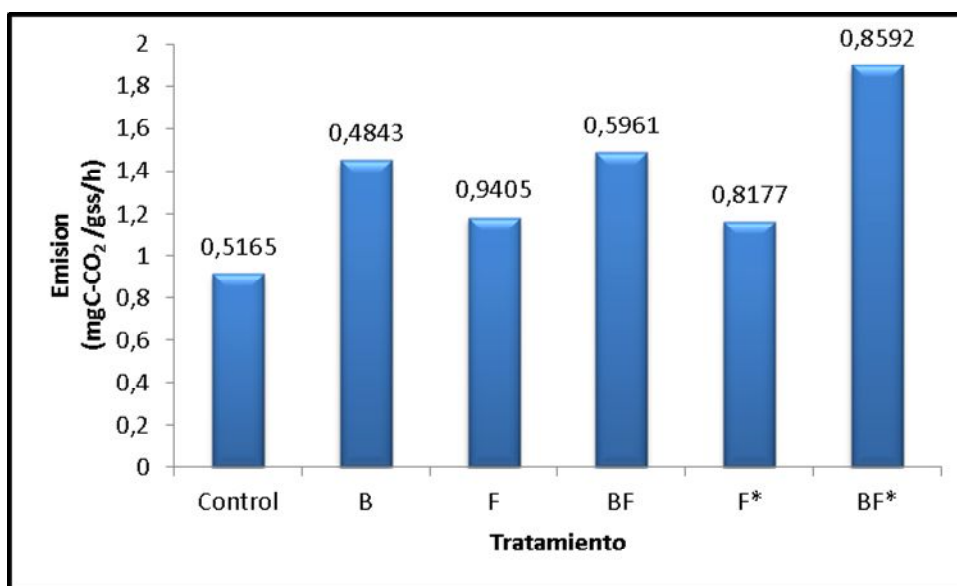


Figura 31. Emisiones obtenidas para los distintos tratamientos en las primeras 48 horas de incubación para CO₂. Valor de R² en el extremo externo de cada tratamiento.

A fin de poder comparar los tratamientos y evaluar estadísticamente las diferencias existentes entre tratamientos, se realizó el acumulado de la emisión para cada tratamiento de manera similar al realizado para el análisis de N₂O. De esta manera, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los diversos tratamientos (grupo B) exceptuando al tratamiento BF* (Figura 32) dada la alta variabilidad que presentaron. Por otro lado, entre los tratamientos enmendados con Biochar no se encontraron diferencias

estadísticamente significativas, sin embargo, presentaron promedios un tanto mayores que sus homólogos sin Biochar.

En base a los resultados, la adición de fertilizante y su modo de agregación no generó cambios en la emisión de CO₂ comparado con el suelo control (Figura 32). De igual forma, la adición de Biochar no alteró la emisión de CO₂ excepto en el tratamiento BF*, en el cual se considera que la interacción Biochar-fertilizante sin disolver podría generar un mejor efecto de difusión que para los demás tratamientos, no pudiendo atribuir este aumento al Biochar o fertilizante únicamente ya que diferencias no significativas fueron encontradas individualmente.

Los resultados de este estudio de incubación a corto plazo indican que la adición de Biochar tipo orquídea no alteró el comportamiento de la emisión de CO₂ por parte del suelo durante la cinética y que a pesar de aumentar el flujo con el cual el sistema produce este gas no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la emisión acumulada.

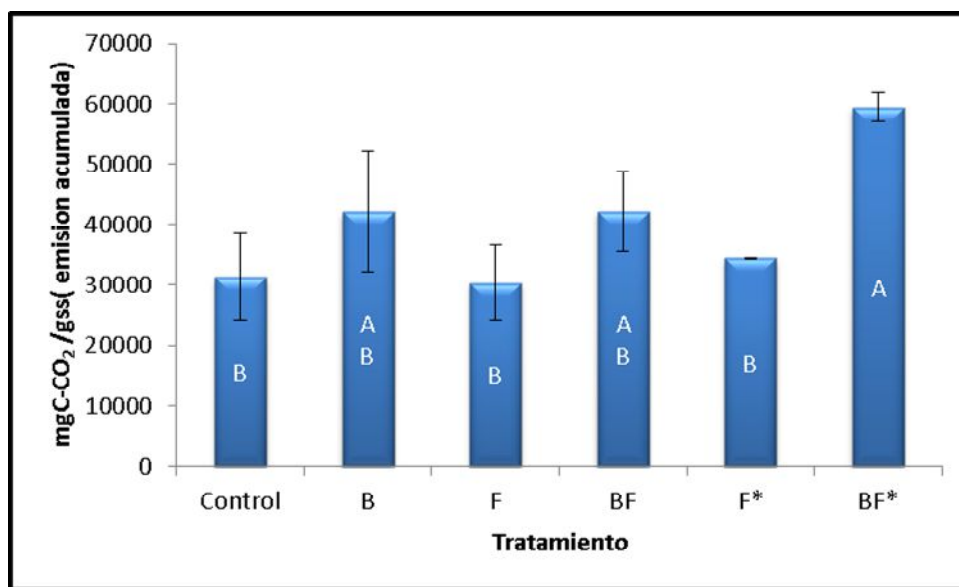


Figura 32. Emisión acumulada de CO₂ durante la incubación para los distintos tratamientos. Tratamientos con diferente letra son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

El efecto de la adición de Biochar en el ciclo de C del suelo podría influir en la tasa de emisión de CO₂ en el sistema suelo-agua-aire, ya que la fluctuación del carbono orgánico del suelo, el carbono orgánico disuelto y el carbono de la biomasa microbiana que resulta de la adición de Biochar podría impactar la mineralización de C del suelo. El equilibrio de aire y agua se estableció al inicio de la incubación y el efecto alcalinizante del Biochar podría absorber el CO₂ liberado del sistema Biochar-suelo (Liu et al., 2011). De esta

manera, al estar agregando un compuesto rico en carbono (Biochar) y no encontrar aumentos significativos en la emisión de CO₂ podría considerarse una buena estrategia para aumentar el reservorio de carbono en los suelos.

Notables incrementos en la emisión de CO₂ en suelos enmendados con Biochar han sido reportados por Sui et al (2016), este efecto puede ser atribuido al contenido C de la materia volátil que contiene el Biochar (Spokas et al., 2011), sin embargo, este depende de las condiciones de pirolisis y tipo de materia prima de origen del Biochar (Lehmann y Joseph, 2009). De esta manera, las variaciones en los diferentes estudios pueden atribuirse a los diferentes tipos y porcentajes de Biochar utilizados, el efecto del envejecimiento, la fertilización con N y el tipo de suelo, así como las condiciones de incubación o de campo a corto plazo (Novak et al., 2009; Ding et al., 2016).

8.4. Factibilidad de incorporar el biochar como enmienda del suelo y potencial reducción de emisión de GEI

El cambio neto en la fertilidad del suelo bajo estudio es presentado en la Tabla 8. Los resultados después de la adición de 4% de Biochar tipo orquídea ha generado cambios en las diversas características del suelo al momento de ser mezclado con él. El tratamiento enmendado con Biochar fue más alcalino, reduciendo un 5% la acidez natural del suelo al inicio del tratamiento. A pesar de haber aumentado el pH del suelo, la adición de Biochar no resulto en un incremento de la CIC posiblemente por la alta CIC inicial del suelo (Tabla 8), sin embargo, al estar aumentando el pH es posible aumentar la disponibilidad de los cationes básicos que son macronutrientes necesarios para el buen crecimiento de los cultivos. Los incrementos en el pH se observaron a lo largo de la incubación resultando un aumento de 14% al finalizar el ensayo.

La mezcla de Suelo+Biochar incrementó el contenido de CT del suelo en un 85% inicialmente, presentándose como una buena opción para suelos con un alta tasa de mineralización de C, ya que el Biochar puede aportar carbono al sistema. A pesar de haber presentado una pérdida de CT a lo largo de la incubación comparado con el Biochar t (0) el balance final resulto en un incremento del 50% al final de la incubación en relación al control t (0).

De igual manera, se obtuvo un incremento inicial del 15% en el contenido de NT del suelo el cual pudiera considerarse principalmente orgánico, dado que el aporte del amonio por parte del Biochar fue de tan solo 10ppm. Este nitrógeno orgánico, sin embargo, es asimilado en parte por los microorganismos resultando en un aumento neto del 5% siendo de esta manera, no vinculado a estructuras complejas de difícil acceso por los microorganismos por lo que pueden consumirlo fácilmente.

Tabla 8. Resumen de los cambios generados por el Biochar en las distintas variables analizadas.

Característica	Control t(0)	Biochar t(0)	Biochar t(21)	% Relativo de cambio t(0)	% Relativo de cambio t(21)
pH	5,7 ±0,2	6,0 ±0,2	6,51 ±0,02	5	14,0
Humedad (%)	19,4 ±1	18,5 ±1	15 ±1	-5	-23
NH ₄ ⁺ (ppm)	44 ±3	54 ±1	27 ±6	23	-39
CIC (meq/100g)	28 ±4	28 ±2	32 ±4	0,0	14
CT (%)	4,0 ±0,6	7,4 ±0,7	6,0±0,2	85	50
NT (%)	2,1 ±0,1	2,4 ±0,1	2,21 ±0,04	15	5
N ₂ O (ngN-N ₂ O/gss/h)	0,8318 ^a	0,8641 ^a	-	4	-
N ₂ O (ngN-N ₂ O/gss)	24107 ^b	-	23839 ^b	-	-1
CO ₂ (mgC-CO ₂ /gss/h)	0,913 ^a	1,4528 ^a	-	59	-
CO ₂ (mgC-CO ₂ /gss)	31354 ^b	-	42207 ^b	-	35

^a=Factor de emisión (primeras 48 horas).^b=Acumulado total de emisión.

De igual manera, se obtuvo un incremento inicial del 15% en el contenido de NT del suelo el cual pudiera considerarse principalmente orgánico, dado que el aporte del amonio por parte del Biochar fue de tan solo 10ppm. Este nitrógeno orgánico, sin embargo, es asimilado en parte por los microorganismos resultando en un aumento neto del 5% siendo de esta manera, no vinculado a estructuras complejas de difícil acceso por los microorganismos por lo que pueden consumirlo fácilmente.

En cuanto al contenido de amonio se tiene un incremento del 23% inicialmente. Teniendo en cuenta que el suelo bajo estudio se encuentra bajo fertilización constante, se considera que la adición de Biochar podría ser una buena estrategia para reducir las grandes cantidades de amonio que son aplicadas sobre estos suelos reduciendo así, tanto costos de

insumos como contaminación por las excesivas cantidades de fertilizantes que llevan a la acidificación de los suelos e incluso, este amonio aportado por parte del Biochar resulta ser más asimilable por las plantas ya que al finalizar la incubación el tratamiento Biochar t (21) (tabla 8) presentó, comparado con el tratamiento control, una disminución del 39% en amonio.

En cuanto a las emisiones de GHG, la respuesta inmediata del sistema o emisión (tabla 8) para el N₂O no produjo un incremento notable (4%), sin embargo, para el CO₂ el tratamiento con Biochar propicio la emisión de este gas desde el inicio incrementando un 59%. Por otro lado, al observar los acumulados de emisión se tiene que la adición de Biochar generó solamente una disminución del 1% en la emisión de N₂O durante el periodo de incubación realizado (sección 7.3.1), sin embargo, la emisión de CO₂ se vio incrementada al adicionar Biochar en un 35% posiblemente por la materia orgánica lábil que este pueda contener pero no resultando en diferencias estadísticamente significativas dada la alta variabilidad que se presentó (sección 7.3.2).

Bajo estas condiciones, la adición de 4% Biochar tipo orquídea sobre un suelo arcilloso del estado Guárico en el periodo de incubación de 21 días no generó cambios estadísticamente significativos en la emisión de los GHG estudiados, sin embargo, mejoró algunas propiedades del suelo como lo son: pH, CT. La CIC del suelo no se vio alterada al incorporar Biochar debido a su alto valor inicial en el suelo. En lo que respecta a nitrógeno se tiene un balance negativo al finalizar la incubación, sin embargo la incorporación de Biochar aumentó el contenido de nitrógeno del suelo siendo este a su vez más asimilable que el aportado por el suelo control. Por lo tanto esta enmienda podría resultar ser una buena estrategia para la mejora de la fertilidad de los suelos sin perjudicar las emisiones que este produce de manera significativa.

9. CONCLUSIONES

- El suelo bajo estudio presentó una textura arcillosa, del tipo vertisol por la presencia de montmorillonita. Con un pH ligeramente ácido (5,7), una alta CIC (28meq), un gran contenido de amonio (44ppm) y una relación C/N=19.
- La adición de Biochar generó una respuesta en las propiedades químicas del suelo:
- Aumentó el pH de manera significativa a través del tiempo, al igual que los tratamientos fertilizados, notando una sinergia en los tratamientos tratados con Biochar y fertilizante simultáneamente.
- La adición de Biochar redujo la pérdida de humedad en el suelo en el tiempo.
- El contenido de amonio se vio influenciado en gran medida por la adición de fertilizante. A su vez, el Biochar aportó amonio y este fue asimilado fácilmente por los microorganismos.
- No generó cambios estadísticamente significativos a través del tiempo en la CIC.
- El CT del suelo se vio aumentado significativamente por la adición de Biochar.
- Diferencias no significativas fueron encontradas al adicionar Biochar al suelo en cuanto al contenido de NT, siendo predominante la influencia del fertilizante aplicado en esta variable sin ser predominante su modo de agregación.
- La adición de Biochar a su vez generó respuesta en la emisión de los GHG:
- El Biochar no presentó efecto en la emisión de N₂O a través del tiempo. A su vez el modo de agregación del fertilizante influyó en la producción de este gas, siendo los tratamientos con fertilizante disuelto los que presentaron los mayores valores.
- Los tratamientos enmendados con Biochar aumentaron el flujo de producción de CO₂ sin llegar a ser significativamente distintos al control.
- La adición del Biochar sobre el suelo bajo estudio mejoró su fertilidad sin perjudicar la emisión de GHG (N₂O y CO₂).

10. RECOMENDACIONES

- Complementar los resultados de amonio con el análisis de nitrato a fin de poder observar los microorganismos predominantes en el sistema.
- Dada la factibilidad del uso del Biochar para mejorar la fertilidad de suelo, se considera oportuno aplicarlo en campo y ver qué diferencias existen, por ejemplo, en su comportamiento en presencia del cultivo de maíz en crecimiento para observar la competencia entre microorganismos y planta.
- Caracterizar más a fondo el Biochar utilizado, a fin de entender mejor su estructura.

11. BIBLIOGRAFÍA

- Andrews, S. S., Douglas, L., Karlen y Cynthia, A. (2004). The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America*. 68:1945–1962.
- Augustenborg, C. A., Hepp, S., Kammann, C., Hagan, D., Schmidt, O., & Müller, C. (2012). Biochar and earthworm effects on soil nitrous oxide and carbon dioxide emissions. *Journal of Environment Quality*, 41(4), 1203.
- Bai ZG, Dent D, L., Olsson L., Schaepman M, E. (2008) Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use Manag* (24):223–234
- Baldock, J y Smernik, R. (2002). Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Org. Geochem*, 33(9): 1093-1109
- Barreto, J. 1989. Cambios en propiedades químicas, patrones de fertilización y enclamiento en suelos bajo labranza cero. Documento de trabajo CIMMYT-PROCIANDINO. El Batán, México. pp. 43-70.
- Barry, R. G., Chorley, R. J. (2010). *Atmosphere, weather and climate*. Routledge
- Bazán, R. (2017). *Manual de procedimientos de los análisis de suelos y agua con fines de riego*. Lima-Perú.
- Bezdicsek DF, Stewart BA (eds). Defining soil quality for a sustainable environment. *Soil Sci Soc Am*, Madison, (35). 3–21
- Biederman, L.A. and Harpole, W.S. (2013) Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: A meta-analysis. *GCB Bioenergy*. 5: 202-214.
- Brassard, P; Godbout, S; Palacios, J, H.; Jeanne, T; Hogue, R; Dubé, P., et al. (2018). Effect of six engineered biochars on GHG emissions from two agricultural soils. A short-term incubation study. In *Geoderma* 327: 73–84.
- Carter, M. R., Gregorich, E. G., Pennock, D., Yates, T., Braidek, J. (2007). *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Measurement.
- Casanova, O. E. (1996). *Introducción a la ciencia del suelo*. Universidad Central de Venezuela. Concejo de desarrollo científico y humanístico.

- Cayuela, M, L., van Zwieten, L., Singh, B, P ., Jeffery, S., Roig, A y Sanchez-Monedero, M,A. (2014) Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 191:5–16
- Chang, J., Clay, D. E., Clay, S. A., Chintala, R., Miller, J. M., Schumacher, T. (2016). Biochar reduced nitrous oxide and carbon dioxide emissions from soil with different water and temperature cycles. *Agronomy Journal*, 108(6), 2214–2221.
- Cheng, C. Lehmann, J y Engelhard, M. (2008). Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochem. Cosmochim. Acta* 72: 1598-1610
- Cruz, A. B., Barra, J. E., Castillo, R. F. ., & Gutiérrez, C. (2004). La calidad del suelo y sus indicadores. *Revista Científica de Ecología y Medio Ambiente*, 13(2), 90–97.
- Davidson, E. A., et al. (2000a). Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides, *BioScience*, 50(8), 667-680.
- Ding, Y., Liu, Y., Liu, S., Li, Z., Tan, X., Huang, X., Zeng, G., Zhou, L. & Zheng, B. (2016). Biochar to improve soil fertility. A review. *Official journal of the Institut National de la Recherche Agronomique (INRA)*, 36, 1-18.
- Doran, J.W., Parkin, B.T. (1994). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA.
- Esparragosa, Y., Gil, A., Gómez, Y., Gonzales, J. (2018). Efecto de la aplicación del carbón vegetal en las emisiones de gases nitrogenados y contenido de nutrientes (NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺) de suelos provenientes del estado Guárico (Pregrado) IUT.
- Fageria, N.K., Baligar, V y Li, Yuncong. (2008). The role of nutrient efficient plants in improving crop yields in the Twenty First Century. *Plant nutrition* (31).
- FAO (1995). *Dimensions of need*, Roma.
- FAO (Food and Agriculture Organisation) (2011) *The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – managing systems at risk*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London
- FAO (Organización de las Naciones unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2016). *Estado mundial del recurso suelo. Resumen tecnico*

- Firestone, M. K., E. A. Davidson (1989), Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil, in Exchange of Trace Gases Between Ecosystems and the Atmosphere, edited by M. O. Andreae and D. S. Schimel, pp. 7-21, John Wiley & Sons, Chichester.
- Foley, J. A. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570–574.
- Glaser, B., Lehmann, J y Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biol Fertil Soils* 35:219–230
- Gruber, N., & Galloway, J. N. (2008). An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 451(7176), 293–296.
- Hui, D., Y. Luo (2003), Evaluation of soil CO₂ production and transport in Duke Forest using a process-based modeling approach, *Global Biogeochemical Cycles*, 18, GB429.
- INIA. Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas. Banco climático de San Pedro periodo 2011-2017.
- IPCC. (2007). Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. *Nature* (Vol. 446).
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*
- Jansson, S. L., and J. Persson. (1982). Mineralization and immobilization of soil nitrogen. p 229-252. In F. J. Stevenson (ed.). *Nitrogen in agricultural soils*. Monography N° 22. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde, M., Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144(1), 175–187.
- Karlen DL, Stott DE (1994) A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran JW, Coleman DC, Bezdicek DF, Stewart BA (eds) *Defining soil quality for a sustainable environment*, vol 35. *Soil Sci Soc Am J*, Madison, pp 53–72

- Ke, X., Winter, K., Filser, J. (2005), Effects of soil mesofauna and farming management on decomposition of clover litter: a microcosm experiment, *Soil Biology & Biogeochemistry*, 37, 731-738.
- Kettunen, Riitta y Saarnio, S. (2013). Biochar can restrict N₂O emissions and risk of nitrogen leaching from agricultural soil during the freeze-thaw period. *Agricultural and Food Science*. 22: 373-379.
- Knicker, H., Hilscher, A., González-Vila, F. J., Almendros, G. (2008). A new conceptual model for the structural properties of char produced during vegetation fires. *Organic Geochemistry*, 39(8), 935–939.
- Kovda. (1997). Soil loss: an overview, *Agroecosystems*, 3(3).
- Kroeze, C., Mosier, A., Bouwman, L. (1999), Closing the global N₂O budget: A retrospective analysis 1500-1994, *Global Biogeochemical Cycles*, 13(1), 1-8.
- Kuzyakov, Y. (2006), Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods, *Soil Biology & Biogeochemistry*, 38, 425-448.
- Ladygina, N., Rineau, F. (2013). *Biochar and Soil Biota*. CRC Press
- Laird, D. A., Fleming, P., Davis, D. D., Horton, R., Wang, B. y Karlen, D. L. (2010). Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158: 443-449.
- Lehmann, J. et al. (2011) Biochar effects on soil Biota. A review. *Soil Biol. Biochemistry*.
- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M. (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems - A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(2), 403–427.
- Lehmann, J., Joseph, S. (2009). Biochar for environmental management : An introduction. *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*, 1, 1–12.
- Lehmann, J., Pereira Jr, J., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W y Glaser, B. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil* 249: 343–357.

- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Neves, E. G. (2006). Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1719.
- Lim, T. J., Spokas, K. A., Feyereisen, G., Novak, J. M. (2016). Predicting the impact of biochar additions on soil hydraulic properties. *Chemosphere*, 142, 136–144.
- Liu, P., Ptacek, C. J., Blowers, D. W., Berti, W. R. & Landis, R. C. (2015). Aqueous leaching of organic acids and dissolved organic carbon from various biochars prepared at different temperatures. *Journal of environmental quality*, 44, 684.
- Loll, P., Moldrup, P. (2000). *Soil Characterization and Polluted Soil Assessment*, Aalborg University.
- M.P.P.A.T. (2007), Ministerio del Poder Popular para la Agricultura y Tierras.
- Marquina, S. (2010). Determinacion de las emisiones biogenicas de gases traza (NOx, N2O y CO2) provenientes de suelos cultivados con maíz en campos agrícolas de los estados Guarico y Portuguesa (Doctoral). Instituto Venezolano de Investigaciones Cientificas (IVIC).
- Mulvaney, R. L. (1996), Nitrogen - Inorganic Forms, *Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods*. Published by: Soil Science Society of America, Inc. American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA., 1123-1184.
- Nieder, R., Benbi, D. K., Reichl, F. X. (2018). *Soil Components and Human Health*.
- Nohrstedt, H, Arnebrant, K., Baath, E. y Soderstrom, B. (1986). Changes in carbon content, respiration rate, ATP content, and microbial biomass in nitrogen fertilized pine forest soils in Sweden.
- Novak, J., Lima, I., Xing, B., Gaskin, J., Steiner, C., Das, K., Ahmedna, M., Rehrach, D., Watts, D y Busscher, W. (2009). Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Ann Environ. Sci.* 3: 195-206.
- Palma, Z. (2016). Efecto del biochar obtenido de Pino Caribe (*Pinus caribaea* var. *Hondurensis*) sobre las propiedades microbiológicas y químicas de un suelo de la Mesa de Guanipa, estado Anzoátegui (postgrado). Universidad Central de Venezuela, Maracay, Venezuela.
- PDVSA; PEQUIVEN S.A. (2004) Plantas de NPK (Instalacion 356). Ingeniería de procesos.

- Perdomo, C. (200). Área de suelos y aguas; catedra de fertilidad: Nitrógeno. Facultad de agronomía. Universidad de la Republica de Uruguay.
- Perez, T., Pacheco, M., Herrera, F. (2018). Evaluación del uso de carbón vegetal como estrategia de mitigación para el cambio climático y para las pérdidas de nitrógeno proveniente de la agricultura. Proyecto PEII No. 2011001288
- Raich, J. W., and W. H. Schlesinger (1992), The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate, *Tellus B*, 44, 81-99.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472–475.
- Rogovska, N., Laird, D., Cruse, R., Fleming, P., Parkin, T., & Meek, D. (2011). Impact of Biochar on Manure Carbon Stabilization and Greenhouse Gas Emissions. *Soil Science Society of America Journal*, 75(3), 871.
- Sanhueza. (1994). Effect of plowing on CO₂, CO, CH₄, N₂O and NO fluxes from tropical savannah soils. *Journal of geophysical research*, 1994, Vol. 99.
- Schlesinger, W. (2000), *Biogeoquímica, un análisis del cambio global*, Editorial Ariel, Cap. 2, 23.
- Seybold, C.A., Mausbach, M.J., Karlen, D.L. y Rogers, H.H. (1997). Quantification of Soil Quality. En *Soil Process and the Carbon Cycle* (eds. Lal, R., Kimble, J.M., Follet, R.F. y Stewart, B.A.), pp. 387-403, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Singer, M.J., Ewing, S. (2000). Soil Quality. En *Handbook of Soil Science*. Chapter 11 (ed. Sumner, M. E.), 271-298, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Sohi, S., Lopez-Capel, E., Krull, E. y Bol, R. 2009. Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. *CSIRO Land and Water Science Report* 05/09, 64.
- Sparling, G.P. (1997). Soil Microbial Biomass, Activity and Nutrient Cycling, as Indicators of Soil Health. En *Biological Indicators of Soil Health* (eds. Pankhursts, C.E., Doube, B.M. y Gupta, V.S.R.), pp. 97-105, Cab International, Oxon, UK.
- Spokas, K. A., Novak, J. M., Stewart, C. E., Cantrell, K. B., Uchimiya, M., DuSaire, M. G., & Ro, K. S. (2011). Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. *Chemosphere*, 85(5): 869–882.
- SQI-Soil Quality Institute. (1996). *Indicators for Soil Quality Evaluation*. USDA Natural Resources Conservation Service. Prepared by the National Soil Survey

Center in cooperation with The Soil Quality Institute, NRCS, USDA, and the National Soil Tilth Laboratory, Agricultural Research Service. USA.

- Steiner, C., C, K, Das, M., Garcia, B., Forster y Zech, W. (2008) Charcoal and smokkke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthic ferrasol. *Pedobiologia*. 51: 359-366.
- Sui, Yanming; Kong, Hui; Huang, Xizhi; Dupont, Sam; Hu, Menghong; Storch, Daniela; Pörtner, Hans-Otto; Lu, Weiqun; Wang, Youji (2016): Combined effects of short-term exposure to elevated CO₂ and decreased O₂ on the physiology and energy budget of the thick shell mussel *Mytilus coruscus*. PANGAEA.
- Sun, Z., Moldrup, P., Elsgaard, L., Arthur, E., Bruun, E. W., Hauggaard-Nielsen, H. y Dejonge, L. W. (2013). Direct and indirect Short-term effects of Biochar on physical characteristics of an arable sandy loam. *Soil Science*, 178:465-473.
- Tebin, K. (2016). Biochar in soil: Effect on physical, chemical and hydrological properties in differently textured soils. Aarhus Universitet
- Tiessen, H., E. Cuevas, y Chacon, P. (1994), The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature*. 371: 783 – 785.
- Treseder, K. (2008). Nitrogen additions and microbial biomass: a meta-analysis of ecosystem studies. *Ecology Letters*, 11(10), 1111–1120.
- Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K. Y., Downie, A., Rust, J., Cowie, A. (2009). Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*, 327(1-2), 235–246.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., Diafas, I., (2010). Biochar Application to Soils: A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Process and Functions. JRC Scientific and Technical Reports. European Communities, Luxembourg.
- Whalen, J. K. Sampedro, L. (2010). *Soil Ecology and Management*, CABI.
- Wrage, N., Velthof, G.L., Beusichem, M.L. van., Oenema, O. (2001), Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide, *Soil Biology & Biogeochemistry*, 33(12-13), 1723-1732.
- Xie, T., Reddy, K. R., Wang, C., Yargicoglu, E., & Spokas, K. (2015). Characteristics and applications of biochar for environmental remediation: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(9), 939–969.

- Xu, R., Zhao, A., Yuan, J y Jiang, J. (2012). pH buffering capacity of acid soils from tropical and subtropical regions of China as influenced by incorporation of crop Straw Biochars. *Soils Sediments*. 12: 494-502.
- Yuan, J y Xu, R. (2011). The amelioration effects of low temperature biochar generated from nine crop residues on acid ultisol. *Soil Use Manage*. 27: 110-115.
- Zea, L, S., Osorio, M., Bolaños, J. (1997). Uso del rastrojo de maíz como cobertura superficial y sus implicaciones en la economía del nitrógeno en el cultivo de maíz. *AGRONOMÍA MESOAMERICANA* 8(2): 85-89. 1997.
- Zimmerman, A. R., Gao, B., & Ahn, M. Y. (2011). Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(6), 1169–1179.

12. APÉNDICE

12.1. *Apéndice A: Calculo del balance de masa en Carbono total*

Basándonos en el porcentaje de Carbono (C) que contiene el Biochar utilizando para las incubaciones (sección 6.3.3), se tiene un porcentaje de 57,6%. Dada la cantidad de Biochar agregado al suelo (2g) multiplicando por el porcentaje de Carbono que contiene resulta en una adición neta de C= 1,16g.

Según el análisis de carbono total. Se tiene que el suelo bajo estudio contiene un 4% de carbono total, para una masa de 50g. Partiendo de las cantidades iniciales de carbono total de cada una de los componentes (Biochar: 1,16g y suelo: 2g) y las masas de los mismos (Biochar: 2g y suelo: 50g). Al ser mezclados se sumaron las cantidades de carbono por un lado (C de mezcla: 3,16g) y las masas correspondientes (masa de mezcla: 52g). Posteriormente se calcula el porcentaje que este carbono representa en esta nueva mezcla dando como resultado 6,1% CT. Para los tratamientos con fertilizante se procedió de la misma manera, exceptuando que la masa inicial en el suelo era de 51,86g debido al fertilizante adicionado, considerando que el fertilizante no contiene carbono por lo cual su aporte es 0g.

12.2. *Apéndice B: Calculo para balance de masas en Nitrógeno total*

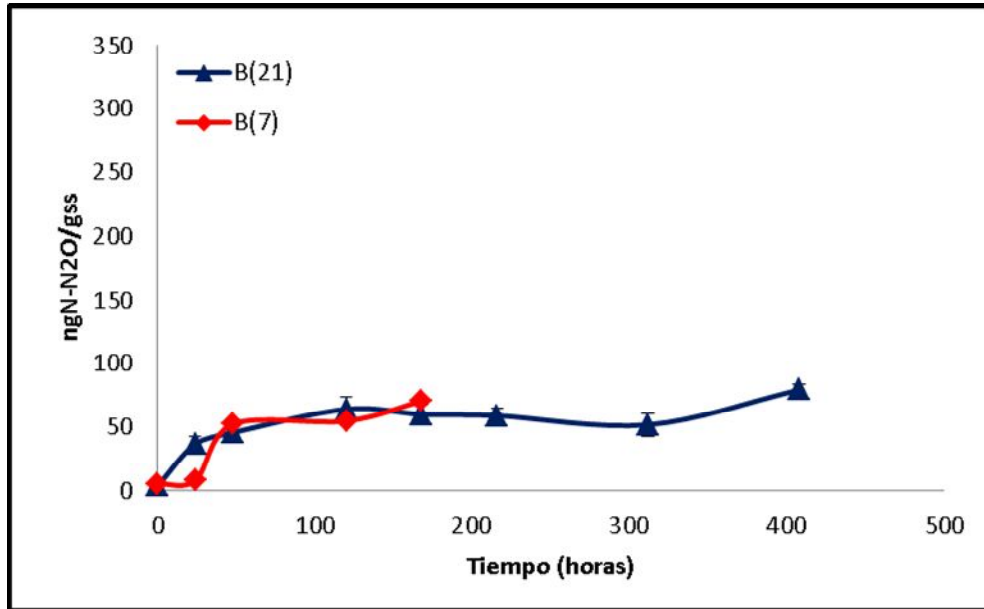
Basándonos en el porcentaje de nitrógeno proveniente del fertilizante que se puede observar en la sección 6.3.2, este resulta ser de 10%. Partiendo de este dato se procedió a realizar en cálculo de nitrógeno presente en la cantidad de fertilizante adicionado (1,86g), multiplicando este valor por el porcentaje que contiene dando como resultado 0,186g de nitrógeno total presentes en esta alícuota de fertilizante adicionado a cada tratamiento.

El suelo por su parte, según el análisis de Nitrógeno total presenta un porcentaje de nitrógeno (0,21%) para 50g de muestra, dando un total de 0,105g N en el suelo inicialmente.

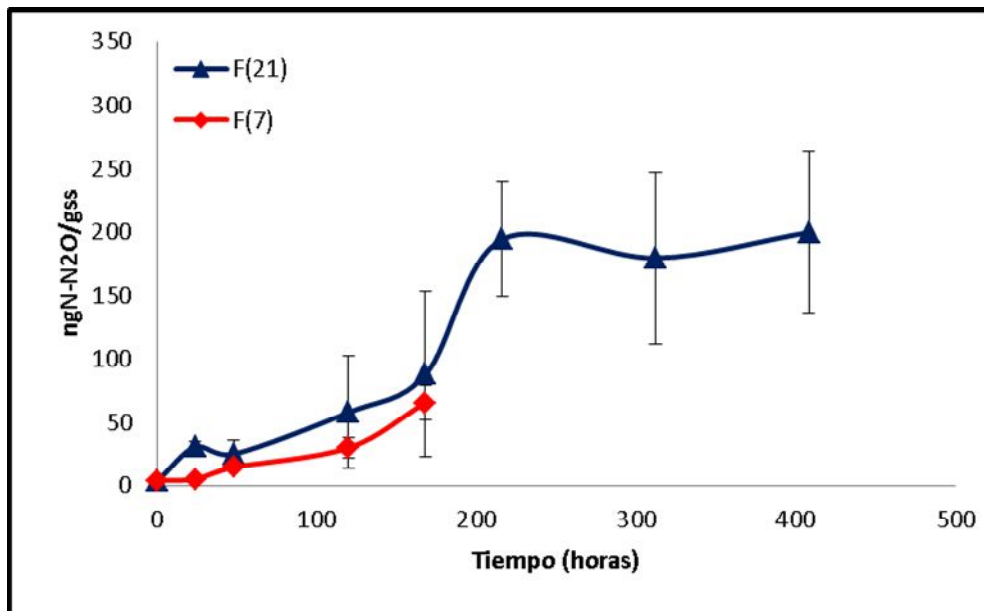
Al mezclar el suelo con fertilizante se suman las cantidades de igual forma que en el apéndice A y el cálculo del porcentaje es igual.

12.3. *Apéndice C: Gráficos para las cinéticas de t (7) y t (21) en la emisión de N₂O.*

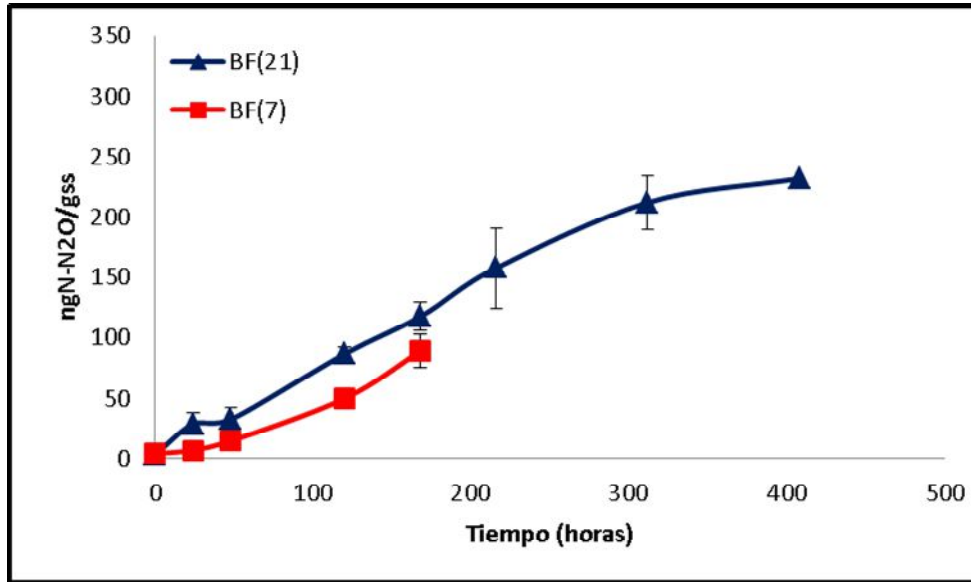
A continuación se presentan las gráficas comparativas para los periodos de incubación t (7) y t (21) en los distintos tratamientos. Los tratamientos F* y BF* no se incluyen porque no se realizó la incubación de t (7).



Cinética de emisión de N₂O para el tratamiento con Biochar en los periodos de incubación de 7 días y 21 días. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media (n = 3).



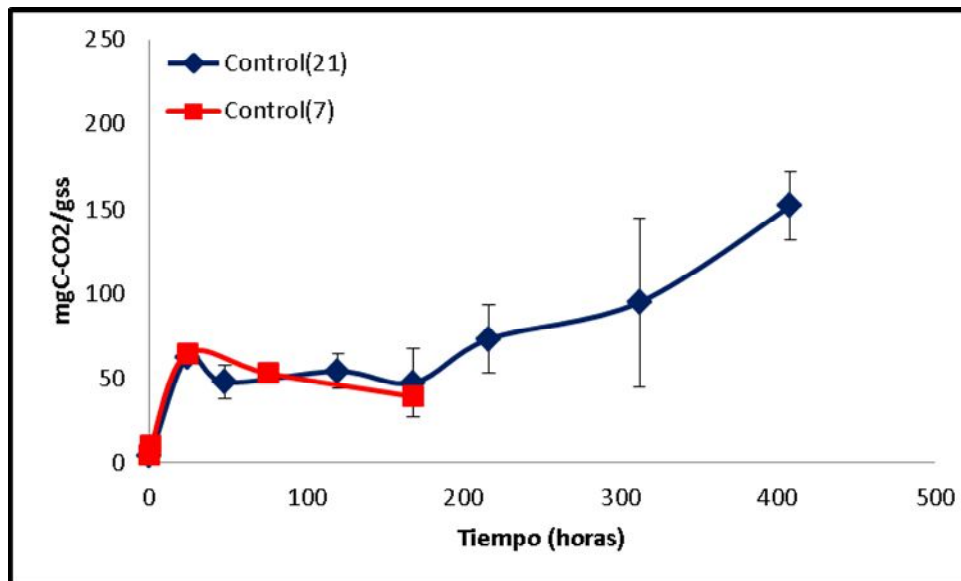
Cinética de emisión de N₂O para el tratamiento fertilizado en los periodos de incubación de 7 días y 21 días. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media (n = 3).



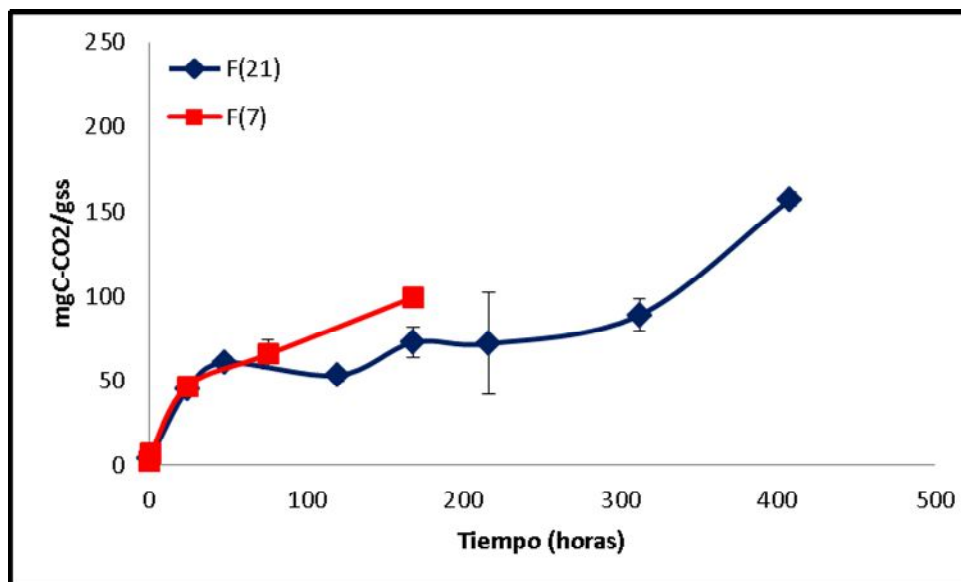
Cinética de emisión de N₂O para el tratamiento con Biochar y fertilizante en los periodos de incubación de 7 días y 21 días. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media (n = 3).

12.4. Apéndice D: Gráficos para las cinéticas de t (7) y t (21) en la emisión de CO₂.

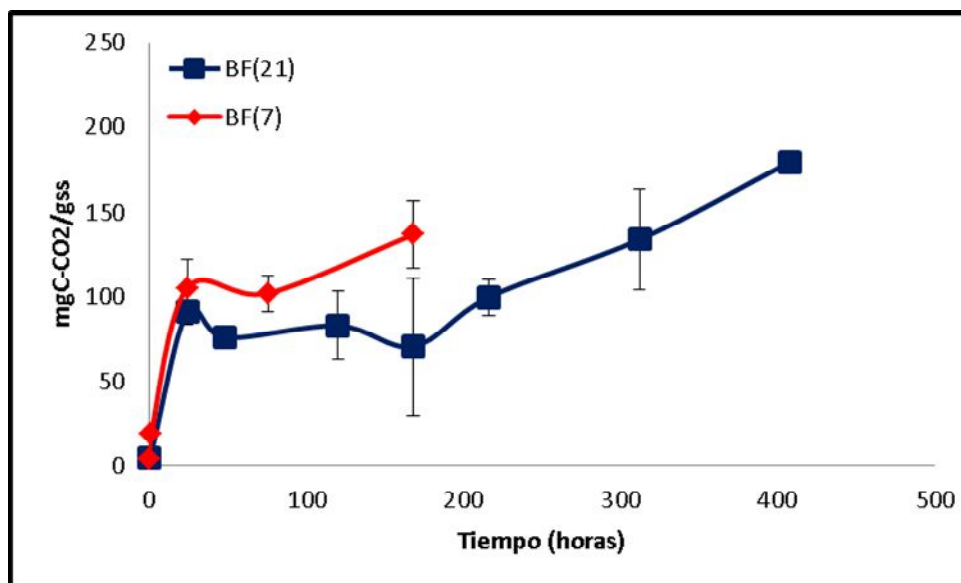
A continuación se presentan las gráficas comparativas para los periodos de incubación t (7) y t (21) en los distintos tratamientos. Los tratamientos F* y BF* no se incluyen porque no se realizó la incubación de t (7).



Cinética de emisión de CO₂ para el tratamiento control en los periodos de incubación de 7 días y 21 días. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media (n = 3).



Cinética de emisión de CO₂ para el tratamiento fertilizado en los periodos de incubación de 7 días y 21 días. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media (n = 3).



Cinética de emisión de CO₂ para el tratamiento con fertilizante y Biochar en los periodos de incubación de 7 días y 21 días. Las barras de error indican desviaciones estándar de la media (n = 3).