APLICACIÓN DE ENMIENDAS ÓRGANO-MINERALES COMO ESTRATEGIA PARA EL MEJORAMIENTO DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE DOS SUELOS REPRESENTATIVOS DEL VALLE DEL CAUCA

CINDY CYNTHIA ELEJALDE VARGAS

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
ESCUELA DE INGENIERA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE - EIDENAR
GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERÍA DE RECURSOS HÍDRICOS Y SUELOS - IREHISA
SANTIAGO DE CALI
2018

APLICACIÓN DE ENMIENDAS ÓRGANO-MINERALES COMO ESTRATEGIA PARA EL MEJORAMIENTO DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE DOS SUELOS REPRESENTATIVOS DEL VALLE DEL CAUCA

CINDY CYNTHIA ELEJALDE VARGAS

Proyecto de grado para optar al título de Magíster en Ingeniería Sanitaria y Ambiental

MARTHA CONSTANZA DAZA TORRES
Ingeniera Agrícola M.Sc
Director del proyecto de grado

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
ESCUELA DE INGENIERA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE-EIDENAR
GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERÍA DE RECURSOS HÍDRICOS Y SUELOS - IREHISA
SANTIAGO DE CALI
2018

NOTA DE APROBACIÓN

_____
_____
_____
_____
_____

FIRMA DIRECTOR

FIRMA JURADO 1

_____

FIRMA JURADO 2

DEDICATORIA

A DIOS por permitirme empezar y terminar esta investigación, por darme la fortaleza para continuar y por sus propósitos en mi vida.

A mis padres, GERARDO ELEJALDE y MARÍA PETRONILA VARGAS por su amor, apoyo incondicional, dedicación y paciencia en este tiempo. También por inculcarme la necesidad de estudiar y formarme cada día.

A mi tía FANNY CAMPO por seguir de cerca todo este proceso, por su constante presencia y sus palabras de ánimo.

AGRADECIMIENTOS

A la UNIVERSIDAD DEL VALLE, por mi formación y financiación de la investigación.

Al GRUPO DE INVESTIGACIÓN IREHISA por permitirme el ingreso y financiar la investigación.

A la profesora MARTHA CONSTANZA DAZA TORRES por su dedicación, paciencia y todo su conocimiento en este trabajo. Además de influir significativamente en mi deseo y amor por estudiar los suelos.

Al ing. WALDEMAR PEÑARETE por su conocimiento y colaboración durante el desarrollo de esta investigación.

Al señor HEBERTH HERNANDEZ por su gran ayuda en el montaje del proyecto. Y a CATHERINE GÓMEZ por acompañar los procesos de laboratorio.

Al ing. VICTOR TORRES por toda su ayuda, compañerismo, dedicación y trabajo a lo largo de este estudio.

A ANDRÉS FELIPE VERA por su ayuda durante el desarrollo de esta investigación.

A mis amigos por la paciencia y el apoyo durante estos dos años, y a todas las personas que se interesaron en mi bienestar y éxito en este estudio.

CONTENIDO

	Pág
RESUMEN	13
ABSTRACT	13
INTRODUCCIÓN	15
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	17
2. JUSTIFICACIÓN	18
3. REVISIÓN DE LITERATURA	20
3.1. PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO	20
3.2. PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO	21
3.2.1. El Potencial de Hidrógeno (pH) del suelo	21
3.2.2. El origen de la carga negativa de los suelos	22
3.2.3. La capacidad de intercambio iónico de los suelos	26
3.2.4. Conductividad eléctrica en suelos	28
3.3. COMPLEJOS ÓRGANO-MINERALES DEL SUELO	29
3.4. CICLO DEL NITRÓGENO	30
4. OBJETIVOS	33
4.1. OBJETIVO GENERAL	33
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	33
5. METODOLOGÍA	34
5.1. LOCALIZACIÓN DEL EXPERIMENTO	34
5.2. FASE DE PRE ESTABLECIMIENTO DEL EXPERIMENTO	34
5.3. FASE EXPERIMENTAL	39

5.4. FASE DE ANÁLISIS DE DATOS Y FASE DE CONSOLIDACIÓN DE LA INFORMACIÓN 43

6. RESULTADOS 44

6.1. CALIBRACIÓN DEL TANQUE EVAPORÍMETRO EMPLEADO EN EL EXPERIMENTO 44

6.2. CARACTERIZACIÓN DE SUELOS, ABONOS ORGÁNICOS Y MINERAL DE ARCILLA UTILIZADOS 45

6.3. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS EN EL SUELO ÁCIDO Y EN EL SUELO BÁSICO 48

6.3.1. Propiedades físicas del suelo 48

6.3.2. Propiedades químicas del suelo 57

6.3.3. Correlaciones de las variables de respuesta del suelo ácido y del suelo básico 65

7. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS 68

7.1. Capacidad de retención de humedad y lixiviación de nitrógeno 68

7.2. Efecto de las enmiendas órgano-minerales en las propiedades químicas 80

7.3. Eficiencia en retención de humedad 90

8. CONCLUSIONES 93

9. RECOMENDACIONES 96

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 97

ANEXOS 104

LISTA DE TABLAS

Pág

Tabla 1. Clasificación del suelo de acuerdo al pH 22

Tabla 2. Punto isoeléctrico para diferentes minerales del suelo 26

Tabla 3. Valores de Capacidad de Intercambio Catiónico para diferentes Minerales 27

Tabla 4. Clasificación de los suelos salinos y sódicos 28

Tabla 5. Clasificación de los suelos según su conductividad eléctrica 28

Tabla 6. Criterios para evaluar un suelo con base en su contenido de Nitrógeno 32

Tabla 7. Propiedades medidas en la caracterización inicial de los suelos 35

Tabla 8. Propiedades medidas en la caracterización inicial de las enmiendas 35

Tabla 9. Tratamientos definidos para el suelo ácido 36

Tabla 10. Tratamientos definidos para el suelo básico 37

Tabla 11. Variables de respuesta del experimento y método de determinación 42

Tabla 12. Caracterización fisicoquímica inicial del suelo ácido utilizado en el experimento 45

Tabla 13. Caracterización fisicoquímica inicial del suelo básico utilizado en el experimento 46

Tabla 14. Caracterizaciones iniciales de los abonos orgánicos y el mineral de arcilla utilizadas en el experimento 47

Tabla 15. Correlaciones destacadas de los suelos ácido y básico para análisis 65

Tabla 16. Densidad aparente de los tratamientos del suelo ácido y básico 71

Tabla 17. Nitrógeno amoniacal total lixiviado de los tratamientos del suelo ácido y básico 74

LISTA DE FIGURAS

Pág

Figura 1. Humedad del suelo y su relación con las fuerzas de atracción de las partículas del suelo 21

Figura 2. Estructura general de las sustancias húmicas 23

Figura 3. Tetraedro de Silicio 24

Figura 4. Estructura de los filosilicatos 24

Figura 5. Estructura básica de los filosilicatos secundarios 24

Figura 6. Mineral de arcilla con estructura 1:1 25

Figura 7. Mineral de arcilla con estructura 2:1 25

Figura 8. Ciclo del Nitrógeno 31

Figura 9. Invernadero 3 de la parcela experimental del Laboratorio de Aguas y Suelos de la Universidad 34

Figura 10. Diseño de las columnas de suelo (Unidad experimental) 38

Figura 11. Distribución espacial de las unidades experimentales 38

Figura 12. Tanque evaporímetro tipo A utilizado en el experimento 40

Figura 13. Recipiente recolector de lixiviado y elementos utilizados para medir el volumen de agua lixiviado 40

Figura 14. Almacenamiento y preservación de muestras húmedas 41

Figura 15. Almacenamiento y preservación de muestras de suelo tamizadas 41

Figura 16. Regresión lineal entre la evaporación acumulada registrada en el tanque evaporímetro utilizado durante la investigación y el de la estación meteorológica Meléndez 44

Figura 17. Humedad a capacidad de campo (gravimétrica) de los tratamientos al final de experimento en el suelo ácido 49

Figura 18. Humedad a capacidad de campo (gravimétrica) de los

tratamientos al final de experimento en el suelo ácido 49

Figura 19. Volumen total lixiviado de cada tratamiento del suelo ácido 50

Figura 20. Volumen total lixiviado de cada tratamiento del suelo ácido 51

Figura 21. Concentración de amonio en los lixiviados de los tratamientos del suelo ácido 52

Figura 22. Concentración de amonio en los lixiviados de los tratamientos del suelo básico 53

Figura 23. Concentración de nitrato en los lixiviados de los tratamientos del suelo ácido 54

Figura 24. Concentración de nitrato en los lixiviados de los tratamientos del suelo básico 55

Figura 25. Eficiencia en retención de humedad de los tratamientos del suelo ácido 56

Figura 26. Eficiencia en retención de humedad de los tratamientos del suelo básico 56

Figura 27. pH en los tratamientos del suelo ácido 58

Figura 28. pH en los tratamientos del suelo básico 58

Figura 29. Capacidad de Intercambio Catiónico en los tratamientos del suelo ácido 59

Figura 30. Capacidad de Intercambio Catiónico en los tratamientos del suelo básico 60

Figura 31. Conductividad eléctrica en los tratamientos del suelo ácido 61

Figura 32. Conductividad eléctrica en los tratamientos del suelo básico 62

Figura 33. Materia orgánica en los tratamientos del suelo ácido 63

Figura 34. Materia orgánica en los tratamientos del suelo básico 63

Figura 35. Nitrógeno total en los tratamientos del suelo ácido 64

Figura 36. Nitrógeno total en los tratamientos del suelo básico 65

Figura 37. Lixiviación de amonio en el tiempo en los tratamientos del suelo ácido 78

Figura 38. Lixiviación de nitrato en el tiempo en los tratamientos del suelo ácido 78

Figura 39. Lixiviación de amonio en el tiempo en los tratamientos del suelo básico 79

Figura 40. Lixiviación de nitrato en el tiempo en los tratamientos del suelo ácido 80

Figura 41. Lámina de agua almacenada en el suelo ácido por los tratamientos con EOM 90

Figura 42. Lámina de agua almacenada en el suelo básico por los tratamientos con EOM 91

LISTA DE ANEXOS

Pág

Anexo A. Datos de evaporación calculado en milímetros 107

Anexo B. Datos evaporación acumulada en milímetros 107

Anexo C. ANOVA de las variables respuesta del suelo ácido 108

Anexo D. Medias estimadas para las variables respuesta del suelo ácido 108

Anexo E. ANOVA de las variables respuesta del suelo básico 111

Anexo F. Medias estimadas para las variables respuesta del suelo básico 111

Anexo G. Mapa de calor de las correlaciones entre las variables evaluadas en el suelo ácido 114

Anexo H. Mapa de calor de las correlaciones entre las variables evaluadas en el suelo básico 114

RESUMEN

Actualmente, la lixiviación de nitrógeno (N) en los suelos es uno de los principales problemas en la agricultura debido a los impactos negativos y las pérdidas económicas que esto representa. El presente trabajo de investigación tuvo como objetivo determinar la relación abono orgánico: mineral de arcilla más adecuada para formular una enmienda órgano-mineral que mejore las propiedades físicas y químicas de dos suelos; por tanto, se desarrolló un experimento en columnas, en el que se evaluó el efecto de la aplicación de dos enmiendas órgano-minerales (O:M) en un suelo ácido y otro básico del Valle del Cauca. Los tratamientos evaluados fueron: testigo, lombricompost, gallinaza, montmorillonita, 3 proporciones de mezcla entre lombricompost y montmorillonita, y 3 proporciones de mezcla entre gallinaza y montmorillonita; las proporciones de enmienda fueron diferentes para cada suelo. En el suelo ácido se variaron las proporciones entre 1:1 y 1:6, en el básico, entre 1:1 y 1:1.2, correspondiendo a la relación abono orgánico:mineral de arcilla. Cada tratamiento fue fertilizado con urea (46,0 %) a una dosis de 150 kg/ha de N. Se evaluaron las propiedades físicas y químicas de ambos suelos, así como la eficiencia en retención de humedad de las enmiendas aplicadas, con el fin de establecer su utilidad como estrategia para el uso eficiente del recurso hídrico. Los resultados mostraron que los tratamientos que tuvieron lombricompost perdieron menores volúmenes de agua que los tratamientos con gallinaza, aunque lixiviaron mayores concentraciones de amonio y nitrato. Por otro lado, evidenciaron tener mayor efecto sobre las propiedades químicas del suelo ácido que del suelo básico, de tal forma que fueron significativos en el aumento del pH, la capacidad de intercambio catiónico y la materia orgánica; cabe resaltar que los tratamientos confirieron alta salinidad a ambos suelos. Por último, los tratamientos LP2 (1.2:1) (lombricompost + montmorillonita, proporción 2) y LP3 (1.22:1) (lombricompost + montmorillonita, proporción 3) del suelo ácido y básico respectivamente, obtuvieron las mayores eficiencias en retención de humedad además de mantener la humedad del suelo por mayor tiempo, por lo que serían útiles como estrategia para el uso eficiente del recurso hídrico.

ABSTRACT

Currently, nitrogen leaching in soils is one of the main problems of agriculture due to the negative impacts and economic losses that these represents. The objective of this research was to dertermine the organic fertilizer: clay mineral proportion more suitable to formulate an organo-mineral amendment that improves the physicial and chemical properties of two soils; therefore, column experiments were developed in which the effect of the application of two organo-clay amendments (O:C) on an acidic and a basic soil of Cauca Valley, was evaluated. The treatments evaluated were: Control, vermicompost, poultry manure, montmorillonite (clay), 3 mixing proportions between vermicompost and clay, and 3 mixing proportions between poultry manure and clay; the proportions of amendment were different for

each soil. In the acid soil the proportions were varied between 1:1 and 1:6, in the basic one, between 1:1 and 1:1.2, corresponding to organic fertilizer: clay mineral ratio. Each treatment was fertilized with urea (46,0 %) at a dose of 150 kg/ha of N. The physical and chemical properties of both soils and the moisture retention efficiency of the applied amendments were evaluated in order to establish their utility such as a strategy for the efficient use of water resources. The results showed that the treatments that had vermicompost lost lower volumen of water than treatments with poultry manure, although they leached higher concentrations of ammonium and nitrate. On the other hand, the amendments showed to have a greater effect on chemical properties of the acid soil than on the basic soil, so that they were significant in the increase of pH, catión exchange capacity and organic matter, it should be noted that the treatments conferred high salinity to both soils. Finally, LP2 (1.2:1) (vermicompost + montmorillonite, proportion 2) and LP3 (1.22:1) (vermicompost + montmorillonite, proportion 3) treatments of acid and basic soil, respectively, obtained the greatest efficiencies in the moisture retention in addition to maintaining soil moisture for a longer time, so they would be useful as strategy for the efficient use of water resources.

INTRODUCCIÓN

Uno de los grandes problemas que enfrenta la agricultura es la pérdida de nitrógeno (N) del suelo, la cual puede estar dada por varias causas como la volatilización de amonio, nitrificación, desnitrificación, escorrentía y lixiviación de nitrato (Ribaudo et al., 2011). Las pérdidas por arrastre de agua son de gran relevancia debido a que el nitrato, una de las formas químicas asimilable por las plantas, es altamente soluble en agua y poco retenido por los minerales del suelo, ya que su carga negativa y su incapacidad de formar enlaces químicos covalentes con cationes lo impiden; por lo tanto, la cantidad no absorbida por las plantas es lavada del medio (De las Heras et al., 2003). Esto cobra relevancia al tener en cuenta que el N proviene, principal y naturalmente, de la mineralización de la materia orgánica, en donde el N representa el 5,0 % y, de éste, un porcentaje menor corresponde a las especies inorgánicas (Julca et al., 2006).

Entendiendo que en el ciclo del N están involucradas las propiedades físicas, químicas, y biológicas del suelo, se han estudiado y aplicado diferentes materiales como fuente de materia orgánica para mejorar las condiciones en las que ocurre el proceso de mineralización, específicamente el de nitrificación. Sin embargo, como la retención de amonio y nitrato obedecen a las cargas de las partículas del suelo, se han propuesto mejoradores del suelo que contengan tanto la parte orgánica como la parte inorgánica, la cual influye en dichas cargas.

Las enmiendas órgano-minerales son mejoradores de suelos compuestos por materia orgánica y minerales de arcilla que, dentro de la mezcla, forman complejos órgano-minerales por medio de las uniones acaecidas entre las cargas de sus partículas. Dichos complejos se presentan naturalmente en el suelo. La investigación en este tipo de enmiendas se ha centrado en la aplicación de la mezcla para remover metales pesados y sustancias orgánicas, como el benceno, tolueno, etilbenceno y xileno (BTEX), del agua. Algunos estudios se han enfocado en la parte agrícola observando rendimiento de cultivos y propiedades fisiológicas de las plantas, pero poco se ha evaluado su efecto en los procesos de retención y lixiviación de N en el suelo.

Por lo anterior, como hipótesis se planteó que la aplicación de enmiendas conformadas por materiales con alta capacidad de intercambio catiónico (CIC) aumentará la retención de humedad y por tanto, reducirá la lixiviación de N. De esta forma, se aplicaron diferentes proporciones de enmiendas compuestas por montmorillonita como fracción mineral, y lombricompost y gallinaza como fracción orgánica, además de un fertilizante nitrógenado, a dos Inceptisoles de las zonas plana y de ladera del Valle del Cauca, con el fin de observar los efectos sobre sus propiedades físicas y químicas.

Con el desarrollo de este proyecto se encontraron las proporciones de enmienda órgano-mineral que, en cada suelo, lograron reducir la lixiviación de N y mejorar

sus propiedades químicas, así como aumentar la eficiencia en retención de humedad, planteándose como una alternativa para el uso eficiente del recurso hídrico.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El uso de fertilizantes químicos se ha presentado como la mejor opción frente a los abonos orgánicos y demás productos, para aumentar el rendimiento de los cultivos, por su rápida acción. Sin embargo, su composición química, el alto costo energético en su fabricación, las pérdidas de N y los efectos negativos que generan en el ambiente han hecho que se desarrollen nuevas alternativas para suplir la misma necesidad. Según Matocha *et al.* (2016) algunos de estos efectos son: acidificación y salinización del suelo, acompañado de la reducción de cationes intercambiables (Calcio y Magnesio) y el incremento de Al^{+3} (Altamente tóxico para las plantas).

Según el CONPES 3577 (2009), los gremios colombianos industriales y de la producción del sector de fertilizantes han calculado que un 70,0 % de las aplicaciones de N al suelo se pierden por volatilización y lixiviación, siendo la última de gran importancia debido a sus implicaciones ambientales relacionadas con el recurso hídrico. Gran parte de la lixiviación de N se debe a la degradación estructural y pérdida de materia orgánica, ocasionada por la labranza intensiva y aplicación de riego excesivo (FAO, 2015), lo cual disminuye su capacidad de retención de amonio y nitrato, que tiene carga negativa por naturaleza.

Lo anterior ha generado la necesidad de buscar nuevas alternativas que permitan mejorar las propiedades del suelo. Si bien las enmiendas orgánicas han mejorado la retención y liberación de N en el suelo, no han sido suficientes para reducir de manera significativa las pérdidas por lixiviación (Forge et al., 2016; Zarabi & Jalali, 2012; Basso & Ritchie, 2005). De esta manera, las enmiendas órgano-minerales han surgido como una nueva estrategia para el mejoramiento de propiedades, físicas, químicas y biológicas de los suelos, gracias a que elevan la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) del medio y la retención de agua; por lo tanto, podrían aportar al manejo eficiente de N y reducción de la contaminación del agua, así como el mejoramiento de las propiedades de los suelos en Colombia.

Las investigaciones revisadas recomiendan escalar la aplicación de este tipo de enmiendas en el suelo, además de respaldar la continua investigación de las mismas debido a los buenos resultados obtenidos (Campisi et al., 2016; Mekuria et al., 2014; Gholamhoseini et al., 2013). Cabe resaltar que el hecho de que estos materiales sean naturales, potencia los procesos que ocurren normalmente en la naturaleza; así mismo, favorece la disminución en la aplicación de fertilizantes, evitando la generación de impactos ambientales y, posiblemente, logrando crear conciencia en los agricultores sobre el uso racional de estos productos.

2. JUSTIFICACIÓN

El uso de fertilizantes químicos se ha presentado como la mejor opción frente a los abonos orgánicos y demás productos para aumentar el rendimiento de los cultivos, por su rápida acción. Sin embargo, el alto costo energético en su fabricación, las pérdidas de N y los efectos negativos que generan en el ambiente han hecho que se desarrollen nuevas alternativas para suplir la misma necesidad. Según Matocha *et al.* (2016) algunos de estos efectos son: acidificación y salinización del suelo, acompañado de la reducción de la Capacidad de Intercambio catiónico por la ausencia de cationes intercambiables (Calcio y Magnesio), y el incremento de Al^{+3} (Altamente tóxico para las plantas).

De esta forma, garantizar la absorción del N por la planta significa conocer los requerimientos del cultivo y las características del suelo, con el fin de evitar la aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados y propiciar la lixiviación de nitratos, que finalmente llegan a las fuentes de aguas subterráneas y superficiales. Según Barrios *et al.* (2012) las pérdidas del N provenientes de los fertilizantes son del 60,0 % aproximadamente, lo que reduce en gran manera el rendimiento de los cultivos; por lo tanto, seleccionar una dosis adecuada, fuente y momento de aplicación del fertilizante es de gran importancia.

Debido a lo anterior se ha optado por otras fuentes de N menos contaminantes que suplan las mismas necesidades, mientras mejoran las propiedades de los suelos para evitar dichas pérdidas. Dentro de los materiales que se han estudiado recientemente están las enmiendas inorgánicas como los minerales de arcilla, y orgánicas, como los abonos. Estas enmiendas tienen la particularidad de recuperar y mantener la fertilidad de los suelos, retener humedad, mejorar la aireación, mejorar la disponibilidad de nutrientes y, por ende, mejorar la nutrición de las plantas para obtener mayores rendimientos en los cultivos.

Silicatos (filosilicatos y tectosilicatos especialmente) como montmorillonita, vermiculita y la zeolita han sido principalmente empleados para la remoción de contaminantes y como fertilizantes de liberación lenta. La zeolita por ejemplo mejora la eficiencia en el uso del N en el suelo gracias a su alta capacidad de intercambio catiónico (CIC) y a su estructura cristalina, por lo tanto, ha sido útil en la reducción en la lixiviación de nitratos debido a la retención de humedad y amonio en el medio (Obregón-Portocarrero et al., 2016; Civeira & Rodríguez, 2011) y en la estabilización de elementos traza en sedimentos (Mamindy-Pajany et al., 2013). En general, estos minerales se han utilizado para mejorar la disponibilidad de nutrientes, recuperar la fertilidad de los suelos y la retención de humedad logrando reducir la lixiviación de N y el mejoramiento de la estructura del suelo.

Por otro lado, la aplicación de abonos orgánicos como los lodos de tratamiento de aguas residuales y el compost de diferentes residuos (incluyendo los Residuos

Sólidos urbanos –RSU-) han mejorado la calidad de suelos, produciendo cambios en su conductividad eléctrica, capacidad de retención de agua, fertilidad y cantidad de carbono y N; así como beneficiar significativamente las poblaciones microbianas involucradas en el ciclo del N y aumentar el rendimiento de los cultivos (Julca-Otiniano et al., 2006; Bastida et al., 2009). No obstante, estos abonos presentan una serie de desventajas: generalmente se requieren grandes cantidades del material para igualar los rendimientos obtenidos con un fertilizante químico, aumentan los costos, depende de la disponibilidad en el área, puede producir malos olores y, los residuos de animales, pueden generar problemas si no se compostan adecuadamente (Hazra, 2016).

A partir de estos resultados surgen las enmiendas órgano-minerales (mezcla entre material orgánico y minerales de arcilla), evaluados ampliamente en la descontaminación del agua y, en menor proporción, en el suelo. En Colombia, poco se ha evaluado la aplicación de minerales de arcilla para el mejoramiento de las propiedades físicas y químicas del suelo, como por ejemplo la estabilidad estructural y la retención de nutrientes y agua; la mayoría de trabajos se han limitado a la utilización de zeolita. La exploración de este tipo de minerales se hace interesante debido a su estructura cristalina y a que presentan alta CIC y área superficial. Así mismo, se debe buscar nuevas alternativas para el componente orgánico de la enmienda que permita contribuir al mejoramiento de dichas propiedades. La línea de investigación debe ser encaminada a la evaluación de proporciones entre abonos y minerales de arcilla, dosis de aplicación de acuerdo al tipo de suelo y su efecto en las propiedades físicas, hidrodinámicas, químicas y biológicas del suelo.

A partir de lo anterior, se genera la siguiente pregunta problema: **¿Cuál es la proporción de abono orgánico: mineral de arcilla más adecuada para formular una enmienda órgano-mineral que pueda contribuir a mejorar las propiedades físico químicas de dos suelos representativos del Valle del Cauca para reducir la lixiviación de nitrato?** En busca de dar solución a esta pregunta, el propósito de esta investigación radica en la evaluación de diferentes proporciones entre los componentes orgánico y mineral de una enmienda, que aumente la capacidad de retención de la humedad del suelo y a su vez evite la lixiviación de nitratos, conllevando al mejoramiento de la fertilidad de dos suelos del Valle del Cauca: uno ácido proveniente de la cuenca del río Dagua y, otro básico, del municipio de Candelaria.

3. REVISIÓN DE LITERATURA

De manera ideal, el suelo está compuesto por materia inorgánica (45,0 %), aire (25,0 %), agua (25,0 %) y materia orgánica (5,0 %); sin embargo, ésos porcentajes pueden cambiar al modificar las propiedades físicas y químicas del medio (Navarro García & Navarro García, 2013).

3.1. PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO

Dentro de las propiedades físicas del suelo están comprendidas la textura, estructura, la densidad, la porosidad, el color, y la humedad. Particularmente la textura y la estructura determinan las demás propiedades, debido a que constituyen el tamaño y forma de ordenación de las partículas del suelo, por tanto, influyen en el desarrollo de la zona radicular y en el movimiento y almacenamiento del agua y del aire.

El suelo posee tres tamaños de partículas, de gran actividad química: arena, con un diámetro de partícula entre 2-0.05 mm; limo, con un diámetro entre 0.05 -0.005 mm; y, arcilla con un tamaño de partícula inferior a 0.005 mm (Navarro García & Navarro García, 2013). Por otro lado, la estructura del suelo puede ser tubular, laminar, granular, en placas, prismática y en bloques; la forma es determinada por los cinco factores de formación del suelo.

La densidad aparente permite conocer el estado de compactación del suelo, ya que relaciona la masa de sólidos del suelo seco y el volumen total del suelo, incluidos los macro y microporos donde se almacenan el aire y el agua respectivamente. Es por ello que se relaciona estrechamente con la textura y estructura del suelo.

La humedad del suelo es proporcionada por el agua infiltrada procedente de fuentes naturales o antropogénicas. Debido a que la retención del agua obedece a la fuerza de atracción ejercida por la fracción sólida (minerales del suelo y la materia orgánica), se han planteado los siguientes términos para describir los diferentes contenidos de humedad del suelo (Figura 1) (Navarro García & Navarro García, 2013; Gliessman, 2002):

- Agua gravitacional: Es el agua que se mueve debido a la acción de la gravedad; por ende, se mueve dentro, a través y fuera del suelo. Ocupa todos los macroporos después de aplicar agua.

- Agua capilar: Es el agua retenida por los minerales del suelo con una fuerza entre 0.3 y 31 bar de tensión. Ocupa los microporos del suelo.

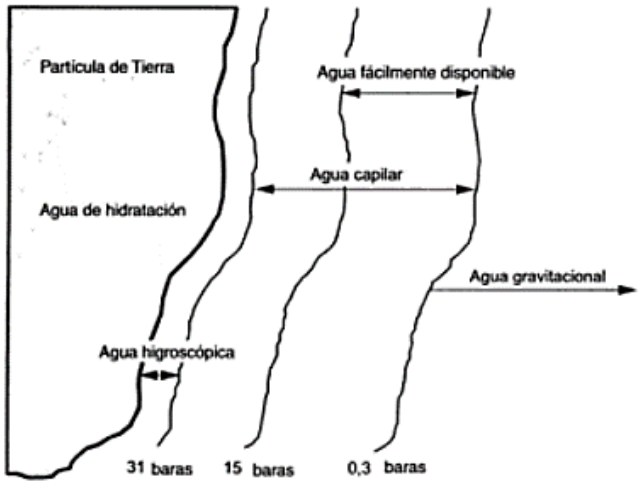
- Agua higroscópica: Contenido de agua después de secar el suelo en horno a 105 °C. Es retenida por el suelo con una fuerza superior a 31 bar de tensión.

- Agua de hidratación: Agua sujeta químicamente a las partículas del suelo.

- Agua fácilmente disponible: Cantidad de agua disponible para las plantas. Retenida al suelo con una fuerza entre 0.3 y 12 bar de tensión.

- Capacidad de campo: Cantidad de agua presente en los microporos después de haber drenado un suelo sometido a saturación.

- Punto de marchitez permanente: Cantidad de agua retenida por la superficie de la partícula y que no está disponible para las plantas.



Fuente: Gliessman (2002)

Figura 1. Humedad del suelo y su relación con las fuerzas de atracción de las partículas del suelo.

3.2. PROPIEDADES QUIMICAS DEL SUELO

Dentro de las propiedades químicas del suelo están el pH, la capacidad de intercambio iónico y la conductividad eléctrica del suelo, las cuales son afectadas por las diferentes reacciones químicas que ocurren en el medio.

3.2.1. El potencial de Hidrógeno (pH) del suelo

De acuerdo a Jaramillo (2002) el pH es la medida de acidez o alcalinidad de una sustancia representada en una escala de 0 a 14 unidades, donde la neutralidad se

alcanza a 7 unidades. Por debajo de la neutralidad se determina la acidez, por encima, la basicidad (Tabla 1). Se ha determinado que el rango óptimo de pH para la mayoría de los cultivos está entre 5.5 y 6.5.

La acidez se asocia con la capacidad de donar protones, mientras que la basicidad con la capacidad de aceptarlos. Su importancia en el suelo, radica en la estrecha relación que tiene con las actividades microbianas, la disponibilidad de nutrientes y la capacidad de intercambio iónico.

Tabla 1. Clasificación del suelo de acuerdo al pH.

RANGO DE pH	CLASIFICACIÓN
<3.5	Ultra ácido
3.5 - 4.4	Extremadamente ácido
4.5 – 5.0	Muy fuertemente ácido
5.1 - 5.5	Fuertemente ácido
5.6 – 6.0	Moderadamente ácido
6.1 – 6.5	Ligeramente ácido
6.6 – 7.3	Neutro
7.4 – 7.8	Ligeramente alcalino
7.9 – 8.4	Moderadamente alcalino
8.5 – 9.0	Fuertemente alcalino
>9.0	Muy fuertemente alcalino

Fuente: (Jaramillo, 2002)

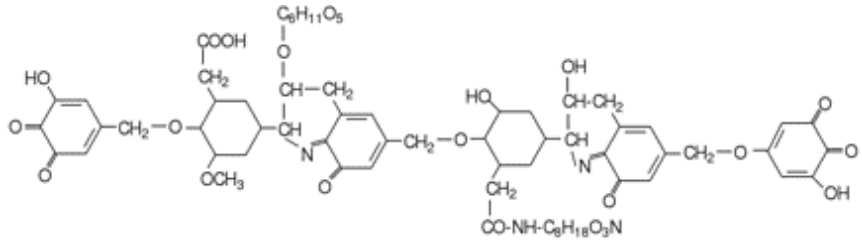
Las fuentes de acidez en el suelo provienen de los grupos ácidos de los coloides inorgánicos, como los liberados en el proceso de neutralización del aluminio hidratado, los grupos ácidos de la materia orgánica, como los carboxílicos, y los ácidos solubles como los derivados de los fertilizantes nitrogenados, la mineralización de la materia orgánica y la oxidación de pirita. Por otro lado, las fuentes de basicidad son las que al reaccionar con el agua producen iones hidroxilo, como las bases intercambiables calcio, magnesio, potasio y sodio.

3.2.2. El origen de la carga negativa de los suelos

Dentro de las partículas que componen el suelo se encuentran los coloides, que se caracterizan por tener un tamaño inferior a 0.001 mm, alta superficie específica y carga eléctrica. Pueden ser orgánicos como el humus, o inorgánicos, como los minerales de arcilla, los óxidos metálicos y el sílice coloidal (Porta et al., 2014).

Los coloides orgánicos son producto de la descomposición de la materia orgánica realizada por los microorganismos. Estos productos son los ácidos fúlvicos, himatomelánicos, húmicos y las húminas, los cuales representan entre el 60,0 % y

80,0 % de la materia orgánica. Son macromoléculas complejas resistentes a la degradación (Figura 2), que pueden formar uniones con coloides inorgánicos conformando los complejos arcillo-húmicos o complejos órgano-minerales (Porta et al., 2014). Estas uniones se establecen debido a la presencia de los grupos carboxílicos (COOH) y fenólicos (OH); quienes les otorgan propiedades ácidas.



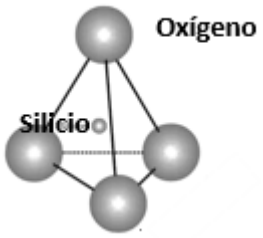
Fuente: Navarro García & Navarro García (2013).

Figura 2. Estructura general de las sustancias húmicas.

De acuerdo a Navarro García & Navarro García (2013) y Jaramillo (2002), los compuestos inorgánicos son derivados de las rocas y son llamados minerales. Estos se clasifican en minerales primarios y secundarios, siendo los primeros, minerales cristalizados bajo condiciones de formación del suelo y los segundos, producto de la alteración de los minerales primarios.

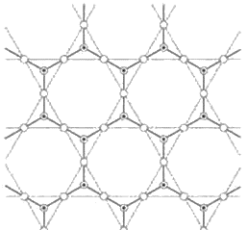
Los minerales primarios (presentes en la fracción del tamaño arena y limo del suelo), están conformados principalmente por silicatos. Los silicatos están constituidos por unidades cristalográficas llamadas tetraedros, formados por cuatro átomos de oxígeno y un núcleo central de silicio unidos por enlaces covalentes (Figura 3). De acuerdo a su agrupación se pueden clasificar en 6 subclases; de éstos, los ortosilicatos, los filosilicatos (Figura 4) y tectosilicatos son los más destacados.

Los ortosilicatos o nesosilicatos son tetraedros independientes que pueden unirse por medio de cationes divalentes. Gracias a los múltiples enlaces que pueden establecer con otros cationes debido a los átomos de oxigeno libre y, a la naturaleza del catión que sirve de unión, pueden determinan la fertilidad potencial de un suelo.



Fuente: White (2013)

Figura 3. Tetraedro de Silicio.

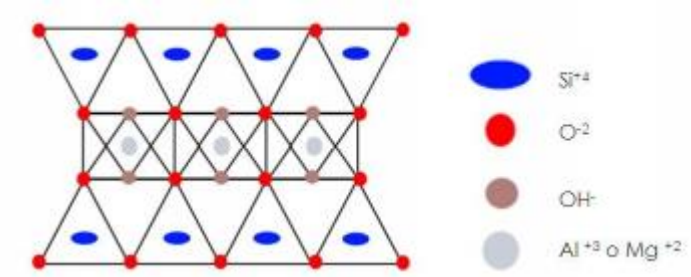


Fuente: White (2013)

Figura 4. Estructura de los filosilicatos.

Por otra parte, los filosilicatos son estructuras bidimensionales laminares formadas por la unión de tetraedros de sílice a través de tres de sus vértices. Mientras que los tectosilicatos son estructuras tridimensionales estables en los que los tetraedros comparten sus 4 vértices.

Los minerales secundarios (presentes en la fracción arcilla del suelo) están formados por tetraedros de silicio ($(SiO_4)^{-4}$) unidos a láminas de octaedros de alúmina (El catión central también puede ser magnesio o hierro) (Figura 5). Se dividen en filosilicatos, óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio, y aluminosilicatos amorfos (no cristalino). De éstos, los filosilicatos corresponden al principal componente de dicha fracción y son denominados filosilicatos secundarios.



Fuente: Ibáñez Asensio et al. (2011)

Figura 5. Estructura básica de los filosilicatos secundarios.

En este tipo de mineral se retienen nutrientes, elementos y otras sustancias gracias a la carga negativa presente en el mismo, la cual se origina en el proceso de formación del suelo y es otorgada por sustitución isomórfica. Este mecanismo reside en el reemplazo de un ion de mayor carga por uno de menor carga; por ejemplo, el silicio (+4) puede ser reemplazado por aluminio (+3) en el caso de los

tetraedros y, en los octaedros, el aluminio (+3) puede ser sustituido por magnesio o hierro (ambos con carga divalente), e incluso por hierro trivalente. Todo esto conlleva a que la molécula en sí sea aniónica (carga negativa), debido a que el oxígeno trabaja con una valencia de -2.

Según Porta et al. (2014) los filosilicatos secundarios (minerales de arcilla) se pueden clasificar según su estructura en:

- Minerales de arcilla 1:1: La relación 1:1 se debe a que su estructura está conformada por una lámina de tetraedros de silicio y una de octaedros de alúmina (Figura 6). La unión de ambas láminas logra que la molécula sea compacta y poco susceptible a sustitución isomórfica, haciendo que su capacidad de intercambio catiónico sea baja.

- Minerales de arcilla 2:1: Filosilicato conformado por 2 láminas de tetraedros de silicio que envuelven una lámina de octaedros de alúmina (Figura 7).

Estos minerales pueden ser expandibles o no expandibles, es decir, que su volumen puede ser afectado por la presencia o ausencia de agua y los iones presentes en ella. La carga que se genera por sustitución isomórfica facilita, dificulta o impide que los iones circundantes entren en el espacio formado entre las láminas del mineral llamado espacio interlaminar, logrando expandirlo o no. Si la carga es baja, el mineral es expansivo y si es alta, el mineral es no expansivo (Jaramillo, 2002). Ejemplos de este tipo de mineral son las esmectitas como la montmorillonita y la vermiculita.

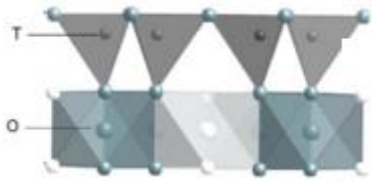


Figura 6. Mineral de arcilla con estructura 1:1.

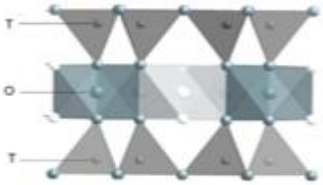


Figura 7. Mineral de arcilla con estructura 2:1.

Donde T, son los tetraedros de Silicio; y O, los octaedros de Aluminio.

Fuente: Bergaya & Lagaly (2013)

Aparte de la carga permanente ocasionada por la sustitución isomórfica, los coloides pueden tener carga variable; la cual se debe a la ionización de los grupos OH^- de su superficie. Sumado a lo anterior, la carga variable está altamente condicionada por el pH de la solución del suelo y su Punto de Carga Cero (PCC) o

Punto isoeléctrico (Tabla 2). Este último hace referencia al pH, en el que la superficie del mineral no presenta carga neta. De esta forma, si el pH del medio es básico o mayor que el PCC, los coloides producirán cargas negativas; de forma contraria, si el pH es ácido o menor que el PCC, se producirán cargas positivas (Navarro García & Navarro García, 2013; Jaramillo, 2002).

La carga variable predomina en los minerales de arcilla 1:1 y en la fracción orgánica, siendo el humus el mayor productor de carga negativa debido a los grupos carboxilo e hidroxilo presentes en los ácidos húmicos y fúlvicos. Cabe resaltar que la carga, tanto permanente como variable, evita la lixiviación de los nutrientes del suelo como el NH_4^+ o el NO_3^-, por consiguiente garantiza la disponibilidad de los mismos para la plantas.

Tabla 2. Punto isoeléctrico para diferentes minerales del suelo.

MINERAL	Punto Isoeléctrico
Óxido de aluminio	9.1
Hidróxido de aluminio	8.5
Óxido de hierro	8.5
Óxido de silicio	2.0
Caolinita	4.5
Montmorillonita	2.5

Fuente: Navarro García & Navarro García (2013).

3.2.3. La capacidad de intercambio iónico de los suelos

La capacidad un suelo para retener o liberar iones, conservando un equilibrio, se denomina capacidad de intercambio iónico; puede ser catiónico (CIC) o aniónico (CIA) dependiendo de la carga del ion. Este intercambio solo ocurre en presencia de agua.

La capacidad de intercambio catiónico (expresada en unidades de meq/ 100 g de suelo ó en cmol (+) /kg de suelo) se define como la capacidad para retener y liberar cationes en la interfase sólido-líquido del suelo. Determina los espacios disponibles para el almacenamiento de los cationes y es el equivalente a la carga negativa del suelo (Jaramillo, 2002). Gracias a ello, es considerada como un factor de gran influencia en la determinación de la fertilidad de los suelos, pues evita la pérdida de cationes por lavado, garantiza el suministro de nutrientes para las plantas y microorganismos, controla el almacenamiento y circulación del agua, y la expansión y contracción de los minerales de arcillas entre otros (Porta et al., 2014). Es altamente afectada por el contenido de arcilla, el tipo de mineral de arcilla presente, la materia orgánica y el pH.

Los cationes que predominan en la CIC son el NH_4^+ (amonio), Ca^{+2} (Calcio), Mg^{+2} (Magnesio), K^+ (Potasio) y Na^+ (Sodio), luego se encuentran el Al^{+3} (Aluminio intercambiable) y el ion hidrógeno (H^+). En los suelos básicos, los cuatro primeros constituyen las bases del suelo; mientras que en los suelos ácidos, los dos últimos componen la acidez intercambiable del medio (Jaramillo, 2002).

Cuando el suelo en estudio es ácido y su pH se encuentra por debajo del PCC, se habla de capacidad de intercambio aniónico (CIA), definida como la capacidad para adsorber aniones intercambiables como NO_3^- (nitratos), SO_4^{2-} (sulfatos) y HPO_4^{2-} (fosfatos) entre otros (Jaramillo, 2002).

En cualquiera de los casos, dicho intercambio obedece al efecto de la doble capa difusa (campo eléctrico) presente alrededor de los coloides, la cual hace referencia a la distancia hasta la cual el coloide puede atraer iones. Por tanto, los iones que no son atraídos quedan disponibles en la solución del suelo para ser absorbidos por las plantas o para lixiviación. En la Tabla 3 se presentan los valores de CIC para diferentes coloides.

Tabla 3. Valores de Capacidad de Intercambio Catiónico para diferentes minerales.

MINERAL	CIC (meq/100 g)
Caolinita	3-15
Montmorillonita	5-10[a] 80-120[b]
Vermiculita	130-210[a] 100-150[b]
Illita	10-40
Micas	>5
Clorita	10-40[a] 10-50[b]

Fuente: a) Bergaya & Lagaly (2013) b) Jaramillo (2002)

Además de retener iones en el suelo, la CIC y la CIA son responsables de la retención de agua sobre la superficie de los minerales de arcilla debido a que el agua es una molécula polar. De esta forma el campo eléctrico del coloide influye en la capacidad de retención de la misma, creando tensiones como la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente.

Aunque se conoce la gran capacidad de retención de agua que tienen los minerales de arcilla, poco se ha estudiado la eficiencia que éstos pueden llegar a alcanzar aplicados directamente en suelo o como parte de una enmienda. Por tal razón, una medida de eficiencia del efecto de la aplicación de estos minerales de arcilla podría comprender la relación entre el volumen o cantidad de agua retenido por el suelo y el volumen de agua lixiviado del mismo.

3.2.4. Conductividad eléctrica en suelos

Es la capacidad de una solución para transmitir corriente eléctrica gracias a la presencia de sales y sustancias disueltas. Debido a lo anterior, la conductividad eléctrica guarda una relación directa con la salinidad y sodicidad.

Ambos fenómenos están asociados a la acumulación de sales en la solución y en el complejo de cambio del suelo. Se le llama salinidad a la predominancia de calcio y magnesio sobre el sodio, el caso contrario, se le conoce como sodicidad. Dicha acumulación genera efectos nocivos tanto en el suelo como en la especie vegetal sembrada; la presencia de estas sales también altera el pH (Tabla 4).

Tabla 4. Clasificación de los suelos salinos y sódicos.

Suelo	C.E. (dS/m)	pH del suelo	%Na de cambio	Condición física del suelo
Salino	>4.0	<8.5	<15	Normal
Sódico	<4.0	>8.5	>15	Pobre
Salino -sódico	>4.0	<8.5	>15	Normal

Fuente: Navarro García & Navarro García (2013)

La toxicidad de estas sales depende directamente de su concentración en el suelo, que a su vez, depende de su solubilidad. Esta última determina la movilidad y precipitación de las sales en el medio; por lo tanto, cuanto más soluble sea una sal, mayor es su toxicidad. El principal efecto de la salinidad es la formación de una capa superficial de sales de color blanco que interfiere en el crecimiento de las plantas; de igual forma, aumenta la presión osmótica del suelo disminuyendo la hidratación de las especies vegetales. Por su parte, la sodicidad influye de manera significativa en la perdida de la estructura del suelo debido a que dispersa los coloides minerales y orgánicos, causando compactación y poca aireación en el medio (Navarro García & Navarro García, 2013).

En la Tabla 5 se expone la clasificación de los suelos de acuerdo a la conductividad eléctrica.

Tabla 5. Clasificación de los suelos según su conductividad eléctrica.

Suelo	C.E. (dS/m)	Efectos
No salino	0-2	Sin importancia
Ligeramente salino	2-4	Menor rendimiento en cultivos sensibles
Moderadamente salino	4-8	Menor rendimiento en muchos cultivos
Fuertemente salino	8-16	Solo tolerado por cultivos resistentes
Muy fuertemente salino	>16	Solo tolerado por cultivos muy resistentes

Fuente: Navarro García & Navarro García (2013)

3.3. COMPLEJOS ÓRGANO-MINERALES DEL SUELO

Los complejos órgano-minerales son compuestos producto de la adherencia de las sustancias húmicas a los minerales; a este proceso se le llama complejación. Esto implica el intercambio de iones inorgánicos por iones orgánicos, y la acumulación de moléculas polares y apolares en la superficie del mineral (Yariv, 2004).

Su estabilidad depende de los enlaces que los unen; pueden ser enlaces ionicos (estables), fuerzas de Van der Waals (metaestables), o puentes de hidrógeno (inestables). Los complejos estables se forman gracias al fenómeno de adsorción. Se presentan dos tipos de complejos órgano-minerales: radicales orgánicos electronegativos + minerales arcillosos cargados positivamente; y minerales arcillosos cargados negativamente + radicales orgánicos positivos (Sposito, 2008).

Las sustancias húmicas tienen en su estructura grupos carboxílicos y fenólicos que, al unirse con los minerales arcillosos y dependiendo del pH, saturan las cargas positivas de éstos formando el complejo. Ocasionalmente, los grupos orgánicos mencionados pueden unirse a cationes presentes en el medio, formando un puente entre un radical orgánico negativo y un mineral de arcilla negativo. Uno de los complejos que mejor representa lo expuesto anteriormente es el que se forma entre los alófanos y el humus, puesto que son altamente estables y permiten una mayor retención o adsorción de humus por unidad de masa (Sposito, 2008; Jaramillo, 2002).

Estos complejos son particularmente importantes en el suelo debido a que propician la estabilización de la materia orgánica y, evitan la transformación de las sustancias húmicas y la mineralización de las sustancias nitrogenadas. Se ha evidenciado que también son útiles en la remoción de sustancias toxicas como el ion uranio y el cadmio presente en efluentes naturales e industriales (Campos et al., 2013; Hizal & Apak, 2006).

A las mezclas entre materiales que pueden aportar coloides orgánicos e inorgánicos se les denomina abonos o enmiendas órgano-minerales dependiendo del fin. Materiales como compost, gallinaza, lombricompost y estiércol son los más utilizados para el componente orgánico de la enmienda, ya que estos, en conjunto con los minerales de arcilla, pueden mejorar los procesos de nitrificación y desnitrificación en el suelo debido a que influyen en las poblaciones microbianas involucradas (Bastida et al., 2009), aportan amoniaco, nitratos y fósforo mejorando la nutrición de las plantas (Choi et al., 2010). Por su parte, el lombricompost contiene grandes cantidades de materia orgánica y macronutrientes, por ende mejora la fertilidad del suelo (FAO, 2004).

La fracción mineral más usada ha sido la zeolita con el objeto de optimizar el rendimiento de los cultivos como maíz (Campisi et al., 2016; Soca & Daza, 2015), arroz (Soca & Daza, 2015), girasol y evitar la pérdida de nitratos por lixiviación (Gholamhoseini et al., 2013).

Por su parte, la montmorillonita ha sido empleada en investigaciones dedicadas a estudiar la remoción de diferentes sustancias contaminantes del suelo como cromo hexavalente (Yang et al., 2017), PCBs (Liu et al., 2014) y herbicidas (Gámiz et al., 2012) a partir de su mezcla con HDTMA (Componente orgánico líquido). Estas investigaciones demostraron la utilidad de este tipo de enmiendas en la remoción e inmovilización de contaminantes peligrosos; se debe mencionar que la mezcla propició el aumento del área superficial y volumen de poros del mineral incrementando su adsorción (Yang et al., 2017). Se ha encontrado que la mezcla entre montmorillonita y ácidos húmicos es efectiva en la remoción de uranilo en el agua (Campos et al., 2013).

Los minerales de arcilla pueden mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo a medida que contribuyen en el contenido de materia orgánica del mismo (ICONTEC, 2004); de tal forma que la mezcla de un mineral de arcilla junto con un abono orgánico es recomendado por Mekuria et al. (2014). En cuanto a las cantidades a mezclar, se han ensayado proporciones con base en el peso del componente orgánico (Leggo et al., 2006; Gholamhoseini et al., 2013) y con base en el aumento de CIC del mineral de arcilla (Malekian et al., 2011); aunque también se han investigado en medio acuoso (Koh & Dixon, 2001).

En general, el uso de estas enmiendas órgano-minerales contribuyen a mejorar las propiedades físicas, hidrodinámicas, químicas y biológicas de los suelos, además de incrementar su productividad agrícola (Mekuria et al., 2014). Propiedades del suelo como la capacidad de retención de humedad y la CIC se ven beneficiadas con su uso (Leggo et al., 2006). Desde este punto de vista, su uso podría brindar buenos resultados en el manejo del N en los suelos, contribuyendo a incrementar las eficiencias de la fertilización nitrogenada en los cultivos y a reducir la contaminación del recurso hídrico por nitratos.

3.4. CICLO DEL NITRÓGENO

El N presenta en su ciclo biogeoquímico una serie de reacciones de óxido-reducción llevadas a cabo, principalmente, por microorganismos. Dicho ciclo comprende la fijación de N (N_2), la mineralización, la nitrificación, la desnitrificación y la oxidación anaeróbica del amonio (Anammox) (Hayatsu et al., 2008; Hu et al., 2011) (Figura 8).

Inicialmente el N es incorporado a la biosfera por medio de la fijación química y biológica, para luego ser transformado en amonio (NH_4^+) que será utilizado en

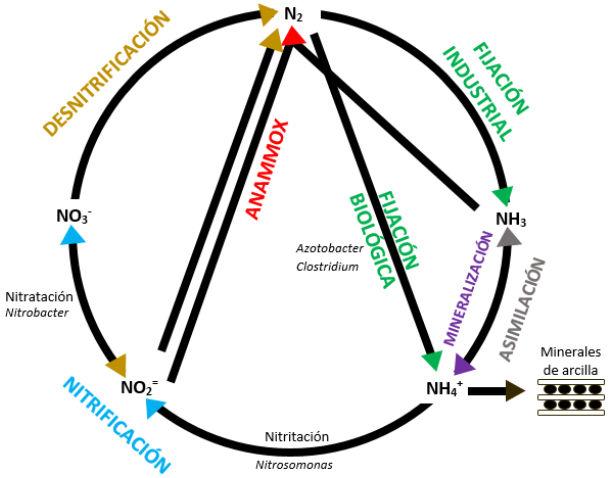
otros procesos propios del ciclo. Esta fijación también puede ocurrir por procesos industriales como el Haber-Bosch.

El amonio es transformado a nitritos (NO_2) y luego a nitratos (NO_3^-) por medio de dos reacciones de oxidación realizadas por bacterias específicas. La primera reacción de oxidación es realizada por las *Nitrosomonas*, quienes oxidan el NH_4^+ a NO_2^- (Nitrito), mientras que en la segunda, las *Nitrobacter* oxidan el nitrito a nitrato.

Los nitratos son utilizados en los procesos de asimilación y desasimilación, que son llevadas a cabo por microorganismos y plantas, ya que son parte fundamental de su metabolismo y crecimiento, por lo que constituyen la especie de N más importante para el desarrollo de los cultivos.

Últimamente se ha encontrado que, aunque el proceso de oxidación del N ocurre en condiciones aerobias, éste puede transformarse en condiciones anaerobias por medio de bacterias específicas; a este proceso se le denomina anammox (Ren et al., 2015).

Finalmente, el N es devuelto a la atmósfera una vez terminado el proceso de desnitrificación, el cual radica en la reducción del nitrato a N molecular efectuado por microorganismos, tanto bacterias como hongos, reductores de nitrato. El N contenido en los nucleótidos y las proteínas es devuelto a la atmosfera, en forma de amoniaco, por medio de la acción de organismos heterótrofos.



Fuente: El autor

Figura 8. Ciclo del Nitrógeno.

El suelo, al tener carga negativa, retiene con mayor facilidad los cationes; por lo tanto, aniones como los nitritos y nitratos son lixiviados regularmente del medio. No así respecto al amonio, quien al tener carga positiva (catión) puede ser retenido en el complejo de cambio o puede ser fijado en las entrecapas

estructurales de los minerales de arcilla, para luego ser liberado e iniciar el proceso de nitrificación.

El N lixiviado llega a las fuentes de agua subterránea y, por ende, a las superficiales causando eutrofización en ríos y lagos. Incluso puede llegar a tener implicaciones en la salud humana produciendo metahemoglobinemia o "enfermedad de los niños azules". La enfermedad ocurre debido a altos contenidos de nitrato en la sangre, lo cual conlleva a la disminución de oxígeno que finalmente provoca asfixia, de ahí el color azul en la piel.

La clasificación de los suelos de acuerdo al NT presente se muestra en la Tabla 6.

Tabla 6. Criterios para evaluar un suelo con base en su contenido de Nitrógeno.

CATEGORIA	% de N en suelo
Extremadamente pobre	< 0,032
Pobre	0,032 – 0,063
Medianamente pobre	0,064 – 0,095
Medio	0,096 – 0,126
Medianamente rico	0,127 – 0,158
Rico	0,159 – 0,221
Extremadamente Rico	>0,0221

Fuente: Fernandez (2006)

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Determinar la relación abono orgánico: mineral de arcilla más adecuada para formular una enmienda órgano-mineral que mejore las propiedades físicas y químicas de dos suelos representativos del Valle del Cauca.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar la aplicación de enmiendas órgano-minerales en la capacidad de retención de humedad y disminución de la lixiviación de nitrógeno en un suelo ácido y otro básico.

- Evaluar la aplicación de enmiendas órgano-minerales en las propiedades químicas de un suelo ácido y otro básico

- Comparar la eficiencia de enmiendas órgano-minerales en la retención de humedad en un suelo ácido y uno básico como estrategia para el uso eficiente del recurso hídrico.

5. METODOLOGÍA

5.1. LOCALIZACIÓN DEL EXPERIMENTO

El experimento se llevó a cabo en el invernadero ubicado en la parcela experimental del Laboratorio de Aguas y Suelos Agrícolas (LASA) de la Universidad del Valle, ubicado en el municipio de Santiago de Cali, Valle del Cauca, a una altura de 979 msnm; en latitud 3°22'22,29" N y longitud 76°31'49,22" W (Figura 9). Los valores de temperatura y precipitación promedio anual fueron de 25°C y 909 mm respectivamente.

La investigación se desarrolló siguiendo 4 fases: Fase de pre establecimiento del experimento, fase experimental, fase de análisis de datos y fase de consolidación de la información.



Fuente: El autor.

Figura 9. Invernadero 3 de la parcela experimental del Laboratorio de Aguas y Suelos de la Universidad.

5.2. FASE DE PRE ESTABLECIMIENTO DEL EXPERIMENTO

Se emplearon dos tipos de suelos: uno ácido proveniente de la Finca "El brillante", Corregimiento El Palmar, cuenca de Dagua (N 3° 37' W 76° 37'), clasificado taxonómicamente como *Andic Dystrudepts* (Alarcón Muriel & Reyes Trujillo, 2013; Jácome, 2011), y uno básico proveniente de la vereda Caucaseco, municipio de Candelaria, clasificado taxonómicamente como *Fluventic Haplustepts* (N 3° 26' W 76° 27' (Daza et al., 2017).

Los suelos fueron recolectados en el mes de Junio de 2016. Ambos fueron caracterizados de acuerdo a los parámetros y métodos presentados en la Tabla 7. Ambos suelos fueron tamizados para obtener un tamaño de partícula de 4 mm.

Tabla 7. Propiedades medidas en la caracterización inicial de los suelos.

PROPIEDAD	MÉTODO
Propiedades físicas	
Textura	Bouyoucos modificado
Porosidad	Modelo de caja de arena
Retención de humedad	Platos de tensión
Densidad aparente (g/cm^3)	Cilindro
Propiedades químicas	
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (cmol (+) /kg)	Extracción con Acetato de amonio a pH 7
pH	Potenciómetro-relación 1:1
Conductividad eléctrica ($\mu S/cm^3$)	Conductímetro – relación 1:2
Materia orgánica (%)	Método de Walkley black y determinación por Espectrofotometría (645 nm)
Nitrógeno Total (%)	Método Kjeldahl
Bases (meq/mL): Calcio (Ca), Sodio (Na), Potasio (K), Magnesio (Mg)	Absorción atómica, Acetato de amonio 1N pH neutro; Volumetría
Aluminio intercambiable (meq/mL)	Extracción con Cloruro de Potasio 1N y titulación

Fuente: IGAC (2006)

Para conformar la enmienda órgano-mineral se escogieron el lombricompost y la gallinaza, como componentes orgánicos, debido a su amplio uso en la región en actividades agrícolas; como componente mineral se eligió la bentonita cálcica (Montmorillonita) proveniente de Tuluá – Valle del Cauca, debido a su disponibilidad y a su alta CIC. Estos materiales fueron caracterizados de acuerdo a los parámetros de la Tabla 8.

Tabla 8. Propiedades medidas en la caracterización inicial de las enmiendas.

PROPIEDAD	MÉTODO
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (cmol (+) /kg)	Extracción con Acetato de amonio a pH 7
pH	Potenciómetro-relación 1:1
Conductividad eléctrica (µS/cm)	Conductímetro – relación 1:2
Materia Orgánica (%)	Método de Walkley Black y determinación por

	Espectrofotometría (645 nm)
Nitrógeno Total (%)	Método Kjeldahl

Fuente: IGAC (2006)

Se planteó un diseño experimental completamente al azar estableciendo 9 tratamientos y un testigo por suelo, con tres repeticiones cada uno. Es decir, 30 unidades experimentales por suelo, en total 60 para los dos suelos. Cada tipo de suelo se mezcló con una enmienda órgano-mineral (factor) para aumentar la CIC del suelo en diferentes porcentajes (3 niveles); también se aplicó urea en una dosis de 150 kg N/ha (valor promedio de dosis utilizada en cultivos agrícolas (Arbat et al., 2013)).

Se determinaron tres proporciones para la elaboración de las enmiendas órgano-minerales, las cuales corresponden a porcentajes de aumento de CIC del suelo. En cuanto a las proporciones de enmienda se tomó como referencia las investigaciones reportadas por Gholamhoseini et al. (2013) y Leggo et al. (2006); mientras que los porcentajes para el aumento de CIC fueron establecidos de acuerdo a Malekian et al. (2011) y Koh & Dixon (2001), quienes aumentaron la CIC con el mineral de arcilla con el propósito de reducir la lixiviación de nitratos del suelo y remover sustancias contaminantes del agua, respectivamente.

En la Tabla 9 se listan los tratamientos con las proporciones de enmienda establecidas para el suelo ácido y las cantidades empleadas de material orgánico y mineral para la creación de la enmienda.

Tabla 9. Tratamientos definidos para el suelo ácido.

Tratamiento	Peso suelo (kg)	Peso Lomb (kg)	Peso Gall (kg)	Peso Mont (kg)	Peso en UE (kg)	PROPORCIÓN (S:O:M)			% Aumento CIC*	Fertilizante (kg N/ha)
						S	O	M		
Control	3	0	0	0	3,0	1	0	0	-	150
Lom		1,9	0	0	4,9	2	1	0	160	
Gal		0	1,35	0	4,4	2	1	0	90	
Mon		0	0	1,56	4,6	2	0	1	60	
LP1		0,57	0	0,56	4,1	5	1	1	70	
LP2		0,8	0	0,67	4,5	4	1,2	1	90	
LP3		0,95	0	0,78	4,7	4	1,25	1	120	
GP1		0	0,36	0,56	3,9	8	1	1,6	45	
GP2		0	0,53	0,67	4,2	6	1	1,3	60	
GP3		0	0,68	0,78	4,5	4	1	1,1	75	

*Se refiere al porcentaje de aumento de la CIC del suelo. La CIC inicial del suelo fue 23,80 cmol (+) /kg.

Donde Lomb se refiere a lombricompost; Gall, gallinaza; Mont, montmorillonita; y UE, Unidad Experimental.

En la Tabla 10 se listan los tratamientos con las proporciones de enmienda establecidas para el suelo básico y las cantidades empleadas de material orgánico y mineral para la creación de la enmienda.

Tabla 10. Tratamientos definidos para el suelo básico.

Tratamiento	Peso suelo (kg)	Peso Lomb (kg)	Peso Gall (kg)	Peso Mont (kg)	Peso en UE (kg)	PROPORCIÓN (S:O:M)			% Aumento CIC*	Fertilizante (kg N/ha)
						S	O	M		
Control	4,1	0	0	0	4,1	1	0	0	-	150
Lom		1,72	0	0	5,8	2	1	0	90	
Gal		0	1,22	0	5,3	3	1	0	50	
Mon		0	0	1,41	5,5	3	0	1	35	
LP1		0,62	0	0,51	5,2	8	1,2	1	45	
LP2		0,74	0	0,61	5,4	7	1,25	1	55	
LP3		0,86	0	0,71	5,7	6	1,22	1	65	
GP1		0	0,42	0,51	5,0	10	1	1,2	30	
GP2		0	0,53	0,61	5,2	8	1	1,15	40	
GP3		0	0,69	0,71	5,5	6	1	1	45	

*Se refiere al porcentaje de aumento de la CIC del suelo. La CIC inicial del suelo fue 28,40 cmol (+) /kg.

Donde Lomb se refiere a lombricompost; Gall, gallinaza; Mont, montmorillonita; y UE, Unidad Experimental.

La unidad experimental se construyó de acuerdo a la Figura 10. Consistió en una columna de PVC de 35 cm x 15,2 cm unida con silicona a un embudo de plástico. En la parte superior e inferior de la columna se acopló una placa plástica a las que se les realizaron perforaciones múltiples de 6,3 mm para garantizar la uniformidad del riego y la recolección completa del lixiviado. El embudo se utilizó para conducir el líquido hacia una manguera de polietileno para riego de 2,5 cm conectada a botellas plásticas de 200 cm^3, que a su vez, se dispusieron dentro de recipientes plásticos de 11 litros con el fin de evitar el contacto con la luz y recolectar el lixiviado en caso de derrame. Entre el suelo y la placa perforada inferior se incluyó una capa de 2 cm de grava gruesa. También se construyeron bases con ángulos de acero de 2,5 cm recubiertos con anticorrosivo para soportar las columnas de PVC a 80 cm del suelo.

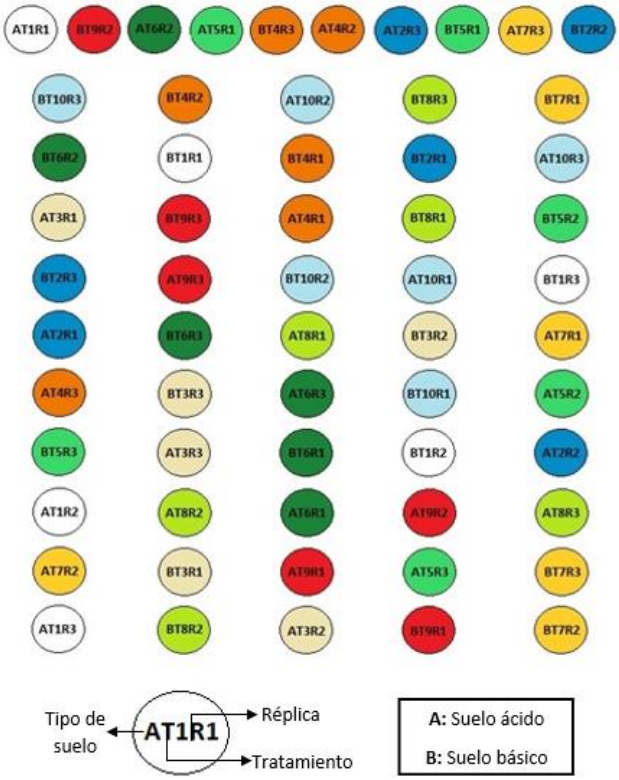


Fuente: El autor.

Figura 10. Diseño de las columnas de suelo (Unidad experimental).

Cada unidad experimental fue marcada con una etiqueta de papel del color del tratamiento con la siguiente información: tipo de suelo, número y la repetición del tratamiento, porcentaje de aumento de CIC, y tipo de abono orgánico.

La ubicación de las bases y las unidades experimentales con el suelo dentro del invernadero se realizó el 15 de Octubre de 2016 (Figura 11). El 20 de Octubre de 2017 se saturó el suelo de todas las unidades experimentales, se dejó drenar durante 48 horas y se determinó la humedad por el método gravimétrico, con el fin de garantizar que estuviera a capacidad de campo al mezclarlo con la enmienda.



Fuente: El autor.

Figura 11. Distribución espacial de las unidades experimentales.

El suelo y la enmienda se distribuyeron de la siguiente manera dentro de la unidad experimental: 2 cm de grava en la base; 3 kilos de suelo ácido o 4.1 kilos de suelo básicos según el caso previamente tamizado, y enmienda órgano-mineral, que fue mezclada con los primeros 10 cm de suelo. Por último se adicionó el fertilizante en forma sólida. Los materiales de la enmienda órgano-mineral fueron mezclados entre sí antes de ser mezclados con el suelo.

5.3. FASE EXPERIMENTAL

La fase experimental inició el día 24 de octubre de 2016 con la mezcla de la enmienda y el suelo en los diferentes tratamientos y terminó el 3 de Febrero de 2017; tuvo una duración aproximada de 4 meses. Cabe mencionar que desde el día 23 de octubre los suelos se mantuvieron a capacidad de campo hasta la aplicación de la enmienda órgano-mineral en el día 24; no obstante, durante toda la fase experimental se hizo seguimiento a la humedad con el fin de mantener el suelo a capacidad de campo cuyo valor fue de 33,7 % para el suelo ácido, y 33,3 % para el básico.

El experimento no contempló la siembra de una planta debido a que se buscó evaluar la capacidad de retención de agua de la enmienda, y las raíces de la planta podrían haber interferido con la medición, por ende, se tendrían que haber medido variables relacionadas con la humedad de la planta, cuestión que no fue objeto de estudio en esta investigación. No obstante, la aplicación de agua sobre el suelo dependió exclusivamente del balance hídrico condicionado por el coeficiente de cultivo (Kc) de Estevia (*Stevia rebaudiana B*) en la etapa de madurez y, de la Evapotranspiración de referencia (E_{TO}) medida en tanque evaporímetro tipo A ubicado en parte central del invernadero (Ecuación 1) (Figura 12). Se utilizó un Kc igual 1,24 (Daza et al., 2017), un factor de tanque de 0,75 (Allen, 2006) y una eficiencia de riego del 100,0 % debido a que el volumen de la lámina de agua se aplicó sobre toda la superficie del suelo.

$$ETc = ET * FT * Kc \qquad \textbf{Ecuación 1.} \text{ (Allen, 2006)}$$

Donde ETc, es la Evapotranspiración del cultivo; ET, la evapotranspiración de referencia leída en tanque evaporímetro; FT, factor del tanque evaporímetro; y Kc, el coeficiente del cultivo.

Cabe resaltar que el tanque evaporímetro se calibró previamente al inicio del experimento. Desde el 27 de julio hasta el 25 de agosto de 2016 se registró la evaporación diaria leída a las 7 am; estos datos se compararon con los datos de las estaciones meteorológicas “Meléndez”, “PTAR – Cali” y “Jamundí”, tomados de los boletines de la Red Meteorológica Automatizada de Cenicaña, debido a su cercanía al sitio experimental. Finalmente se realizó una regresión lineal entre los

datos de evaporación acumulada del tanque empleado y los de la estación Meléndez.



Fuente: El autor.

Figura 12. Tanque evaporímetro tipo A utilizado en el experimento.

El riego se aplicó cada día de por medio, debido al comportamiento que se evidenció durante los primeros 20 días; sin embargo, diariamente se registró la lámina a aplicar. Se utilizaron probetas graduadas y jeringas con una precisión de 0,01 mL para medir y aplicar el volumen de agua sobre la placa perforada de la unidad experimental.

Durante las dos primeras semanas del experimento la humedad del suelo se midió utilizando un TDR, a una profundidad de 10 cm desde la superficie del suelo. Luego se hizo seguimiento a la humedad dos veces por semana por el método gravimétrico. Esta muestra se tomó en la parte media de la columna aproximadamente con la ayuda de una espátula. A partir del seguimiento a la humedad se determinó la frecuencia de riego.

Se recolectaron lixiviados cada semana aproximadamente para determinar la concentración de amonio y nitrato lixiviado del suelo; los recipientes utilizados para esta labor fueron rotulados y almacenados en condiciones de refrigeración a 4ºC para preservar la muestra. Se registró el volumen lixiviado de cada tratamiento semanalmente y el total al finalizar el experimento empleando probetas graduadas (Figura 13).



Fuente: El autor.
Figura 13. Recipiente recolector de lixiviado y elementos utilizados para medir el volumen de agua lixiviado.

También se hicieron observaciones diarias a los tratamientos en busca de modificaciones, alteraciones o transformaciones en el suelo o las enmiendas, las cuales fueron registradas en la bitácora de campo. De igual forma, se realizó limpieza manual de tallos y maleza en general en los tratamientos.

Al finalizar el experimento se tomaron muestras de suelo de cada columna a una profundidad de 5 cm desde la superficie utilizando una espátula, el patrón de muestreo seguido fue en equis. Las muestras húmedas se preservaron en bolsas plásticas Ziploc rotuladas en cajas de cartón (Figura 14), de cada repetición se tomaron aproximadamente 300 gramos para secarlas en horno a 105° C durante 24 horas. La muestra seca se tamizó para obtener un tamaño de partícula de 2 mm; finalmente las muestras tamizadas se almacenaron en bolsas plásticas Ziploc etiquetadas, las cuales fueron organizadas en cajas de cartón para evitar el contacto con la luz y la humedad (Figura 15).



Fuente: El autor.

Figura 14. Almacenamiento y preservación de muestras de suelo húmedas.



Fuente: El autor.

Figura 15. Almacenamiento y preservación de muestras de suelo tamizadas.

Para evaluar la aplicación de las enmiendas órgano-minerales en ambos suelos se establecieron las variables de respuesta expuestas en la Tabla 11. Se definieron variables de respuesta para el suelo y para el lixiviado en respuesta a que se buscó evaluar la retención de humedad y nitrógeno en el suelo, y las propiedades químicas del mismo. También se planteó un indicador básico porcentual, involucrando el volumen de agua retenido en el suelo y el volumen total de agua aplicado, para determinar la eficiencia en la retención de humedad de cada tratamiento. El volumen de agua almacenada diariamente en el suelo se determinó a partir de un balance hídrico, teniendo en cuenta la reducción de la humedad del suelo y la acumulación de la lámina de riego debido a los periodos en los que no se aplicó por las condiciones del suelo observadas (Ecuación 2).

Basándose en el balance hídrico, se determinaron porcentajes de pérdida de agua por evaporación y lixiviación para cada tratamiento en cada suelo.

Tabla 11. Variables de respuesta del experimento y método de determinación.

VARIABLE DE RESPUESTA	MÉTODO	EQUIPO	DÍA DE MEDICIÓN
EN EL LIXIVIADO			
Amonio (NH_4^+)	Método Kjeldahl	Destilador Kjeldahl Kjeltec™ 2100 - FOSS	Noviembre 4 de 2016 – Marzo 2 de 2017
Nitratos (NO_3^-)	Método Kjeldahl		
EN EL SUELO			
Humedad gravimétrica y frecuencia de riego	Gravimetría	Horno de calentamiento	Semanalmente : Martes y Viernes
Humedad a capacidad de campo	Tensión	Caja de arena	Febrero 25 – Marzo 11 de 2017
Densidad aparente (Da)	Método del cilindro	Barreno manual y cilindros	Febrero 25 – Marzo 11 de 2017
pH**	Potenciómetro-relación 1:1	pH metro Sartorius PT-10	Febrero 6 de 2017
Conductividad eléctrica	Conductímetro en extracto de saturación	Thermo Scientific Orion 3-Star Conductivity Benchtop	Febrero 8 de 2017
Materia orgánica	Método de Walkley black y determinación por Espectrofotometría (645 nm)	Espectrofotómetro GENESYS™ 10S UV-Vis	Febrero 9 de 2017
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)	Método Acetato de amonio a pH 7	Bomba de vacío	Febrero 14 - 16 de 2017
N total	Método Kjeldahl	Destilador Kjeldahl Kjeltec™ 2100 – FOSS. Unidad de digestión “Bloc-digest 6”	Marzo 2 - 23 de 2017
Amonio (NH_4^+)	Método Kjeldahl	Destilador Kjeldahl Kjeltec™ 2100 – FOSS	Marzo 3 – 6 de 2017
Nitratos (NO_3^-)	Método Kjeldahl		Marzo 3 – 6 de 2017

Eficiencia de retención de humedad	$\frac{\text{Volumen de agua retenido}}{\text{Volumen total de agua aplicado}}$	

Fuente: IGAC (2006) ** el pH en el tratamiento 4 de ambos suelos se hizo siguiendo una relación 2:1.

$$A_j = A_{j-1} + P_j - ET_j - L_j \quad \textbf{Ecuación 2.}$$

Donde A_j, es la Acumulación hídrica en el día j; A_{j-1}, Acumulación hídrica el día j-1; P_j, Precitación en el día j; ET_j, Evapotranspiración el día j; y Lj, lixiviación el día j.

La medición de las variables en laboratorio se llevó a cabo siguiendo los procedimientos establecidos por el IGAC (2006).

5.4. FASE DE ANÁLISIS DE DATOS Y FASE DE CONSOLIDACIÓN DE LA INFORMACIÓN

El análisis estadístico de los datos se llevó a cabo utilizando el paquete estadístico R versión 3.3.2. Se realizó un análisis estadístico descriptivo, además de la verificación de la distribución normal de los datos por medio de un gráfico q-q. También se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para la identificación de diferencias significativas entre los promedios; cabe resaltar que las variables porcentuales se transformaron utilizando la función arcsin. Las diferencias significativas entre tratamientos se establecieron por la prueba de Tukey. Así mismo se hicieron correlaciones para encontrar relaciones entre los parámetros medidos. Se trabajó con un nivel de confianza del 95,0 %, y un nivel de significancia de 5,0 % ($\alpha = 0.05$).

6. RESULTADOS

Se presentan los resultados de la investigación iniciando con la calibración del tanque evaporímetro, luego la caracterización inicial de los suelos y los materiales utilizados para la creación de la enmiendas órgano-mineral (EOM), y por último, las variables de respuesta divididas por tipo de suelo junto con las correlaciones halladas entre ellas.

6.1. CALIBRACIÓN DEL TANQUE EVAPORÍMETRO EMPLEADO EN EL EXPERIMENTO.

Se encontró una correlación significativa entre los datos de evaporación registrados en el tanque instalado en el invernadero y los de las estaciones meteorológicas Meléndez, Jamundí y PTAR Cali. Así, los coeficientes de determinación R^2 fueron de 0.993, 0,994 y 0,995, respectivamente, indicando que el comportamiento de los datos medidos en el tanque evaporímetro instalado en el invernadero presenta la misma tendencia de los datos de las estaciones cercanas (Figura 16). Con base en esta regresión, se realizaron los ajustes pertinentes para los cálculos de agua, aumentando la confiabilidad en la determinación de las láminas de agua.

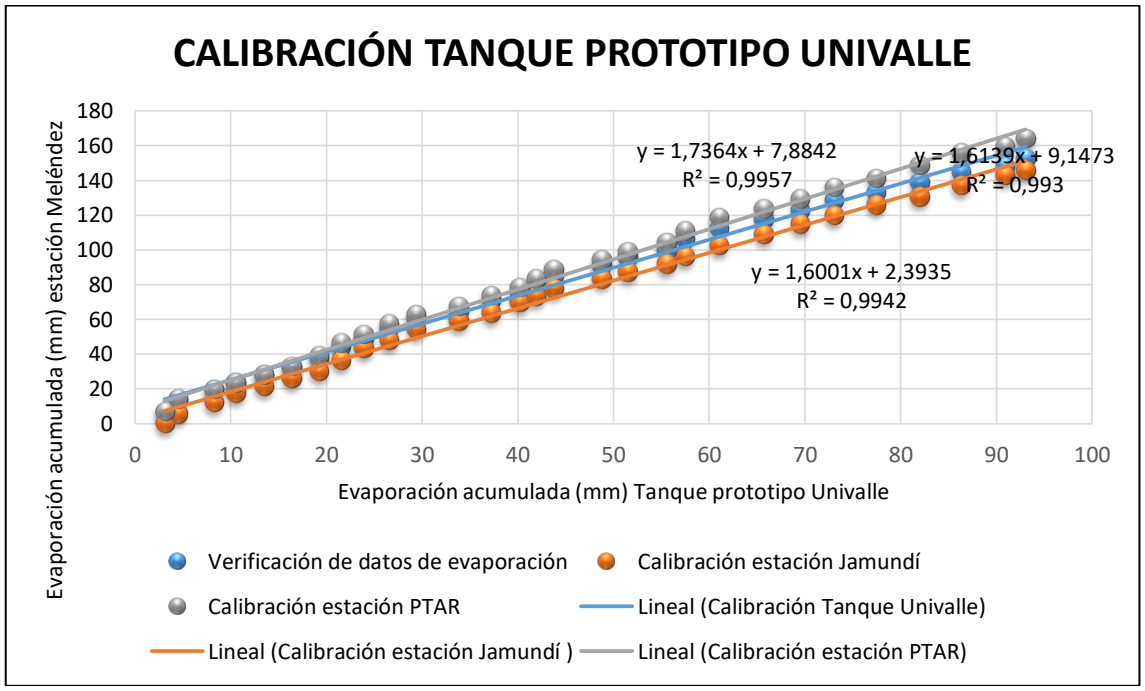


Figura 16. Regresión lineal entre la evaporación acumulada registrada en el tanque evaporímetro utilizado durante la investigación y el de la estación meteorológica Meléndez.

6.2. CARACTERIZACIÓN DE SUELOS, ABONOS ORGÁNICOS Y MINERAL DE ARCILLA UTILIZADOS

A continuación se presenta la caracterización fisicoquímica realizada a los suelos utilizados (Tabla 12 y 13).

Tabla 12. Caracterización fisicoquímica inicial del suelo ácido utilizado en el experimento.

PROPIEDAD		UNIDADES	RESULTADO
Textura		%	Ar: 55,18, A: 22,82 y L: 22,00. Clase textural: Franco arcillo arenoso
Humedad a capacidad de campo (Wcc)			29,65
Porosidad			66,02
Densidad real		g/cm^3	2,59
Densidad aparente			0,88
pH		Unidades de pH	5,11
Conductividad eléctrica		dS/m	0,15
Materia Orgánica		%	7,02
Nitrógeno Total			0,18
Capacidad de Intercambio Catiónico		Cmol (+) /kg	23,80
Acidez intercambiable		meq/100 g	2,45
Aluminio intercambiable			0,9
Bases	Calcio (Ca)		0,375
	Sodio (Na)		0,0004
	Potasio (K)		0,170
	Magnesio (Mg)		9,290

La textura del suelo ácido es franco arcillo arenosa que caracteriza suelos con alta porosidad; no obstante, la densidad real es inferior a lo establecido para un suelo mineral (2.65 g/cm^3) indicando un porcentaje de materia orgánica alto. La densidad aparente, además, evidencia las propiedades ándicas del suelo. Cabe resaltar que al tener una alta porosidad, posee aireación y drenaje excelentes, debido a que la relación entre los macro (36,3 %) y micro (29,6 %) poros es aproximadamente 50/50 (Jaramillo, 2002).

El suelo ácido presentó un pH que lo clasifica como fuertemente ácido (Osorio, 2012; Jaramillo, 2002), lo cual podría indicar la deficiencia de fósforo, molibdeno, potasio, azufre y calcio de acuerdo a Navarro García & Navarro García (2013). Sin embargo, la saturación de aluminio intercambiable determinado es bajo, reduciendo el riesgo de toxicidad en el caso que se hubiera empleado un cultivo.

El contenido de materia orgánica en el suelo ácido fue alto (Osorio, 2012), lo cual podría explicar el alto contenido de NT a pesar de que presentó acidez intercambiable (Fernandez 2006). Posiblemente la materia orgánica hallada contiene un gran porcentaje de sustancias húmicas, que finalmente podrían haber influido en la acidez del suelo.

La CIC del suelo fue alta (Fernandez 2006); este valor se puede atribuir principalmente al contenido de materia orgánica sin dejar a un lado la influencia de los minerales de arcilla sobre el pH, a pesar de que éstos no se determinaron en el suelo. El contenido de bases fue bajo a excepción del magnesio que se encuentra dentro del rango muy alto de acuerdo a Osorio (2012). Por último, la conductividad eléctrica indica que el suelo ácido no es salino ni alcalino (Fernandez 2006; McKean, 1993).

Tabla 13. Caracterización fisicoquímica inicial del suelo básico utilizado en el experimento.

PROPIEDAD		UNIDADES	RESULTADO
Textura		%	Ar: 23,18, A: 42,82 y L: 34,00. Clase textural: Arcilloso
Humedad a capacidad de campo (Wcc)			45,95
Porosidad			49,26
Densidad real		g/cm^3	2,72
Densidad aparente			1,38
pH		Unidades de pH	6,85
Conductividad eléctrica		dS/m	0,10
Materia Orgánica		%	2,69
Nitrógeno Total			0,28
Capacidad de Intercambio Catiónico		cmol (+) /kg	28,40
Acidez intercambiable		meq/100g	No aplica
Aluminio intercambiable			No aplica
Bases	Calcio (Ca)		0,925
	Sodio (Na)		0,004
	Potasio (K)		0,170
	Magnesio (Mg)		9,290

La textura arcillosa del suelo básico, explica su alta humedad a capacidad de campo, además de evidenciar su baja porosidad que implica problemas de drenaje, aireación, compactación y aumenta la posibilidad de producción de compuestos tóxicos; en este caso, los micro poros (45,9 %) prevalecen sobre los macro poros (3,3 %) (Jaramillo, 2002).

La densidad real y aparente son resultado de la composición arcillosa del suelo, puesto que son similares a lo establecido por Jaramillo (2002) para suelos minerales, esto es, 2,65 g/cm^3 y 1.3 g/cm^3 respectivamente.

Por otro lado, el suelo presentó un pH neutro en donde no hay deficiencias en la disponibilidad de nutrientes. A pesar de que el contenido de materia orgánica es baja, el contenido de N total es muy alto (Osorio, 2012); esto puede deberse a altas tasas de mineralización ocurridas en el suelo por la entrada de oxígeno. Probablemente son los minerales de arcilla los responsables del alto valor de CIC de este suelo, a pesar de que no se establecieron los grupos presentes (Fernandez 2006; McKean, 1993; Núñez, 1981) .

El contenido de bases fue bajo a excepción del magnesio que se encuentra dentro del rango muy alto de acuerdo a Osorio (2012). Por último, la conductividad eléctrica indica que el suelo no es salino ni alcalino (Fernandez 2006; McKean, 1993).

A partir de lo anterior se observa que aunque ambos suelos pertenecen al mismo orden, los elementos formativos que componen el suborden les otorgan características propias y diferenciales entre ellos, por tal razón deben ser analizados de manera individual.

La caracterización de abonos orgánicos y mineral de arcilla se centró en algunas de sus propiedades químicas (Tabla 14).

Tabla 14. Caracterizaciones iniciales de los abonos orgánicos y el mineral de arcilla utilizadas en el experimento.

PROPIEDAD	LOMBRICOMPOST	GALLINAZA	MONTMORILLONITA
Humedad (%)	67,6	21,9	10,1
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (cmol (+)/kg)	62,02	48,00	27,79
pH	6,58	9,63	9,18
Conductividad eléctrica (dS/m)	7,79	25,05	1,49
Materia Orgánica (%)	20,00	23,65	0,00
Nitrógeno Total (%)	1,00	1,50	0,06

El lombricompost presentó un pH ligeramente ácido llegando a la neutralidad, mientras que la gallinaza se clasificó como básica. Por otro lado, la CIC de ambos materiales es alta a pesar de que la gallinaza no se considera un material maduro a diferencia del lombricompost (Estrada Pareja, 2005). De acuerdo a la NTC 5167-2004 el pH y la CIC de ambos materiales orgánicos concuerda con lo establecido en la norma.

La materia orgánica del lombricompost se considera baja a pesar de que su materia prima fue estiércol de vaca en un 95%, y residuos de cocina, en un 5% (Fallas-Castro & Escoto-Montero, 2007). El N total de la gallinaza fue más alto que el del lombricompost; sin embargo ambos valores se encuentran dentro del rango establecido para abonos orgánicos (Medina et al. (2014). Respecto a la CE el lombricompost se clasificó como moderadamente salino; la gallinaza como muy fuertemente salino, y la montmorillonita como no salina.

Por último, la montmorillonita tuvo una CIC bajo para materiales esmécticos (Alvarado et al., 2014), incluso frente a bentonitas provenientes del mismo lugar de extracción (Carriazo et al., 2007), conductividad eléctrica baja y un pH básico.

6.3. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS EN EL SUELO ÁCIDO Y EN EL SUELO BÁSICO

El análisis estadístico de la normalidad permitió observar dos grupos de influencia: gallinaza y lombricompost; por lo tanto, el análisis se realizó por tipo de abono orgánico, a excepción de las correlaciones, las cuales se analizaron indistintamente del tipo de abono orgánico. De esta forma, se escogió la mejor proporción de enmienda para cada suelo de acuerdo al tipo de abono orgánico.

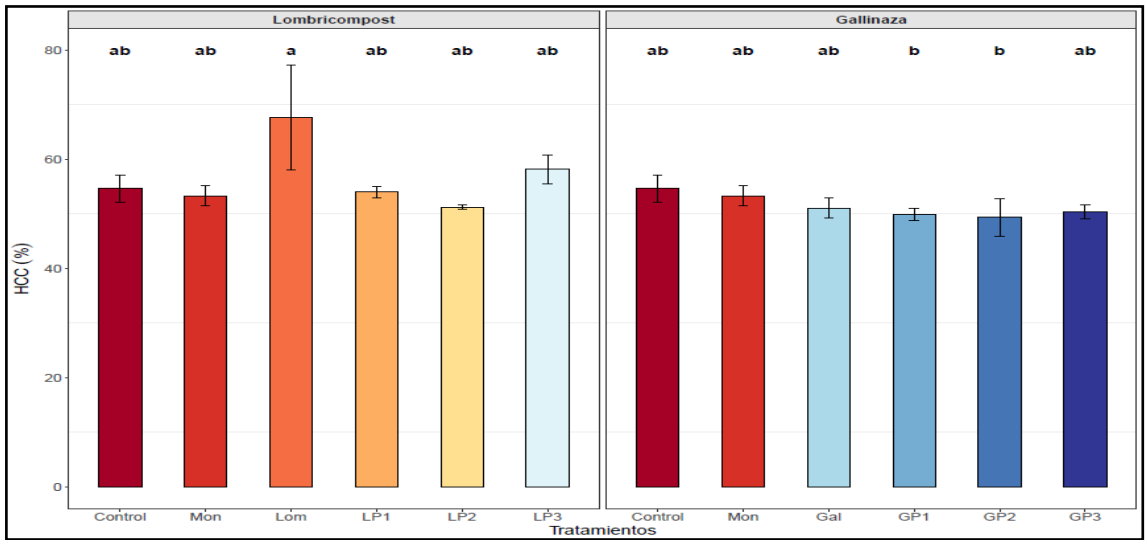
Los tratamientos Lom, Gal y Mon se consideraron como controles para la enmienda. Los valores de medias, medianas, valores máximos y mínimos, errores estándar y todos los obtenidos en el análisis estadístico se encuentran en los anexos.

6.3.1. Propiedades físicas del suelo

- **Humedad a capacidad de campo (Hcc Gravimétrica)**

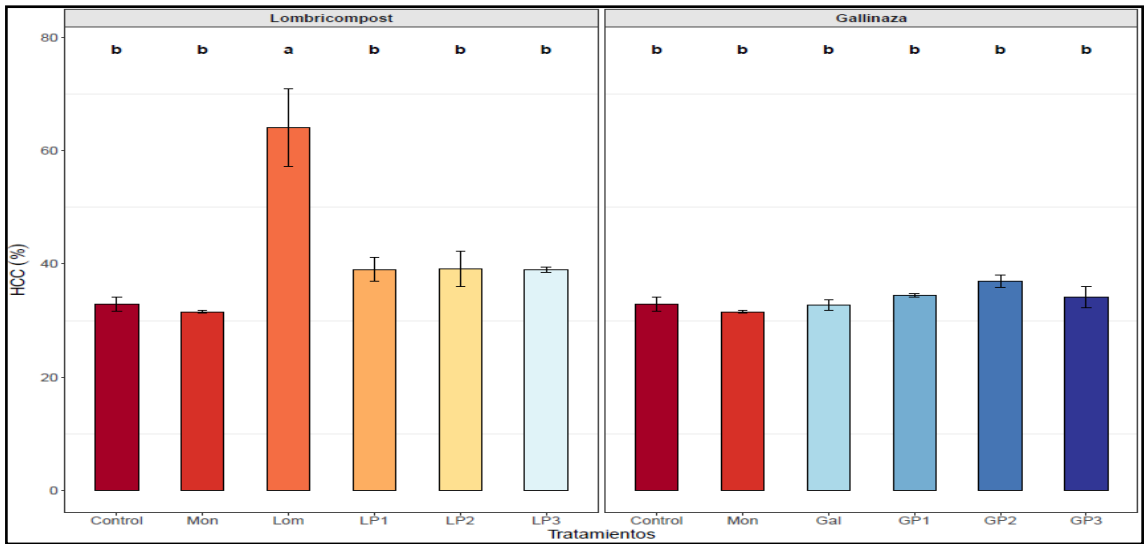
La Hcc de los tratamientos al finalizar el experimento fue mayor en el suelo ácido que en el básico, las cuales estuvieron entre 49,4 % y 67,7 %, y entre 31,6 % y 64,1 %, respectivamente; el tratamiento Lom reportó la mayor humedad, alta variabilidad de datos y fue, estadísticamente diferente en el suelo básico ($p<0,05$; $e=6,89$). El tratamiento Lom ($p=0,04$; $e= 9,55$) fue diferente a los tratamientos GP1 ($p=0,04$; $e= 1,14$) y GP2 ($p=0,04$; $e= 3,47$), todos del suelo ácido. Por otro lado, no se detectaron diferencias significativas entre los tratamientos con gallinaza, ya que sus promedios y variabilidades fueron similares. (Figura 17 y 18).

En general los tratamientos con lombricompost tuvieron una mayor humedad a capacidad de campo que los tratamientos con gallinaza, a pesar de no mostrar diferencias significativas. Sin embargo, los tratamientos con lombricompost del suelo básico presentaron mayor variabilidad; además, sus promedios fueron similares. En el suelo ácido, el tratamiento LP3 fue mayor a los demás aunque no se diferenciaron estadísticamente entre ellos.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 17. Humedad a capacidad de campo (gravimétrica) de los tratamientos al final de experimento en el suelo ácido.



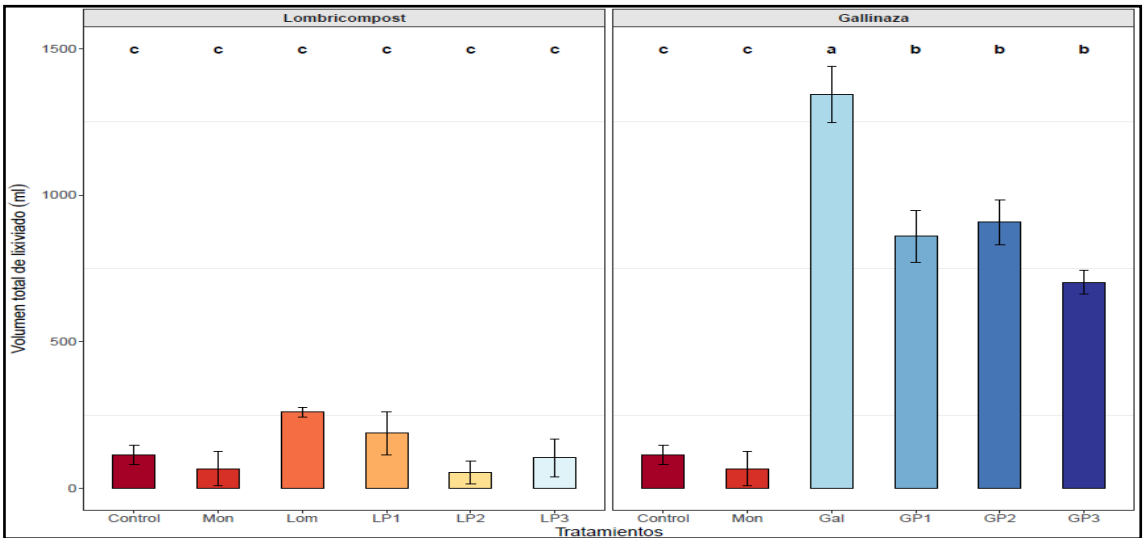
Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1); **LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 18. Humedad a capacidad de campo (gravimétrica) de los tratamientos al final de experimento en el suelo básico.

El volumen total de lixiviados fue condicionado por el tipo de abono, por tanto, se encontraron diferencias entre los tratamientos con lombricompost y con gallinaza (Figura 19 y 20). La lixiviación de los tratamientos con lombricompost fue similar en ambos suelos, inferior a 260 ml, a diferencia de los tratamientos con gallinaza, que presentaron mayor lixiviación en el suelo básico (superior a 850 ml) que en el ácido (superior a 700 ml). Así, el tratamiento Gal fue diferente estadísticamente de los demás, en el suelo ácido ($p<0,05$; $e=1,84$) y en el básico ($p<0.05$; $e=70.35$). Por otro lado, el tratamiento con menor lixiviación fue el tratamiento Mon.

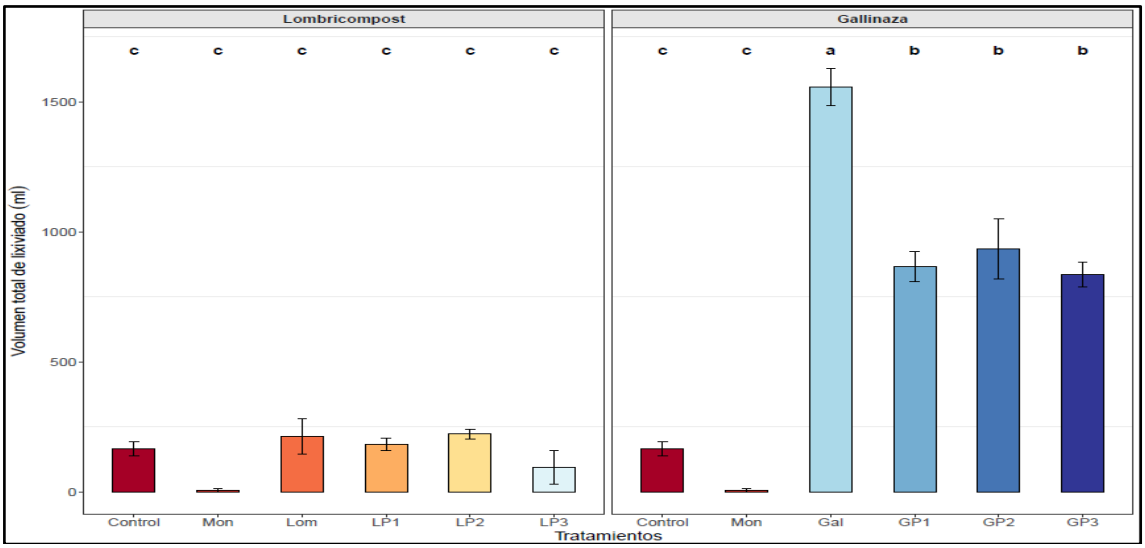
Los tratamientos con lombricompost no se diferenciaron entre ellos ni frente a los tratamientos control y Mon; mientras que los tratamientos con gallinaza evidenciaron ser diferentes de los dos últimos tratamientos mencionados. Los tratamientos control y Mon tampoco se diferenciaron entre ellos.

Cabe resaltar que los tratamientos con EOM lixiviaron menos que sus respectivos controles de abono orgánico, siendo más notorio en los tratamientos con gallinaza. En ambos suelos, el tratamiento GP3 lixivió el menor volumen de agua (ácido: 703 ml, básico; 837 ml), además presentó la menor variabilidad. Por el grupo con lombricompost, los tratamientos LP2 del suelo ácido y LP3 del básico tuvieron las menores lixiviaciones, 53 ml y 95 ml respectivamente.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1)**; LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 19. Volumen total lixiviado de cada tratamiento del suelo ácido.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 20. Volumen total lixiviado de cada tratamiento del suelo básico.

- **Lixiviación de nitrógeno**
  - **Concentración de amonio en los lixiviados**

Las figuras 21 y 22 muestran que no se hallaron diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos con EOM del grupo lombricompost y del grupo gallinaza. Solamente los tratamientos LP2 y GP3 del suelo ácido, y Mon de ambos suelos, se diferenciaron de su respectivo control. Es notable que, en ambos suelos, los tratamientos con lombricompost reportaron las mayores variabilidades, siendo el tratamiento LP1 común entre ellos.

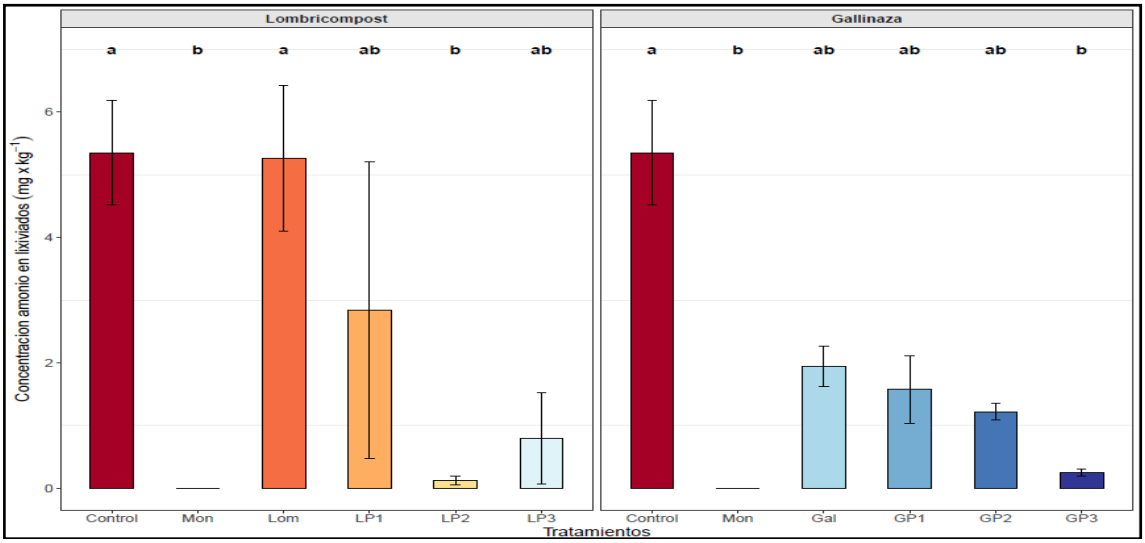
Se observó que en ambos suelos, el tratamiento con gallinaza con la menor concentración de amonio en lixiviados fue GP3, los cuales tuvieron proporciones de enmiendas similares; por el grupo lombricompost, los tratamientos LP2 y LP3 del suelo ácido y básico respectivamente, tuvieron las menores concentraciones. Por otro lado, el tratamiento con mayor contenido de amonio en lixiviados, además común en los dos suelos, fue GP1, y por el grupo lombricompost, LP1 del suelo ácido, y LP2 del suelo básico.

Debido a la alta variabilidad de los tratamientos con gallinaza no se encontraron diferencias significativas entre ellos. Sin embargo se evidencia que a medida que disminuye la cantidad de mineral en la mezcla, la lixiviación de amonio se reduce.

Es de mencionar que el tratamiento Gal del suelo ácido lixivió poco amonio respecto a testigo, lo cual fue común en los tratamientos de este grupo.

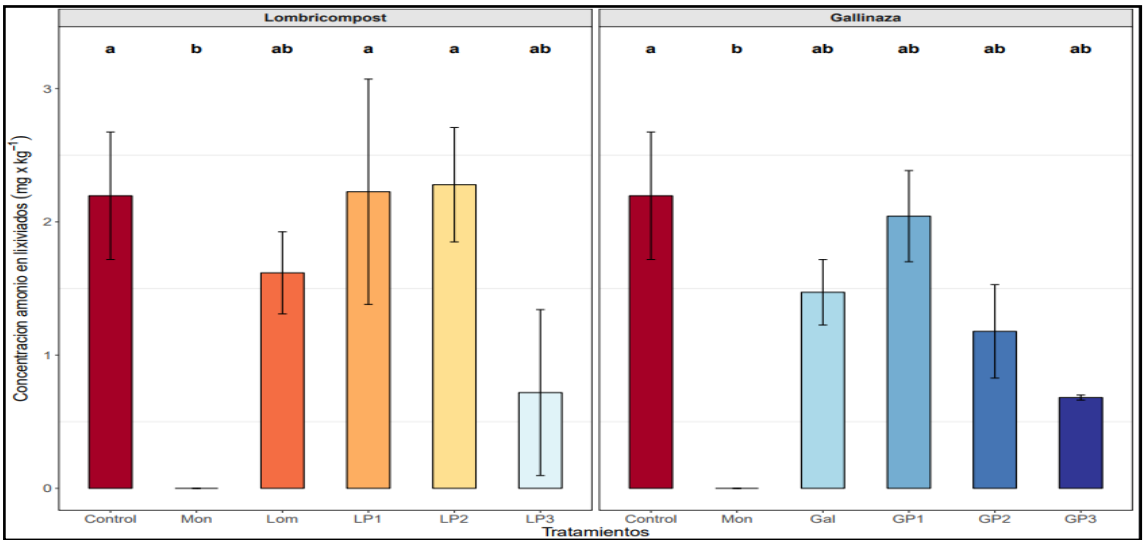
En el suelo ácido los tratamientos con EOM fueron inferiores respecto al control y los tratamientos Lom y Gal, a pesar de no mostrar diferencias significativas estadísticamente. Por otro lado, aunque los tratamientos LP1 y GP3, y LP2 y LP3 de este suelo tuvieron una proporción de EOM similar, sus promedios fueron muy distantes; la alta variabilidad impidió detectar diferencias entre ellos.

En el suelo ácido, el tratamiento Lom lixivió una mayor concentración de amonio que el tratamiento Gal, además de similar al control; como contraparte, en el suelo básico, los tratamientos Lom y Gal tuvieron promedios muy cercanos pero inferiores al control. Adicionalmente, el tratamiento Mon no reportó concentración de amonio debido a que no lixivió la cantidad suficiente de agua para realizar la prueba en laboratorio.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 21. Concentración de amonio en los lixiviados de los tratamientos del suelo ácido.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 22. Concentración de amonio en los lixiviados de los tratamientos del suelo básico.

- **Concentración de nitrato en los lixiviados**

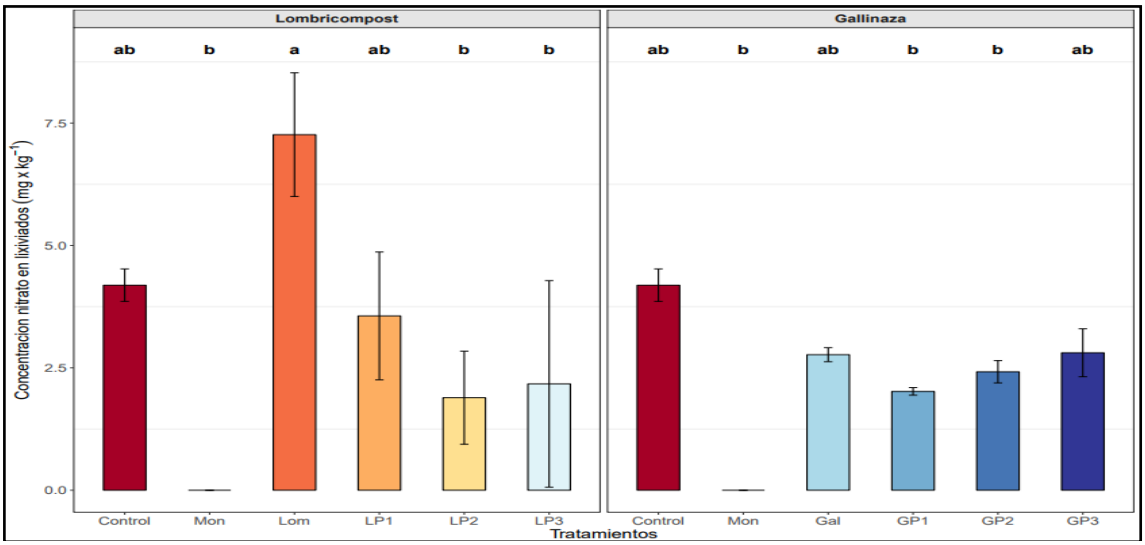
En general, los tratamientos lixiviaron menor concentración de nitrato que el control a excepción del tratamiento Lom, que además, superó al tratamiento Gal sin mostrar diferencias significativas (Figura 23). En cuanto al suelo básico, debido a la alta variabilidad de los tratamientos no se encontraron diferencias estadísticas entre ellos ($p>0.05$); sin embargo, se evidenció que los tratamientos con enmienda del grupo lombricompost lixiviaron mayores concentraciones de nitrato que el control, el tratamiento Lom y los tratamientos con gallinaza. De éste suelo se resaltaron los tratamientos Lom, LP1 y GP3 por tener bajo promedio y variabilidad dentro de su respectivo grupo (Figura 24).

En el suelo ácido el promedio de lixiviación de nitratos en los tratamientos con EOM fue 100 mg/l; mientras que en el básico, los tratamientos con enmienda a partir de lombricompost y gallinaza, lixiviaron en promedio 76 mg/l y 5 mg/l respectivamente.

Los tratamientos con lombricompost del suelo ácido reportaron datos muy variables, siendo el tratamiento LP3 el de mayor variabilidad. Dentro del grupo, los tratamientos Lom y LP2 se destacan por presentar la mayor y menor concentración de nitrato lixiviado. Incluso el tratamiento Lom ($p=0,05$; $e=1,26$) mostró diferencias significativas frente a los tratamientos Mon, LP2, LP3, GP1 y

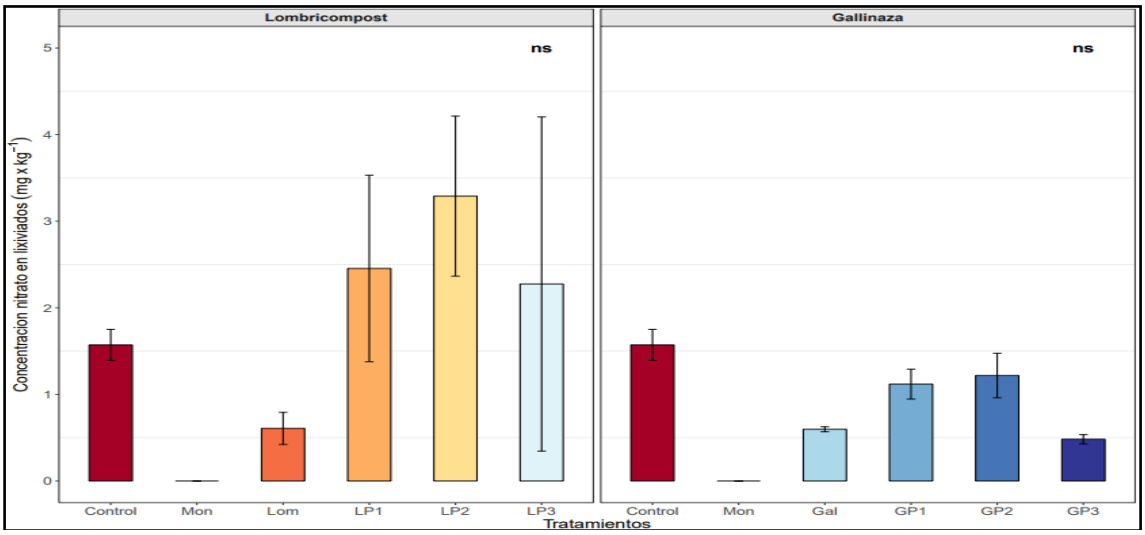
GP2, aunque entre ellos no hubo diferencias. Dentro del grupo gallinaza tampoco se encontraron diferencias estadísticas. No obstante se observó que a medida que disminuyó la proporción de enmienda, disminuyó la lixiviación de nitratos. Se destaca el tratamiento GP1 por presentar la menor concentración de nitratos lixiviada.

Como se mencionó, los tratamientos Mon no lixiviaron una cantidad de agua suficiente para la realizar la prueba en laboratorio, por lo tanto, no se determinó la concentración de nitratos en sus lixiviados.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 23. Concentración de nitrato en los lixiviados de los tratamientos del suelo ácido.



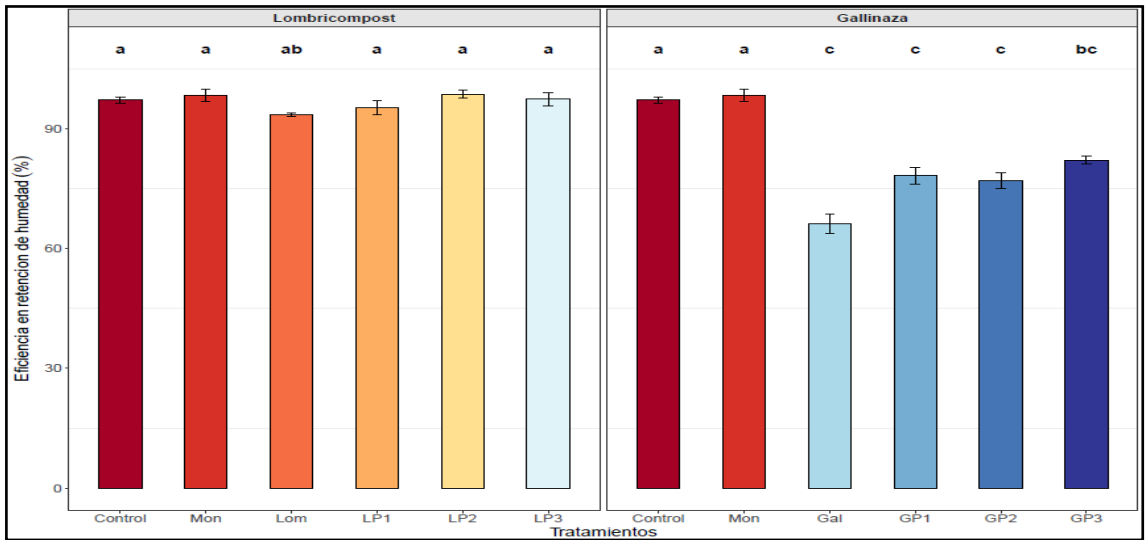
Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 24. Concentración de nitrato en los lixiviados de los tratamientos del suelo básico.

- **Eficiencia en retención de humedad**

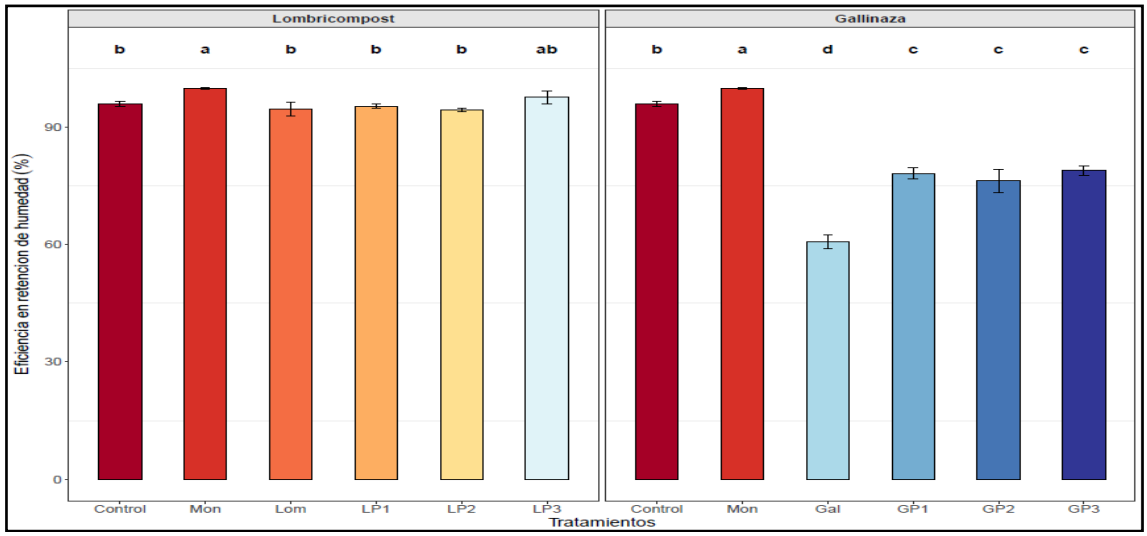
En ambos suelos fue notorio que los tratamientos con lombricompost obtuvieron una eficiencia en retención de humedad mayor que los tratamientos con gallinaza, así, se tuvieron valores superiores al 95,6 % e inferiores a 83,5 % respectivamente (Figura 25 y 26). Debido a que las eficiencias alcanzadas por los tratamientos fueron similares, no hubo diferencias significativas entre ellos, salvo por el tratamiento Gal ($p<0.05$; $e=1.77$) del suelo básico, que incluso presentó diferencias frente al control y el tratamiento Mon, además de ser inferior a los tratamientos con EOM de su grupo.

En ambos suelos los tratamientos con gallinaza fueron diferentes a sus tratamientos control y Mon, aunque entre éstos no hubo diferencias estadísticas.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 25. Eficiencia en retención de humedad de los tratamientos del suelo ácido.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 26. Eficiencia en retención de humedad de los tratamientos del suelo básico.

6.3.2. Propiedades químicas del suelo

- **pH**

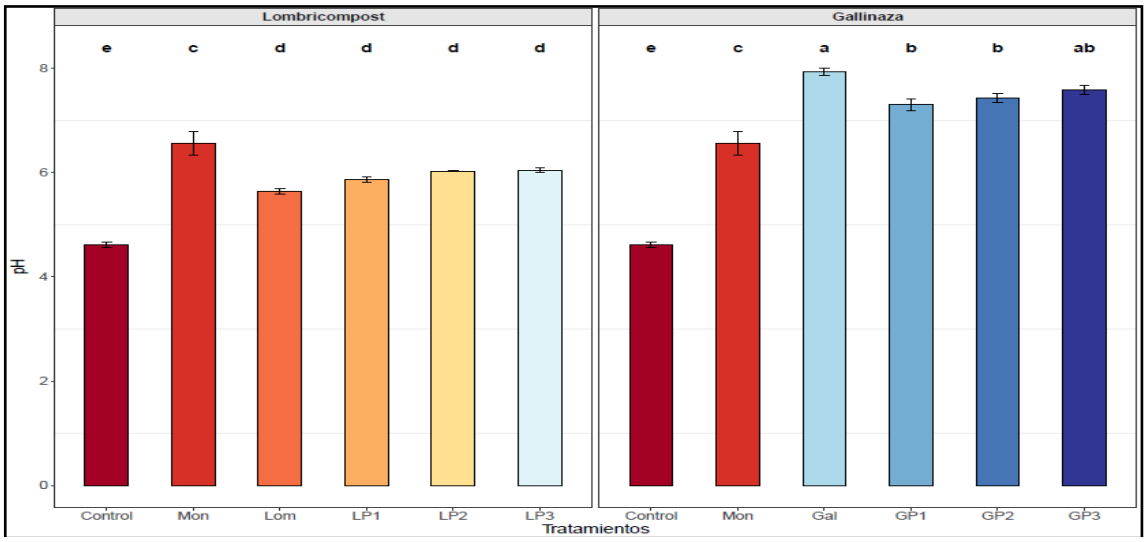
Independiente del tipo de abono, todos los tratamientos aumentaron el pH del suelo respecto al control, tanto en el suelo ácido ($p<0,05$; $e=0,05$) como en el básico ($p<0.05$; $e=0.12$), además, presentaron baja variabilidad en sus datos (Figura 27 y 28).

Se pudo apreciar que la gallinaza tuvo mayor influencia que el lombricompost sobre el pH, de tal manera que en el suelo ácido tuvieron un pH entre neutro y moderadamente ácido, y en el básico, entre ligera y moderadamente básico, y neutro, respectivamente. Incluso el tratamiento Mon mostró un pH superior al control, clasificándose como moderadamente ácido ($p<0,05$; $e=0,22$), y ligeramente básico, en el básico ($p<0.05$; $e=0.02$).

Los tratamientos con EOM del grupo lombricompost tuvieron un pH levemente mayor que el tratamiento Lom; solo en el suelo básico el tratamiento Lom presentó diferencias estadísticas frente a su grupo. También se notó que entre los tratamientos con EOM de este grupo no se encontraron diferencias significativas; sin embargo, en el suelo ácido se evidenció una tendencia creciente en el pH a medida que la proporción de enmienda aumentó. Como contraparte, los tratamientos con EOM del grupo gallinaza, presentaron un pH inferior al tratamiento Gal; también se evidenció una tendencia creciente en el pH, pero a medida que la proporción de enmienda disminuyó. Mientras que en el suelo básico todos los tratamientos con EOM a partir de gallinaza fueron diferentes al tratamiento Ga, en el ácido, solo los tratamientos GP1 y GP2 mostraron diferencias frente al tratamiento Gal ($p<0,05$; $e=0,07$).

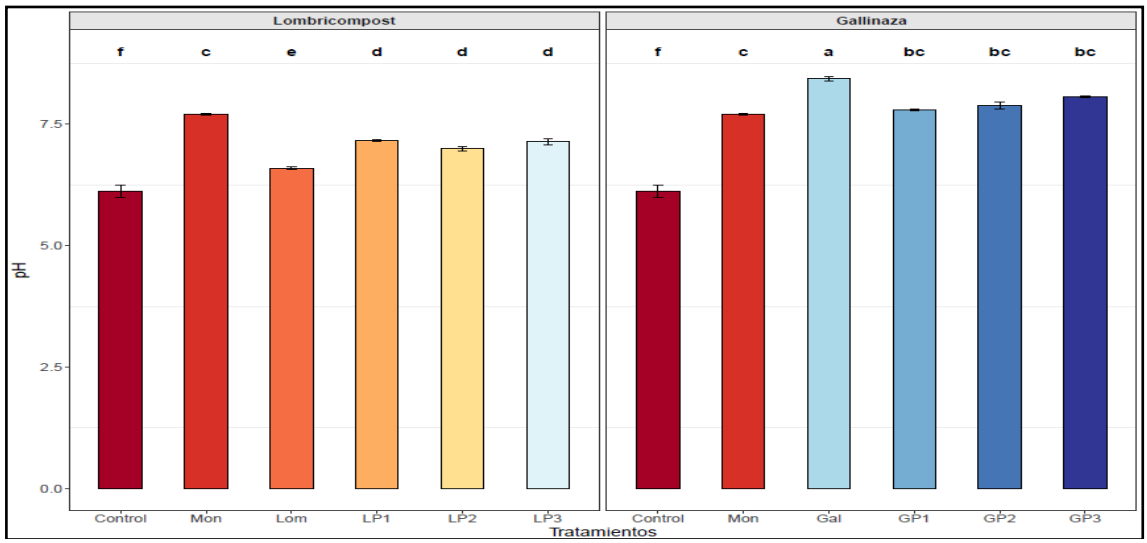
De los tratamientos con enmienda se resaltan los tratamientos LP3 y GP3, del suelo ácido, y LP1 y GP3, del suelo básico debido a que reportaron los pH más altos. Y LP1 y GP1, del suelo ácido, LP2 y GP1 del básico, por los más bajos.

El tratamiento Mon mostró diferencias significativas frente a los tratamientos con lombricompost y gallinaza en el suelo ácido, mientras que en el básico, solamente frente al grupo con lombricompost.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 27. pH en los tratamientos del suelo ácido.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

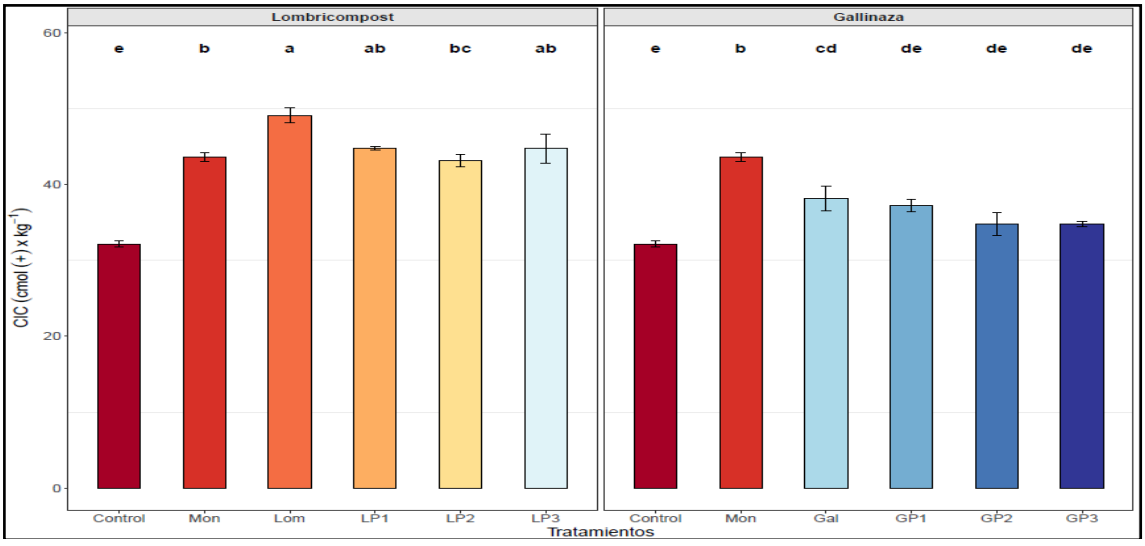
Figura 28. pH en los tratamientos del suelo básico.

- **Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)**

La CIC de los tratamientos del suelo ácido fue inferior a 50 cmol(+)/ kg, mientras que en el básico estuvo por debajo de los 35 cmol(+)/ kg. Todos los tratamientos aumentaron la CIC del suelo, a excepción de los tratamientos GP2 y GP3 del suelo básico; aun así, los tratamientos con enmienda no presentaron diferencias significativas entre ellos. En el suelo ácido los tratamientos con lombricompost, Mon y Gal mostraron diferencias significativas frente al control ($p<0,05$; $e=0,39$), mientras que en el básico, ningún tratamiento lo fue (Figura 29 y 30). Por su parte, los tratamientos con gallinaza tuvieron diferencias significativas respecto al tratamiento Mon ($p<0,05$; $e=0,55$) en el suelo ácido.

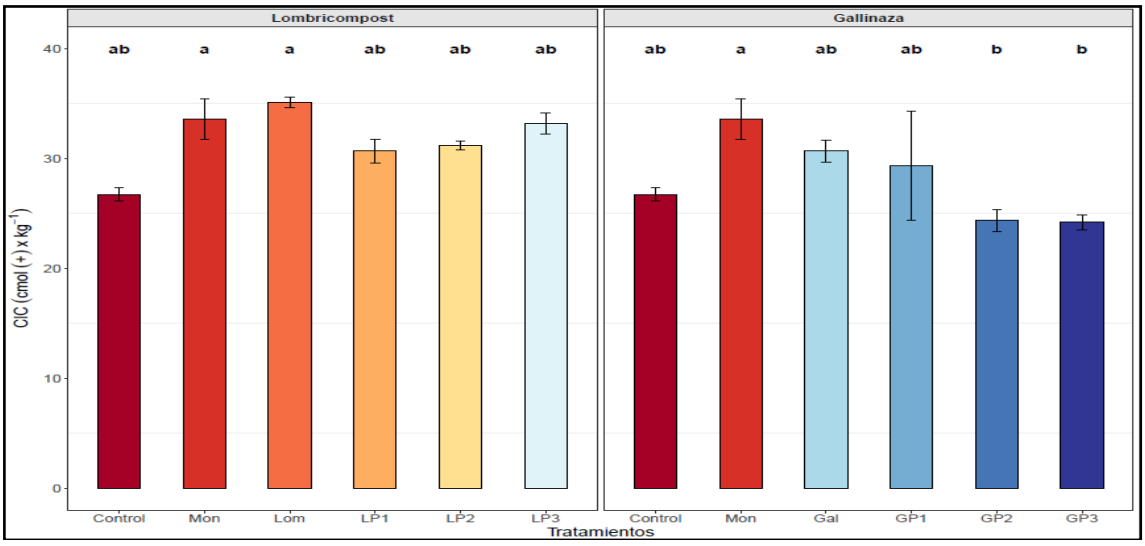
En el suelo ácido, los tratamientos del grupo lombricompost mostraron una leve tendencia creciente en la CIC a medida que la proporción de enmienda aumentó. Por su parte, los tratamientos del grupo gallinaza no mostraron diferencias significativas entre ellos, solo respecto al tratamiento Mon.

Los tratamientos Lom, Gal y Mon tuvieron una mejor respuesta que los tratamientos con EOM, además, fueron similares entre sí a pesar de que sus naturalezas y CIC fueron diferentes; esto fue más evidente en el suelo básico. De los tratamientos con EOM se destacan LP1 y GP1, en el suelo ácido, y LP3 y GP1, por tener los promedios más altos. Los tratamientos LP2 y LP3, y GP2 y GP3, del suelo ácido y básico respectivamente, fueron similares en sus promedios pero difirieron en la variabilidad de sus datos.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 29. Capacidad de Intercambio Catiónico en los tratamientos del suelo ácido.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 30. Capacidad de Intercambio Catiónico en los tratamientos del suelo básico.

- **Conductividad Eléctrica (CE)**

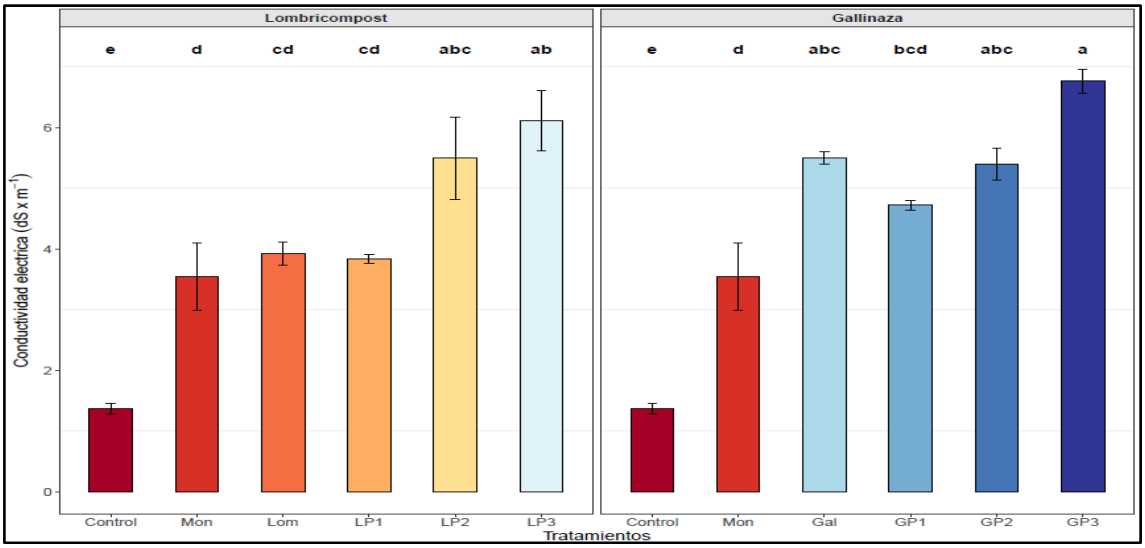
En ambos suelos todos los tratamientos aumentaron la CE respecto a su correspondiente control, aunque en el suelo básico, los tratamientos LP1 y GP3 no mostraron diferencias significativas frente a éste. En el suelo ácido, presentaron promedios entre 3,5 dS/m y 6,7 dS/m, en el básico, entre 1,8 dS/m y 5,5 dS/m. La variabilidad fue mayor en los tratamientos con lombricompost, siendo LP2 y LP3 los más variables en ambos suelos. Los de menor variabilidad fueron los tratamientos GP1 y GP3, en el suelo ácido y básico respectivamente, y GP1, común en ambos suelos (Figura 31 y 32).

Tanto en el suelo ácido como en el básico, se observó una tendencia creciente en la CE de los tratamientos con lombricompost a medida que la proporción de enmienda aumentó. De esta forma, los tratamientos LP3 fueron los de mayor valor, con 6,1 dS/m en suelo ácido, y 2,7 dS/m en el básico. En cuanto a los tratamientos con gallinaza, cuanto menor es la cantidad de mineral mayor es la CE en el suelo ácido; así, el tratamiento GP3 presentó la mayor CE (6,77 dS/m) ($p<0,05$; $e=0,20$) y fue diferente al tratamiento GP1.

Los tratamientos Gal y Lom del suelo ácido presentaron promedios similares y superiores a sus respectivos tratamientos con enmienda, los cuales no superaron los 3.1 dS/m. Únicamente los tratamientos LP1 ($p<0.05$; $e=0.24$) y GP3 ($p<0.05$;

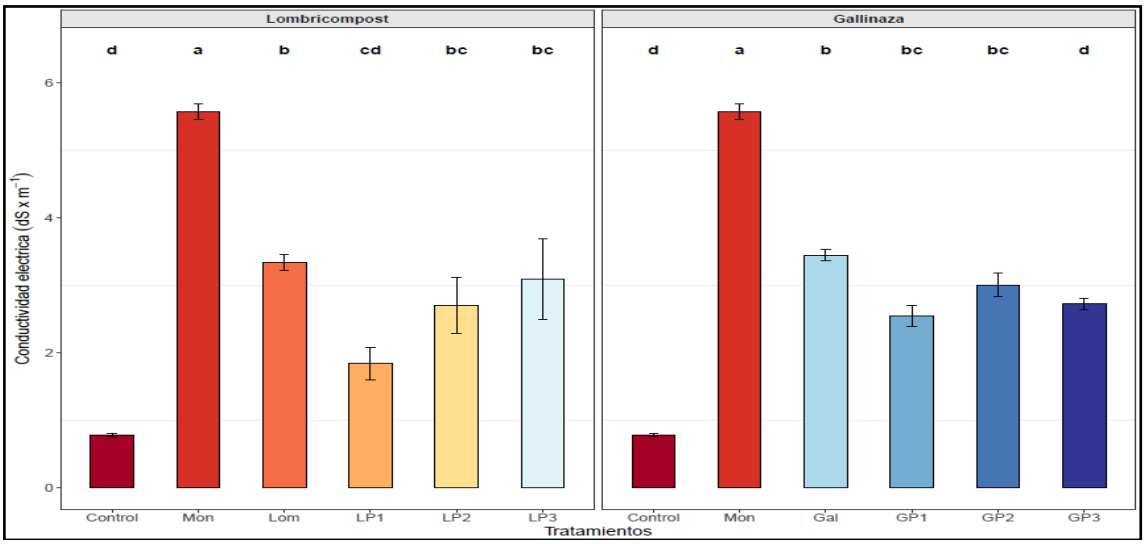
e=0.09) tuvieron diferencias significativas frente a los tratamientos Lom y Gal. En el suelo básico, los tratamientos LP2 y LP3 fueron diferentes al tratamiento Lom (p<0,05; e=0,19); así como el tratamiento LP1 (p<0,05; e=0,07) fue diferente a LP3 siendo el que mayor CE reportó (6,12 dS/m) (p<0,05; e=0,50).

El tratamiento Mon se destacó de los demás tratamientos al obtener la CE más alta (5,6 dS/m) (p<0.05; e=0.12) en el suelo básico; en el ácido, se observó que fue diferente (p<0,05; e=0,55) de los tratamientos con las CE más altas.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 31. Conductividad eléctrica en los tratamientos del suelo ácido.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

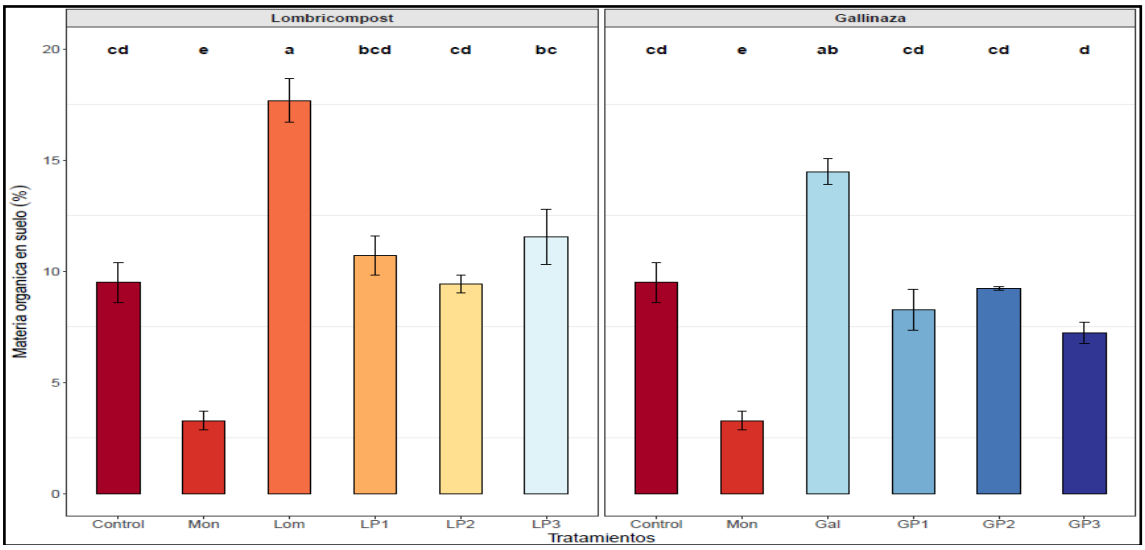
Figura 32. Conductividad eléctrica en los tratamientos del suelo básico.

- **Materia Orgánica (MO)**

Todos los tratamientos aumentaron la MO del suelo, a excepción del tratamiento Mon. Los tratamientos Lom y Gal tuvieron resultados muy superiores al control de cada suelo; aun así, no se obtuvieron diferencias significativas entre los tratamientos Lom y Gal en el suelo ácido. La diferencia ente estos tratamientos, así como la alta variación entre sus datos, fue más evidente en el suelo básico. Cabe resaltar que el tratamiento Mon presentó el menor porcentaje de MO en ambos suelos (Figura 33 y 34).

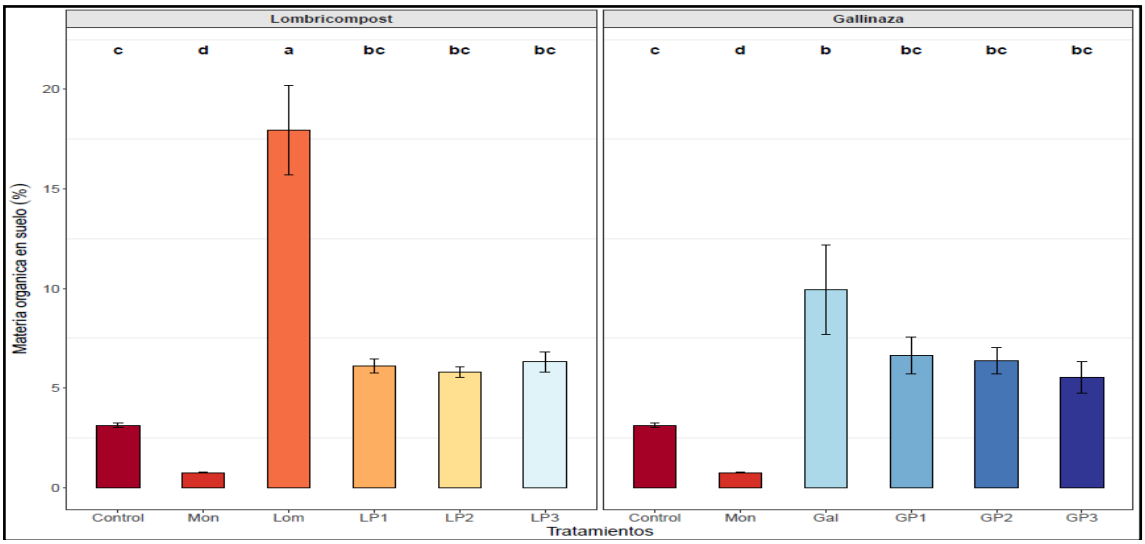
Se encontró que en ambos suelos el tratamiento Lom mostró diferencias significativas frente a sus respectivos tratamientos con enmienda, mientras que en el grupo gallinaza, este comportamiento solo se identificó en el suelo ácido. No hubo diferencias estadísticas entre los tratamientos con enmienda, ni frente a los tratamientos control, no obstante, fueron diferentes del tratamiento Mon en ambos suelos.

Dentro del grupo de lombricompost, los mejores resultados se obtuvieron con los tratamientos LP3 debido a que tuvieron mayor contenido de MO; mientras que en el grupo de la gallinaza, la mejor respuesta la tuvo el tratamiento GP2 en el suelo ácido, y GP1 en el básico.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 33. Materia orgánica en los tratamientos del suelo ácido.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

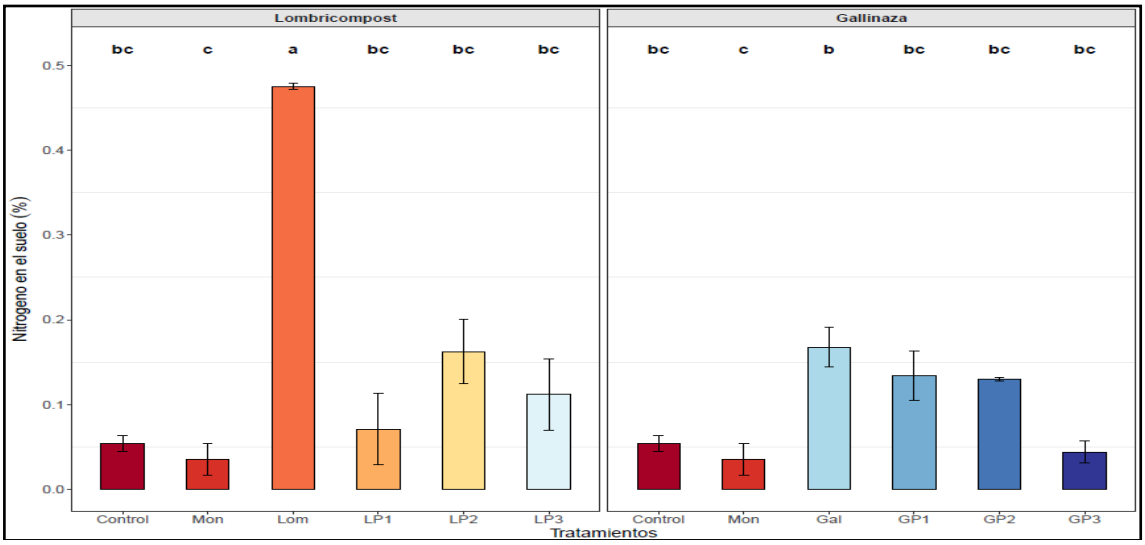
Figura 34. Materia orgánica en los tratamientos del suelo básico.

- **Nitrógeno Total**

En el suelo ácido, el tratamiento que aportó mayor cantidad de N fue Lom, además fue el único que tuvo diferencias significativas frente a los demás tratamientos (p<0,05; e<0,00). En el suelo básico este tratamiento mostró mejores resultados que el tratamiento Gal.

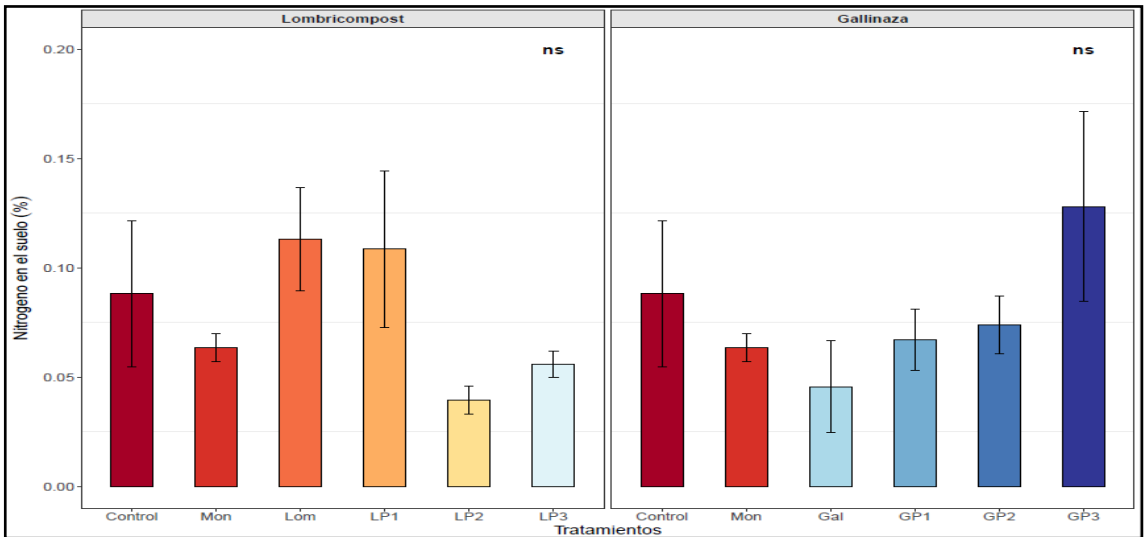
En ambos suelos, los tratamientos con EOM del grupo lombricompost fueron inferiores al tratamiento Lom, mientras que en el grupo con gallinaza, esto solo ocurrió en el suelo ácido. En general, la variabilidad de los tratamientos con enmienda fue alta, razón por la que fue difícil encontrar diferencias entre ellos de acuerdo a su grupo de abono. Sin embargo, del suelo básico se resaltan los tratamientos Lom, LP1 y GP3 por presentar los mayores valores, a pesar de la alta variabilidad de sus datos. Así, se clasificaron como extremadamente rico, medianamente pobre, y pobre, respectivamente (Fernandez 2006).

De los tratamientos con EOM del suelo ácido, LP2 y GP2 fueron los que mayor porcentaje de MO presentaron, clasificándose como rico y medianamente rico, respectivamente, a pesar de la alta variabilidad de sus datos. Por el lado de la gallinaza, los tratamientos con EOM evidenciaron que cuanto mayor es la cantidad de mineral, mayor es el porcentaje de N total en el suelo.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 35. Nitrógeno total en los tratamientos del suelo ácido.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 36. Nitrógeno total en los tratamientos del suelo básico.

6.3.3. Correlaciones de las variables de respuesta del suelo ácido y del suelo básico

Se presentaron 20 correlaciones en el suelo ácido, y 13 en el básico (Anexo X). De éstas se escogieron las de mayor significancia para un análisis más detallado, así del suelo ácido se seleccionaron 10 y, del suelo básico, 3 (Tabla 15).

Tabla 15. Correlaciones destacadas de los suelos ácido y básico para análisis.

VARIABLES		COEFICIENTE DE PEARSON		NIVEL DE SIGNIFICANCIA
		Suelo ácido	Suelo básico	
pH	Volumen total lixiviado	0.81	0.76	<0.001
	Conductividad eléctrica	0.68	NA	
	Eficiencia en retención de humedad	-0.76	-0.64	
Materia orgánica	Humedad a Capacidad de	NA	0.73	

	Campo			
pH	Amonio lixiviado	-0.48	NA	<0.01
Conductividad eléctrica	Amonio lixiviado	-0.54	-0.57	

NA: No Aplica

- **pH – Volumen total de lixiviados**

La relación entre el pH y el volumen total de lixiviados fue fuerte y altamente significativa en ambos suelos; además, permitió identificar que la lixiviación aumentó a medida que aumentó el pH.

La diferencia entre los tratamientos con lombricompost y gallinaza fue notoria debido a que los primeros tuvieron pH más bajos y, por tanto, lixiviaron menos que los segundos; sin embargo, entre los tratamientos con EOM no fue claro el comportamiento.

- **pH – Conductividad eléctrica (CE)**

En el suelo ácido la relación entre el pH y la conductividad eléctrica fue altamente significativa, evidenciando que a medida que aumenta la CE aumenta el pH. La diferencia ente los grupos de abono fue evidencia en cuanto al pH, ya que presentaron CE similares. De igual forma, se diferenciaron del control en ambas variables.

- **pH – Eficiencia en retención de humedad**

Se encontró una relación inversa, altamente significativa, entre el pH y la eficiencia en retención de humedad en ambos suelos; lo cual permitió identificar que la eficiencia en retención de humedad disminuyó a medida que aumentó el pH.

Esta correlación está estrechamente asociada a la encontrada entre el pH y el volumen lixiviado, ya que, al presentar mayor pH, los tratamientos con gallinaza reportaron menores eficiencias en retención de humedad que los tratamientos con lombricompost. Aunque los tratamientos con EOM no se diferenciaron entre ellos, lo hicieron respecto de los tratamientos Lom y Gal.

En el suelo ácido los tratamientos con lombricompost presentaron un pH similar pero diferente eficiencia en retención de humedad, mientras que en el suelo básico presentan eficiencias en retención de humedad similares a pH diferentes. Dicha eficiencia en el suelo ácido varía entre 90,0 % y 100,0 %, siendo el tratamiento LP3 el que menor dispersión presentó en sus repeticiones y el de mayor eficiencia.

En ambos suelos el tratamiento GP3 se destacó debido a que dentro de su grupo de abono fue el que mayor eficiencia evidenció, aunque su pH fue alto.

- **Materia Orgánica (MO) – Humedad a Capacidad de Campo (Hcc)**

En el suelo básico, la relación entre la materia orgánica y la humedad a capacidad de campo fue altamente significativa, mostrando ser directamente proporcionales.

No fue clara la diferencia entre los tratamientos a excepción del tratamiento Lom, que presentó un porcentaje de MO mayor y, por ende, mayor Hcc.

- **pH – Amonio lixiviado**

En el suelo ácido se identificó una relación moderadamente significativa e inversa entre el pH y la concentración de amonio lixiviada, así, la lixiviación de amonio disminuyó a medida que aumentó el pH.

Los tratamientos con lombricompost y gallinaza difirieron únicamente en cuanto al pH. Por otro lado, los tratamientos Lom y Gal se diferenciaron de sus respectivos tratamientos con EOM; de esta forma, aunque el tratamiento Lom tuvo un pH similar a los demás tratamientos de su grupo, lixivió una concentración mayor de amonio. En cuanto al tratamiento Gal, lixivió una concentración de amonio mayor que los demás tratamientos de su grupo evidenciando un pH mayor.

- **Conductividad eléctrica (CE) – Amonio lixiviado**

La relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de amonio lixiviada fue significativa en ambos; permitió identificar que la concentración de amonio lixiviado aumentó a medida que la conductividad eléctrica disminuyó.

Los tratamientos control, Mon y GP3 del suelo básico presentaron alta lixiviación de amonio pero tuvieron un baja CE; esto sugiere que una de las sales principales que favoreció la CE fueron las de
amonio. Los tratamientos con EOM de ambos suelos mostraron alta dispersión en ambas variables, por tanto no fue posible esclarecer la diferencia entre ellos o resaltar tratamientos.

7. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

7.1. Capacidad de retención de humedad y lixiviación de nitrógeno

Como se reportó, el tratamiento control lixivió menor volumen a pesar de que se le aplicó una lámina de agua igual a la de los demás tratamientos, lo cual posiblemente se deba a la alta porosidad que presentó y, por consiguiente, a su drenaje. Teniendo en cuenta que la temperatura fue un factor que no se controló, la poca lixiviación presentada por el control también se le podría atribuir a la evaporación. De acuerdo a Gliessman (2002), la evaporación es afectada directamente por la frecuencia y el tipo de riego, así, cuando el riego es superficial y frecuente como en este caso, la evaporación es mayor debido a que las altas temperaturas crean una deficiencia de humedad en la superficie del suelo, haciendo que el agua que se encuentra a mayor profundidad ascienda por capilaridad disminuyendo la lixiviación. Sin embargo, observando que las pérdidas por evaporación en el control fueron del 2,2 %, se considera que su textura franco arcillosa arenosa, su estructura granular y su alto contenido de materia orgánica fueron los factores que permitieron retener gran cantidad de agua (Márgez et al., 2013; Jiménez et al., 2010; Gliessman, 2002)

La humedad a capacidad de campo no varió considerablemente frente a los tratamientos control de ambos suelos, a excepción del tratamiento Lom que se destacó con un aumento del 23,0 % en el suelo ácido, y con 94,8 % en el suelo básico. La enmienda órgano-mineral no influyó sobre la humedad a capacidad de campo, aunque los tratamientos con lombricompost fueron levemente superiores a los tratamientos con gallinaza. Adicionalmente, al comparar los volúmenes de agua lixiviados, se observó que los tratamientos con lombricompost tuvieron menores pérdidas de agua que los tratamientos con gallinaza, aunque no hubo mayor diferencia entre el tratamiento Lom y sus respectivos tratamientos con EOM; no así entre el tratamiento Gal y los tratamientos de su grupo.

A pesar de que ambos abonos orgánicos tuvieron un porcentaje de materia orgánica alto, es posible que el lombricompost, al tener características de un material estable a diferencia de la gallinaza, haya tenido un mayor porcentaje de materia orgánica humificada debido a la degradación ejercida por las lombrices (Adhikary, 2012). De esta forma, el lombricompost aumentó la capacidad de retención de agua gracias a los grupos carboxílicos (COOH) presentes en las sustancias húmicas y a las propiedades coloidales que posee para aumentar la porosidad del suelo (Contreras et al., 2014; Díaz, 2002; Adhikary, 2012). No obstante, en el suelo básico se ha encontrado que aunque el lombricompost aumentó la porosidad del suelo, no aumentó la humedad a capacidad de campo (Aguilar-Benítez et al., 2012).

Por otro lado, López et al. (2001) y Ávila et al. (2010) encontraron que materiales similares al lombricompost, como el compost y la lombrinaza (material sin

compostar) tienen mayor influencia sobre la capacidad de retención del suelo que la gallinaza. Sin embargo, al combinarla con materiales porosos como el biocarbon puede aumentar dicha capacidad en un 50,0 % en un inceptisol (Aker Narváez, 2014).

En el suelo básico esto se reflejó en la relación significativa encontrada entre la materia orgánica y la humedad a capacidad de campo (Hcc), en la que el tratamiento Lom presentó los mayores valores en ambas propiedades. A excepción de los tratamientos LP1 (1.2:1) y LP3 (1.22:1), los tratamientos presentaron Hcc similares pero porcentajes de materia orgánica diferentes. Sin embargo, en la humedad a capacidad de campo, el mejor tratamiento fue Lom.

En cuanto a la gallinaza se ha encontrado que puede aumentar en un 40,0 % la humedad del suelo (Adeleye et al., 2010); contrario a esto, los tratamientos con gallinaza de ambos suelos presentaron los menores porcentajes de humedad a capacidad de campo.

También es importante mencionar que la humedad se mantuvo en la totalidad de la columnas durante varias semanas después de finalizar el experimento, lo cual pudo deberse a la translocación de arcillas y materia orgánica desde la parte superior hacia la inferior (Ismail & Ozawa, 2007), que en el caso del suelo básico se hizo evidente al desmontar las columnas, puesto que se encontró un horizonte compactado con características similares a las presentadas en un horizonte argílico. Cabe resaltar que la humedad gravimétrica promedio de los tratamientos con enmienda de ambos suelos durante el experimento fue mayor en el grupo lombricompost que en gallinaza. Así, los tratamientos LP1 (53,0 %) y GP1 (42,0 %) obtuvieron los valores más altos, y los tratamientos LP3 (52,0 %) y GP3 (40,0 %) los más bajos en el suelo ácido. Mientras que en el suelo básico los tratamientos LP3 (78,0 %) y GP3 (57,0 %) fueron mayores, y los tratamientos LP1 (68,0 %) y GP1 (54,0 %), menores. Los tratamientos Lom y Gal presentaron humedades del 88,0 % y 47,0 %, y del 121,0 % y 80,0 %, respectivamente, en el suelo ácido y en el básico.

En el suelo básico también se encontró que los tratamientos con gallinaza y mineral presentaron un color verde azulado característico de la reducción de hierro al someterse a láminas de riego altas. Esto ocurre generalmente cuando el suelo se somete a periodos de saturación y desecación de agua (Porta et al., 2014), situación que se presentó durante el periodo experimental, debido a que no hubo una frecuencia de riego concreta sino que estuvo en función de la humedad del suelo y la lámina a aplicar diaria.

Los tratamientos con EOM tuvieron menor lixiviación que los tratamientos que solo contenían abonos orgánicos. Los tratamientos Lom, Gal y Mon del suelo ácido lixiviaron el 6,0 %, 31,5 % y 1,4 % del agua aplicada respectivamente, mientras que del básico, lixiviaron el 5,0 %, 39,0 % y 0,1 %. De igual forma, en ambos

suelos fue notable la diferencia entre los tratamientos con enmienda que tuvieron lombricompost y los que tuvieron gallinaza; en el suelo ácido los primeros perdieron entre 1,0 % y 4,4 % del agua aplicada, mientras que los segundos, entre 16,0 % y 22,0 %. En el suelo básico, estos rangos estuvieron entre 2,0 % y 5,0 % en los tratamientos con lombricompost, y entre 19,0 % - 22,0 %, en los tratamientos con gallinaza. Esto permitió observar la influencia de la enmienda sobre la lixiviación. De los tratamientos con enmienda, únicamente el tratamiento LP3 (1.22:1) (2,2 %) lixivió menos que el control (3,8 %) en el suelo básico; en el ácido, los tratamientos LP2 (1,24 %) y LP3 (2,4 %) lixiviaron menos que el control (2,6 %).

Los resultados anteriores se pueden atribuir a la capacidad del mineral para aumentar la micro porosidad del suelo y a sus características expansivas, las cuales pueden mejorar las propiedades hidrodinámicas del suelo en general (Ajayi & Horn, 2016; Meisl et al., 2013). Adicionalmente, en suelo ácido se ha encontrado que los filosilicatos como la caolinita (mineral tipo 1:1) pueden disminuir la lixiviación gracias a su capacidad para retener agua (Dempster et al., 2012). Así, los tratamientos con EOM del suelo ácido con la menor lixiviación fueron LP2 (1.2:1) (1,2 %) y GP3 (1:1.1) (16,4 %).

Shakoor et al. (2012) recomiendan no aplicar bentonita en una cantidad superior al 2,0 %, debido a que puede presentarse sellamiento del suelo generando encharcamiento. Al respecto se puede decir que, aunque en ambos suelos se agregó más de tal porcentaje, únicamente el tratamiento Mon presentó encharcamiento en algunas ocasiones, en los demás no se evidenció tal situación, probablemente por la mezcla con el abono orgánico y las recurrentes mezclas manuales que se realizaron. El tratamiento Mon presentó agregados de suelo más grandes, los cuales estuvieron constantemente húmedos, y se pueden clasificar como bloques sub angulares de acuerdo a Jiménez et al. (2010).

Cabe resaltar que la estructura de la enmienda órgano-mineral fue diferente entre los abonos. Al mezclar la enmienda elaborada a partir de gallinaza con el suelo se formaron agregados pequeños y medianos en el suelo ácido, y grandes además en el básico de acuerdo a la proporción de enmienda, es decir, el tamaño de los agregados aumentó a medida que lo hizo la enmienda. En la mezcla con lombricompost se obtuvo una estructura migajosa. Esta situación fue evidente cada vez que se regaba. Seguramente este comportamiento, sumado a que únicamente el suelo superficial (10 cm) de la columna se removió regularmente, contribuyó a la formación de flujos preferenciales en los tratamientos con gallinaza y mineral, lo cual produjo un mayor volumen de lixiviado. La textura del suelo básico y las características expansivas del mineral contribuyeron a la formación de grietas, que influyeron igualmente en la creación de flujos preferenciales (Daza et al., 2015). No obstante, los tratamientos con EOM de este grupo lixiviaron aproximadamente 700 ml menos que el tratamiento Gal en el suelo básico, y 520 ml en el ácido.

La densidad aparente (Da) es otro factor al cual se le atribuye la retención de humedad, puesto que se relacionan de manera inversa (Daza et al., 2014; Hossne & Américo, 2008). Así, los tratamientos con lombricompost en ambos suelos presentaron las densidades más bajas, lo cual concuerda con los valores encontrados de humedad y lixiviación, sumado a lo mencionado sobre la textura de los materiales y la estructura formada al mezclarlos (Tabla 16).

Tabla 16. Densidad aparente de los tratamientos del suelo ácido y básico.

	TRATAMIENTOS									
	1 (Control)	**2** (Lom)	**3** (Gal)	**4** (Mon)	**5** (LP1)	**6** (LP2)	**7** (LP3)	**8** (GP1)	**9** (GP2)	**10** (GP3)
Suelo ácido										
Densidad aparente suelo inicial (g/cm^3)	0,88									
Densidad aparente (g/cm^3)	0,89	0,70	0,94	0,93	0,87	0,93	0,90	0,98	1,01	0,97
Suelo básico										
Densidad aparente suelo inicial (g/cm^3)	1,38									
Densidad aparente (g/cm^3)	1,30	0,86	1,37	1,41	1,31	1,25	1,26	1,37	1,30	1,36

Según Zamboni et al. (2006), la cantidad de grupos ionizables de los ácidos húmicos y fúlvicos, responsables de la retención de agua en el suelo, es pequeña a pH superiores a 7, mientras que el rango óptimo para la disociación de tales grupos es entre 6,4 y 6,7. Esto podría respaldar la relación significativa entre el pH y la lixiviación en el suelo ácido, pues a mayor pH se lixivió un mayor volumen de agua. El tratamiento Gal, al tener un pH de 7,92, tuvo mayores pérdidas de agua que los tratamientos con EOM de su mismo grupo, ya que estos presentaron un pH promedio de 7,41. Del grupo con lombricompost, los tratamientos con EOM presentaron un pH promedio de 5,97, que al aproximarse al rango óptimo de disociación mencionado, ocasionó que estos tratamientos lixiviaran menor volumen de agua que el tratamiento Lom que presentó un pH de 5,63. De igual forma, la relación entre el pH y la eficiencia en retención de humedad, la CIC y el volumen lixiviado, y la CIC y la eficiencia de retención de humedad confirman la diferencia entre ambos grupos de abono en cuanto a volumen lixiviado.

En el suelo básico, el pH y la eficiencia en retención de humedad mostraron una relación significativa; indicando que a medida que el pH aumenta, la eficiencia disminuye. Lo cual también se apoya en la disociación de los grupos carboxílicos mencionada. De esta forma los tratamientos con gallinaza, al tener un pH superior a 7,5, tuvieron humedades entre 60,0 % y 80,0 %, mientras que los tratamientos con lombricompost tuvieron eficiencias similares al control (94,0 % - 97,0 %) pero un pH menor (6,5 – 7,1). Esto podría explicar que el tratamiento Lom presentara una humedad, y por tanto eficiencia en retención alta, teniendo un pH de 6,5, así como los tratamientos de su grupo aunque en menor proporción; a diferencia de los tratamientos con gallinaza que superaron el rango mencionado de pH, sumado a la posibilidad de que su porcentaje de sustancias húmicas no fuera significativo.

La adición de EOM aumentó la CIC del suelo ácido disminuyendo la lixiviación de agua, ya que ésta depende de los coloides orgánicos e inorgánicos del suelo, ya sea de manera individual o en formación de complejos. De esta manera los tratamientos con EOM del grupo lombricompost, que posiblemente formaron complejos órgano-minerales, presentaron mayor eficiencia en retención de humedad a pesar de tener una CIC inferior al tratamiento Lom. Por otro lado, aunque la relación entre la CIC y la eficiencia en retención de humedad en el suelo básico no fue significativa, se encontró, que a pesar que los tratamientos con lombricompost reportaron mayor CIC que el control, sus porcentajes de eficiencia fueron similares. Igualmente ocurrió en la relación entre la materia orgánica y la eficiencia en retención de humedad, a pesar que los tratamientos con lombricompost duplicaron la materia orgánica respecto al control, sus eficiencias fueron similares. Sin embargo, el tratamiento Mon fue más eficiente que el control reteniendo humedad con un porcentaje de materia orgánica menor y una CIC mayor, lo cual sugiere que el mineral influyó de manera significativa en la retención de humedad y por ende en la lixiviación.

La eficiencia de retención reflejó la retención de humedad acorde al volumen lixiviado; por tanto, los tratamientos con lombricompost fueron diferentes a los tratamientos con gallinaza en ambos suelos, siendo los primeros más eficientes con un porcentaje del 97,2 % en el suelo ácido, y con 96,0 % en el básico. Del suelo ácido, los tratamientos LP2 (1.2:1) y GP3 (1:1.1) tuvieron los mayores porcentajes en retención de humedad con el 98,0 % y 82,0 %. El tratamiento LP2 incluso superó al tratamiento Mon. Mientras que en el básico, solamente los tratamientos LP3 (1.22:1) y Mon superaron al control con un 97,7 % 99, 8 % de eficiencia. El mejor tratamiento del grupo gallinaza del suelo básico fue GP3 (1:1) con un 80,3 %.

En resumen, la formación de complejos órgano minerales debido al tipo y la estructura de abono orgánico, el pH, y el mineral influyen de manera positiva y significativa en la reducción de la lixiviación, en la humedad a capacidad de campo y por tanto, en la eficiencia en retención de humedad.

La lixiviación de N amoniacal fue mayor en los tratamientos con lombricompost en ambos suelos. En el suelo básico la lixiviación de N amoniacal de los tratamientos con enmienda del grupo lombricompost fue el doble (8,6 %) de los tratamientos con enmienda del grupo gallinaza (4,2 %); en el ácido las pérdidas de N fueron similares, 6,0 % y 5,2 % del N aplicado en los tratamientos con EOM a partir de lombricompost y gallinaza respectivamente (Tabla 17).

En el suelo básico es interesante notar que los tratamientos Lom y Gal lixiviaron menos N amoniacal que el control y sus respectivos tratamientos con enmienda, contrario a Gholamhoseini et al. (2013), quienes encontraron que la mezcla de zeolita y abono orgánico lixivia menores concentraciones de amonio que el abono orgánico solo aplicado al suelo, además presenta mejores resultados a medida que aumenta la proporción de mezcla.

Los tratamientos LP2 (1.2:1) y GP3 (1:1) del suelo ácido y básico respectivamente redujeron la lixiviación de N amoniacal en un 68,0 % y 60,0 % frente a su control correspondiente, además lixiviaron el 3,0 % y 2,2 % del N aplicado. En el suelo ácido se resalta como valor atípico el tratamiento Lom, aunque hubo una gran variación entre los tratamientos con enmienda del grupo lombricompost. De acuerdo a Sitthaphanit et al. (2010), la adición de bentonita puede reducir la lixiviación de N en un 50,0 % en un suelo básico.

Respecto a las cantidades lixiviadas de amonio y nitratos, en los tratamientos con EOM del grupo lombricompost del suelo ácido fueron equivalentes al 2,0 % y 4,0 % del N total aplicado y, 1,4 % y 3,7 % en los tratamientos con EOM del grupo gallinaza. En el básico, estás pérdidas fueron equivalentes al 3,4 % del N total aplicado en los tratamientos con EOM del grupo lombricompost y 2,4 % en los tratamientos con EOM del grupo gallinaza. Asimismo, las pérdidas de nitrato fueron mayores en el grupo lombricompost (4,3 %) que en el grupo gallinaza (1,7 %).

Tabla 17. Nitrógeno amoniacal total lixiviado de los tratamientos del suelo ácido y básico.

	TRATAMIENTOS									
	1 (Control)	**2** (Lom)	**3** (Gal)	**4** (Mon)	**5** (LP1)	**6** (LP2)	**7** (LP3)	**8** (GP1)	**9** (GP2)	**10** (GP3)
Nitrógeno aplicado (kg/ha)	150									
Suelo ácido										
Nitrógeno amoniacal lixiviado	15,6	33,6	11,3	0,0	14,3	5,0	7,6	7,7	8,3	7,5

(kg/ha)										
N- NH_4^+ lixiviado (kg/ha)	8,8	14,1	4,6	0,0	6,3	0,3	2,0	3,3	2,8	0,6
N- NO_3^- lixiviado (kg/ha)	6,8	19,5	6,6	0,0	8,0	4,6	5,6	4,3	5,5	6,9
Suelo básico										
Nitrógeno amoniacal lixiviado (kg/ha)	8,9	7,0	5,9	0,0	13,3	16,4	9,3	8,6	6,8	3,5
N- NH_4^+ lixiviado (kg/ha)	4,9	5,1	4,2	0,0	6,4	6,7	2,2	5,5	3,3	2,1
N- NO_3^- lixiviado (kg/ha)	4,0	1,9	1,7	0,0	6,9	9,7	7,1	3,1	3,5	1,4

En ambos suelos el grupo con gallinaza evidenció que a mayor cantidad de mineral, hubo menor lixiviación de amonio. No obstante, la diferencia entre los tratamientos con gallinaza y con lombricompost puede deberse también al pH, puesto que el rango en el que la absorción de amonio y nitrificación ocurre rápidamente está entre 6,9 y 7,5, aunque puede ocurrir entre 5,5 y 8,0. Por otro lado, a pH superiores a 7,5 la tasa de conversión de amonio a nitrito es alta (Navarro García & Navarro García, 2013). Lo anterior, en el suelo ácido, probablemente facilitó la lixiviación de amonio en los tratamientos con lombricompost debido a que tuvieron un pH inferior a los rangos mencionados. Además, los tratamientos con gallinaza presentaron pH superiores a 7,5, por tanto, la baja cantidad de amonio en el lixiviado podría deberse a rápida transformación y no solamente a la adsorción por parte del mineral.

En el suelo básico, el pH, junto con el exceso de humedad y la temperatura pudo haber influido negativamente en el proceso de nitrificación en los tratamientos Control, Lom, Gal, GP1 y GP3, haciendo que el amonio lixiviado fuera mayor que el nitrato lixiviado (Zarabi & Jalali, 2012; Arias et al., 2010). Estos tratamientos presentaron pH inferiores y superiores al rango óptimo para la absorción de amonio y nitrificación, además de humedades promedio altas respecto a la humedad a capacidad de campo del suelo (Hcc), indicando su saturación y posible afectación a las bacterias aerobias propias del proceso. Sin embargo, es de anotar que aunque los tratamientos con enmienda del grupo lombricompost presentaron humedades igualmente altas respecto a la Hcc del suelo, el pH se mantuvo en el

rango descrito permitiendo posiblemente mejores condiciones para la nitrificación, conllevando a que lixiviaran menos amonio que nitrato.

De acuerdo con Arias et al. (2010) y Li et al. (2012) los minerales de arcillas tipo 2:1 como la montmorillonita, poseen una gran retención de amonio debido a su CIC y a su espacio interlaminar. Así, los tratamientos LP2 y GP3 del suelo ácido disminuyeron la lixiviación de amonio en un 97,0 % y 93,0 frente al control, y en un 97,0 % y 87,0 % frente a los tratamientos Lom y Gal respectivamente; mientras que en el suelo básico los tratamientos LP3 y GP3 lo hicieron en 67,0 % y 68,0 % frente al control, y en 55,0 % y 53,0 % frente a los tratamientos Lom y Gal respectivamente. Probablemente se deba a la influencia de la montmorillonita y a la proporción aplicada (Qiu et al., 2012). Sitthaphanit et al. (2010) encontraron que la bentonita puede reducir entre un 44,0 % y 49,0 % la lixiviación de amonio en suelo arenoso dentro de lisímetros experimentales. No obstante, Carriazo et al. (2007) indicó que la bentonita colombiana tiene área y volumen microporoso muy bajo, característico de materiales colapsados y sin acceso al espacio interlaminar.
A pesar de que a relación entre la MO y el amonio lixiviado fue poco significativa en el suelo ácido, se encontró que los tratamientos GP2 (1:1.3) y LP2 (1.2:1) presentaron porcentajes de MO similares a la del control pero lixiviaron menores concentraciones de amonio.

En el suelo básico, se encontró una relación modernamente significativa entre el amonio lixiviado y la conductividad eléctrica. Contrario a Megda et al. (2014) y Zarabi & Jalali (2012) se encontró que la lixiviación de amonio disminuyó a medida que la conductividad eléctrica aumentó, indicando que la nitrificación no fue afectada por la cantidad de sales. De esta forma los tratamientos Mon y GP3 se diferenciaron del control al presentar mayor CE, moderada y ligeramente salinos respectivamente, y menor pérdida de amonio. En este caso, aunque se redujo la pérdida de amonio, se podría afectar la calidad del cultivo en caso de haberlo, por lo que se deberían considerar tratamientos como LP1 (1.2:1), que fue no salino y lixivió una concentración similar al control.

Los tratamientos con EOM del suelo ácido no mostraron diferencias estadísticas entre ellos debido a que los resultados en promedio del grupo lombricompost (6,0 kg/ha en promedio) fueron similares a los del grupo gallinaza (5,5 kg/ha); contrario a esto, en el suelo básico, los tratamientos con EOM del grupo lombricompost tuvieron mayores pérdidas frente al grupo gallinaza, aproximadamente 7,9 kg/ha y 2,6 kg/ha respectivamente, aunque tampoco se distinguieron diferencias estadísticas debido a la variabilidad de los resultados. Sin embargo, del suelo básico se resaltan los tratamientos GP3, Gal y Lom por presentar los valores y variabilidades más bajos, con una lixiviación de 1,4 kg/ha, 1,7 kg/ha y 1,9 kg/ha respectivamente; y del ácido, los tratamientos LP2, LP3, GP1, GP2 y Mon, fueron significativamente diferentes frente al tratamiento Lom, el cual lixivió 19,5 kg/ha, mientras que los tratamientos con EOM lixiviaron una cantidad inferior a 8 kg/ha. De acuerdo a los resultados, la enmienda influyó positivamente sobre la lixiviación

de nitrato en el suelo ácido con los tratamientos LP2 y GP1 que lixiviaron las menores cantidades de nitrato, 4,6 kg/ha y 4,3 kg/ha respectivamente. Mientras que en el suelo básico, en los tratamientos con lombricompost, la enmienda propició la lixiviación de nitrato, puesto que los valores de los tratamientos con la mezcla fueron superiores a los tratamientos Lom y Gal, incluso lo tratamientos con lombricompost superaron al control (3,5 kg/ha).

Teniendo en cuenta el volumen lixiviado por cada grupo de abono, se encontró que aunque los tratamientos con gallinaza lixiviaron mayor cantidad de agua, presentaron menores pérdidas de nitrato. Forge et al. (2016) concluyeron que el compost representa un mayor riesgo para la contaminación de aguas por lixiviación de nitratos que la gallinaza, mientras que Trinidad-Santos & Velasco-Velasco (2016) opinan lo contrario. De hecho, se han determinado perdidas entre 1000 mg/l y 5000 mg/l en suelos con enmiendas de lombricompost (Broz et al., 2016a). En el suelo ácido, el lombricompost (46, mg/l - 159,7 mg/l) superó significativamente los valores obtenidos en los tratamientos con gallinaza (9,1 mg/l y 17,7 mg/l); mientras que en el suelo básico, estas pérdidas fueron entre 2,0 mg/l y 6,3 mg/l en gallinaza, y entre 19,3 mg/l y 84,0 mg/l de nitrato en lombricompost, muy por encima de los resultados de Jouquet & Doan (2014). La aplicación de gallinaza y lombricompost en un suelo franco arcilloso, similar al estudiado puede generar una lixiviación de nitrato entre 0,2 mg/l y 8,0 mg/l, y 11mg/l y 50 mg/l (Zarabi & Jalali, 2012) y entre 0,6 mg/l y 4,9 mg/l respectivamente (Daza et al., 2015).

La baja lixiviación de nitrato de los tratamientos con EOM posiblemente se deba a la retención de amonio ejercida por el mineral de arcilla en el suelo ácido, y a la perdida de nitrato por volatilización en el suelo básico. De acuerdo con Sitthaphanit et al. (2010), los bajos contenidos de nitrato en los lixiviados no se deben a la influencia de la bentonita sobre el ión, sino a la retención de amonio realizada por el mineral, que además, favorece su liberación lenta. No obstante, la baja cantidad de amonio y nitrato en los lixiviados de los tratamientos con gallinaza de ambos suelos también puede deberse al pH; ya que a pH cercanos y superiores a 7,5 como en los mencionados tratamientos, además de que la tasa de conversión de amonio a nitrito es mayor, la tasa de transformación de nitrito a nitrato se reduce, por lo que el nitrito se acumula y el nitrato disminuye (Kass, 1998). Además, el cambio de pH producido por la hidrolisis de la urea sumado a la temperatura de lugar de experimentación pueden haber influido en la perdida de N por volatilización (Gonzales et al., 2015; Barrios et al., 2012), así como la cantidad de materia orgánica (Marcano, 2010) .

Las concentraciones de amonio en ambos suelos no fueron detectables por el equipo, salvo por el tratamiento Lom del suelo básico; la cantidad de nitrato retenida fue muy baja comparado con lo aplicado, en los tratamientos con lombricompost entre 14 kg/ha y 27 kg/ha en el suelo ácido, y entre 0,8 kg/ha y 1,3

kg/ha en el suelo básico; y en los tratamientos con gallinaza entre 5 kg/ha y 29 kg/ha en el suelo ácido, y entre 1,30 kg/ha y 1,37 kg/ha en el suelo básico.

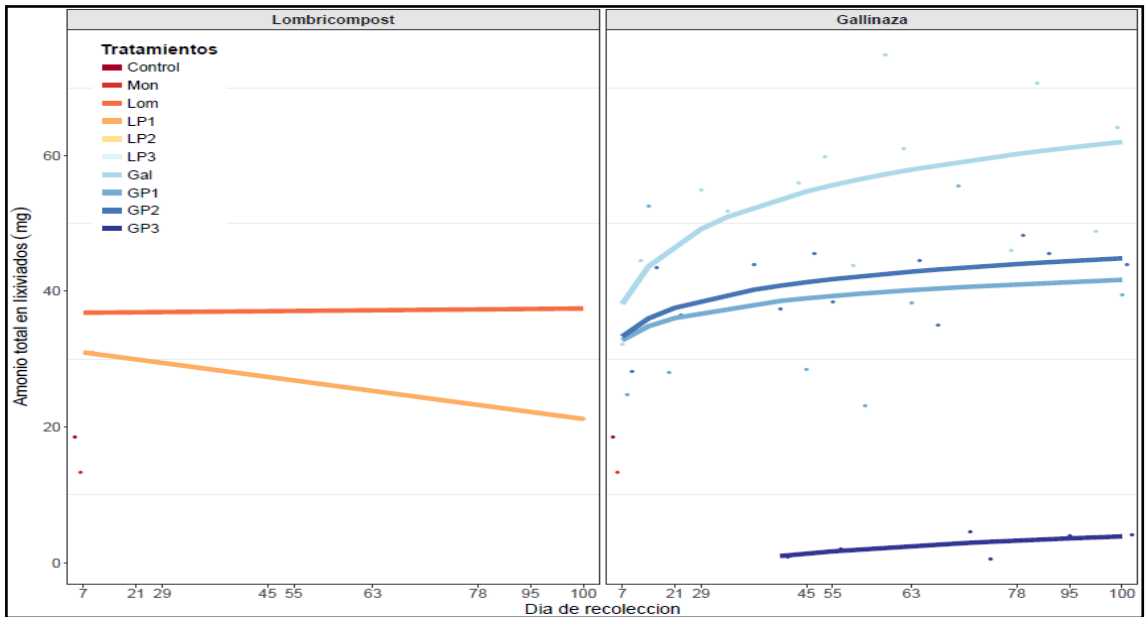
Por otro lado, no se descarta que la diferencia entre el tratamiento Lom y los tratamientos con EOM del suelo ácido corresponda a la baja retención de aniones del lombricompost (Broz et al., 2016b); y al riego, puesto que éste puede promover la nitrificación, debido a que estimular la mineralización de la materia orgánica llevando a la perdida de nitrato (Marcano, 2010).

A pesar de que la relación entre la conductividad eléctrica y el nitrato en el suelo básico fue poco significativa, se observó que a medida que la conductividad eléctrica aumentó, la concentración de nitrato en los lixiviados disminuyó, así como ocurrió con la concentración de amonio en lixiviados. De esta forma, los tratamientos Mon, Lom, GP3 y Gal tuvieron una CE mayor, y menores pérdidas de nitrato, que el control. A excepción del tratamiento Mon, los tratamientos fueron ligeramente salinos, por lo que podría afectar la calidad del cultivo en el caso de haberlo. El único tratamiento no salino fue LP1, y lixivió una concentración similar de nitrato al control.

En ambos suelos la lixiviación de amonio y nitrato en el grupo gallinaza tuvo un comportamiento logarítmico similar a lo reportado por Dempster et al. (2012) y Marcano (2010) (Figuras 37 y 38), aunque al compararlo con los reportados por los tratamientos con lombricompost son diferentes.

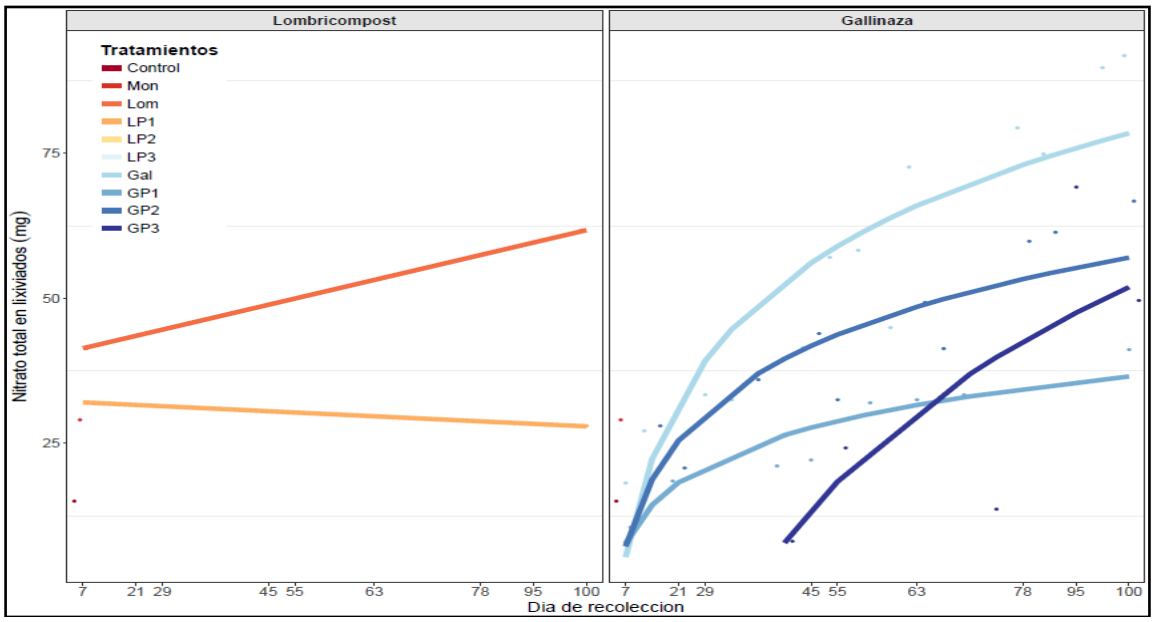
Los tratamientos control, Mon y mineral - lombricompost del suelo ácido lixiviaron las mayores cantidades de amonio y nitrato durante los primeros 7 días, en los cuales se cree no hubo alteraciones en el proceso de nitrificación, debido a que la cantidad de amonio fue menor a la de nitrato. En contraste, los tratamientos con gallinaza mostraron una lixiviación gradual tanto de amonio como de nitrato, lo cual apoya la hipótesis sobre la retención y lenta liberación de amonio de la montmorillonita.

En el grupo lombricompost, el tratamiento LP1 mostró un descenso gradual en la lixiviación de amonio y nitrato hasta igualar al control. Mientras que el tratamiento Lom se mantuvo constante en la lixiviación de amonio pero tuvo un ascenso marcado en la lixiviación de nitrato. Por otro lado, los tratamientos con gallinaza lixiviaron una gran cantidad de amonio durante los primeros 30 días, salvo el tratamiento Gal en el que se extendió hasta los 45 días, para luego conservarse relativamente constante. No así en el nitrato, en el cual todos los tratamientos presentaron lixiviación durante la primera semana y siempre fue creciente. Es importante anotar que el tratamiento GP3 empezó a lixiviar alrededor del día 40, teniendo en cuenta que tiene la menor proporción de ambos materiales.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 37. Lixiviación de amonio en el tiempo en los tratamientos del suelo ácido.



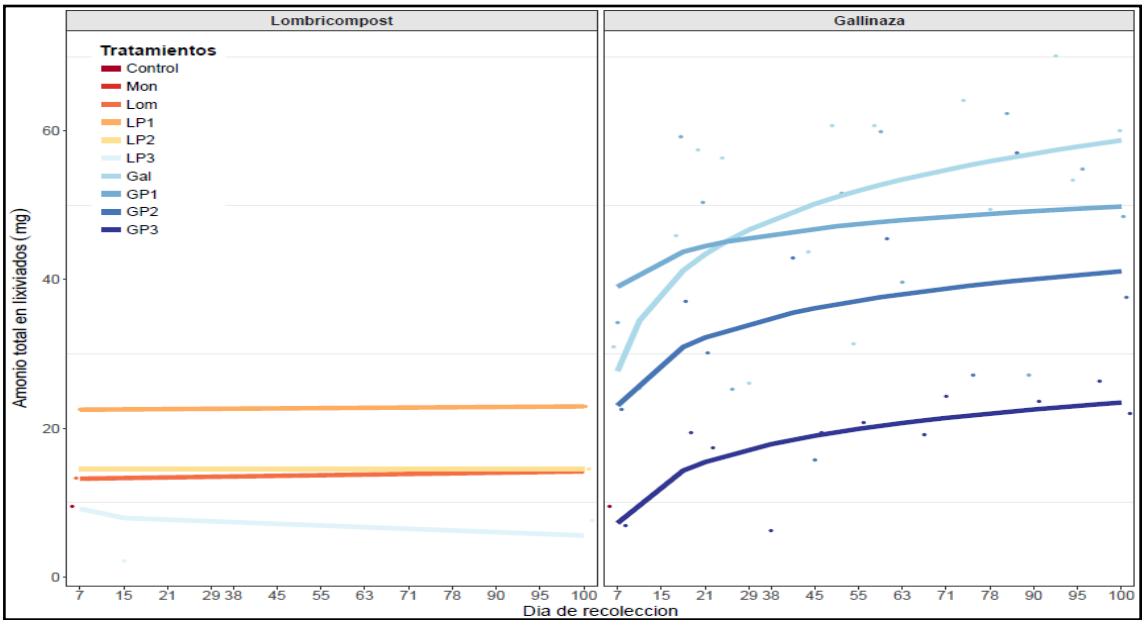
Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.2:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.25:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.6); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.3); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 38. Lixiviación de nitrato en el tiempo en los tratamientos del suelo ácido.

Por su parte, tanto los tratamientos con lombricompost como con gallinaza del suelo básico lixiviaron mayores cantidades de amonio que de nitrato durante la primera semana, a excepción del tratamiento GP3. Los tratamientos con EOM del grupo gallinaza tuvieron este comportamiento hasta el día 63, mientras que el tratamiento Gal lo presentó durante toda la fase experimental (Figuras 39 y 40).

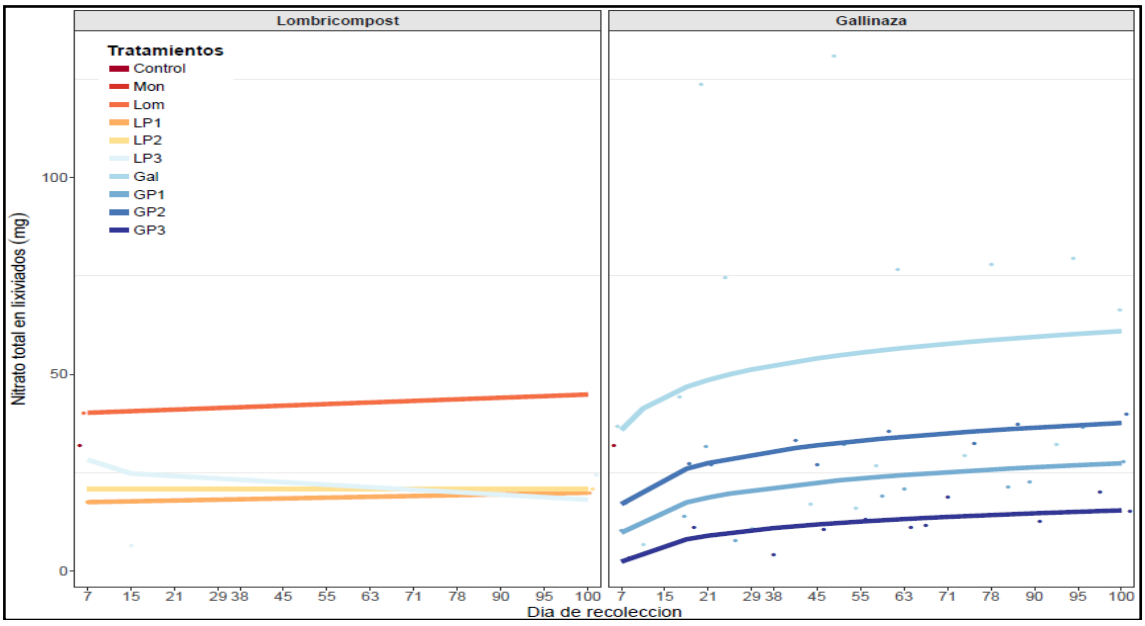
En el grupo lombricompost los tratamientos LP1 y LP2 se mantuvieron constantes en el tiempo, mientras que los tratamientos Lom y LP3 tuvieron un leve ascenso y descenso gradual respectivamente, además fueron inferiores a los otros dos tratamientos. No obstante, en la lixiviación de nitrato los tratamientos LP2 y LP1 fueron inferiores presentando un ascenso en la lixiviación a través del tiempo.

Aunque el tratamiento GP1 lixivió una mayor cantidad de amonio durante los primeros 21 días, fue superado por el tratamiento Gal al finalizar el experimento. Además, lixiviaron una gran cantidad de nitrato durante los primeros 21 días, para luego conservarse relativamente constante.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 39. Lixiviación de amonio en el tiempo en los tratamientos del suelo básico.



Mon: Montmorillonita**; Lom:** Lombricompost**; LP1:** Lombricompost Proporción 1 (1.2:1**); LP2:** Lombricompost proporción 2 (1.25:1); **LP3:** Lombricompost Proporción 3 (1.22:1); **Gal:** Gallinaza**; GP1:** Gallinaza Proporción 1 (1:1.2); **GP2:** Gallinaza Proporción 2 (1:1.15); **GP3:** Gallinaza Proporción 3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Figura 40. Lixiviación de nitrato en el tiempo en los tratamientos del suelo básico.

7.2. Efectos de las enmiendas órgano-minerales en las propiedades químicas

Todos los tratamientos aumentaron el pH del suelo respecto al control debido al pH de los abonos orgánicos y el mineral. Los tratamientos con lombricompost fueron diferentes estadísticamente respecto a los tratamientos con gallinaza, debido al pH que presentaron inicialmente los abonos. En el suelo ácido la gallinaza fue fuertemente alcalina (7,9), la montmorillonita fue neutra (6,4), y el lombricompost fue medianamente ácido (5,6); en el suelo básico, fueron fuertemente alcalina (8,4), medianamente alcalina (7,7), y ligeramente ácido (6,5).

Los tratamientos con EOM del grupo lombricompost tuvieron un pH neutro en el suelo básico y medianamente ácido en el suelo ácido, los tratamientos con EOM del grupo gallinaza, alcalino en el suelo básico y, entre neutro (GP1) y medianamente básico en el suelo ácido. Se ha encontrado que la aplicación de estos materiales puede disminuir el pH del suelo, siendo más notorio con gallinaza que con lombricompost (Marathe et al., 2017).

Por otro lado, el pH de todos los tratamientos fue inferior a los materiales de la enmienda y, al suelo inicial, en el caso del tratamiento control. Esto se le atribuye

a la mineralización de la materia orgánica y a la nitrificación del amonio presente tanto en la urea como en los abonos orgánicos, debido a que se liberan iones H^+ (Boccolini et al., 2016; Lema-Aguirre et al., 2017). Jácome et al. (2013) le atribuye a estos procesos la disminución del pH después de haber aplicado lombricompost; aunque Forge et al. (2016) y Trinidad-Santos & Velasco-Velasco (2016) reportaron el aumento del pH del suelo a partir de la aplicación de gallinaza, lombricompost y otros abonos orgánicos. En el suelo ácido, el pH aumentó de 4,61 a 5,89, y a 7,54, en los tratamientos con lombricompost y gallinaza respectivamente; en el suelo básico aumentó de 6,08 a 6,96, y a 8,04 unidades aproximadamente, respectivamente.

Los tratamientos con EOM fueron significativamente diferentes a su respectivo control de abono orgánico (Tratamientos Lom y Gal), siendo superiores en el grupo lombricompost e inferiores en el de la gallinaza, aunque con tendencia a aumentar a medida que aumenta la cantidad de mineral. Lo anterior concuerda con lo expuesto por Meisl et al. (2013) quienes encontraron que el pH aumentaba de acuerdo a la cantidad de bentonita que le aplicaban; así como Zhang et al. (2012), quienes aumentaron el pH con la aplicación de esmectita y vermiculita (minerales 2:1) en 0,41 y 0,62 unidades respectivamente, lo cual se le atribuye a la formación de complejos órgano-minerales debido a la adsorción de ácidos húmicos y fúlvicos.

Solo los tratamientos con lombricompost del suelo ácido, y el tratamiento Lom del básico, presentaron un pH dentro del rango óptimo para la mayoría de cultivos (5,5 - 6,5) y para la máxima disponibilidad de nutrientes (6 - 7). El tratamiento LP2 (1.25:1) del suelo básico también presentó un pH óptimo para la máxima disponibilidad de nutrientes. Cabe la posibilidad de que se hayan formado complejos arcillo-húmicos u órgano-minerales entre los abonos y el mineral por medio del hierro y el calcio en el suelo ácido y básico, respectivamente, los cuales, al ser cationes predominantes en su respectivo suelo, pudieron hacer unido las cargas negativas del mineral y las sustancias húmicas presentes en el abono (Porta et al., 2014). Esto considerando que probablemente la gallinaza tuviera ácidos húmicos debido a la coloración oscura de sus lixiviados, pues dichos ácidos se solubilizan a pH alcalinos. Arias et al. (2010) obtuvieron resultados similares en la lixiviación, atribuyendo dicho comportamiento al aumento del pH por la hidrolisis de la urea.

La formación de complejos órgano-minerales evita la transformación de las sustancias húmicas y la mineralización de las sustancias nitrogenadas, evitando la disminución rápida del pH (Czaban et al., 2013; Cornejo & Hermosin, 1996). A este fenómeno también se le atribuye la tendencia creciente en los tratamientos con EOM del grupo lombricompost del suelo ácido, a diferencia de los que contenían gallinaza puesto que por el pH dicha complejación no es común o es muy débil, ya que los grupos COOH existentes son débiles (Zamboni et al., 2006).

En el suelo básico, los tratamientos con EOM de ambos abonos presentaron un pH entre 7 y 8, rango en el que los ácidos fúlvicos y húmicos son solubles y, hay mayor presencia de grupos carboxilo disociados aunque débiles (Kass (1998); Theng et al., 1986), ya que los grupos fenólicos lo hacen a pH superiores a 9 (Tan, 2014; Domènech & Peral, 2006); por tanto, permite suponer la formación de dichos complejos. Czaban & Siebielec (2013) concluyeron que debido a la formación de este tipo de complejos aplicando bentonita, el pH aumentó.

Adicionalmente, el tratamiento Mon mostró diferencias estadísticas frente a todos los tratamientos en ambos suelos, salvo con los tratamientos con EOM del grupo gallinaza del suelo básico, lo cual sugirió mayor afinidad o mayor influencia sobre este abono. Por otro lado, el hecho de que la gallinaza y la montmorillonita tuvieran pH fuertemente básicos, seguramente influyó en el pH final que presentaron los tratamientos con esta mezcla.

Por otro lado, Li et al. (2012) y Czaban & Siebielec (2013) han encontrado que a pesar de que el pH disminuye debido a los procesos mencionados, la bentonita ha contribuido a mantener el pH a través del tiempo. Además respaldan la hipótesis del aumento del pH a mayor contenido de mineral.

Es de mencionar que el aumento de pH también puede impactar negativamente los minerales de arcilla, puesto que cuando el pH del suelo aumenta de 5 a 7 unidades, se favorece la destrucción de las láminas de las arcillas expansivas (Kass, 1998). A pesar del pH, no se encontró aluminio intercambiable, salvo por el tratamiento control en el suelo ácido.

Teniendo en cuenta que todos los tratamientos con lombricompost del suelo ácido tiene un pH óptimo, y que no mostraron diferencias significativas entre ellos, no fue posible seleccionar uno como el de mejor respuesta. Sin embargo se destaca el tratamiento LP2 (1.2:1) (6,0) por su promedio y menor variabilidad; por el grupo de la gallinaza, GP1 (1:1.6) (7,2) por el menor valor. En cuanto al suelo básico, los tratamiento LP2 (1.25:1) y GP1 (1:1.2) presentaron los menores valores de pH, 6,9 y 7,8 respectivamente.

Los tratamientos con mayor influencia sobre la CIC de ambos suelos fueron los del grupo lombricompost, a pesar de que en el suelo básico no se obtuvieran diferencias estadísticas entre abonos. El tratamiento Lom mostró un aumento del 52,6 % frente al control, y de 106,4 % frente al suelo ácido inicial; mientras que en el suelo básico, respecto al control y al suelo inicial aumento la CIC en un 31,3 %, y 23,6 % respectivamente. De los tratamientos con EOM, en el suelo ácido el tratamiento LP1 (1:1) presentó el mayor aumento frente al control y frente al suelo inicial, 39,0 % y 87,9 % respectivamente. Mientras que en el suelo básico, el tratamiento LP3 (1.22:1) presentó los mayores porcentajes de aumento frente al control y frente al suelo inicial, 24,2 % 17,0 % respectivamente. Se ha encontrado que la aplicación de lombricompost en un suelo básico puede aumentar en 50,0 %

su CIC (Oo et al., 2013), mientras que en un suelo ácido, se puede incrementar en un 67,0 % y 45,0 % aplicando lombricompost y gallinaza (Goswami et al., 2017).

Cabe resaltar que el tratamiento Gal del suelo básico aumentó la CIC de 14,6 % y 23,0 % frente al control y al suelo inicial respectivamente, y que estos valores fueron iguales para el tratamiento LP1 (1.2:1). Lo cual es inferior al 48,0 % de aumento que obtuvo Dikinya & Mufwanzala (2010) al aplicar gallinaza en una proporción del 30,0 % del peso del suelo, similar a la empleada para el tratamiento Gal.

También es interesante notar que en los tratamientos LP1 (1.2:1), LP2 (1.25:1) y LP3 (1.22:1) del suelo básico, se incrementó la CIC del suelo en 14,0 %, 16,0 % y 24,0 % evidenciando la influencia de la proporción de enmienda aplicada, mientras que en los tratamientos con gallinaza se observó que a medida que aumentó la proporción, la CIC disminuyó, de tal forma que el tratamiento GP1 (1:1.2) aumentó la CIC en un 9,0 %, a diferencia de los tratamientos GP2 (1:1.15) y GP3 (1:1) que la redujeron en un 8,0 % y 9,0 % respectivamente. Sin embargo, los tratamientos GP2 (1:1.15) y GP3 (1:1) fueron inferiores a los tratamientos Mon, Gal, GP1 e incluso al Control.

En el suelo ácido, el aumento de la CIC en el tratamiento control pudo ocurrir por errores en el método empleado en la determinación de este parámetro, ya que su determinación por acetato de amonio a pH 7 tiende a sobrevalorar la CIC en los suelos, sobre todo en los que predomina la carga variable, tal como expusieron Arias et al. (2010) al estudiar dos suelos con pH similar al de esta investigación. Por el contrario, la disminución de la CIC en el tratamiento control frente al suelo inicial se le puede atribuir a la perdida de bases por lixiviación, así como en los tratamientos GP2 (1:1.15) y GP3 (1:1).

En el suelo ácido, la diferencia entre los promedios del tratamiento Lom y los tratamientos con mineral y lombricompost seguramente se debe a la cantidad de abono orgánico adicionado, ya que entre los segundos no se encontraron diferencias significativas respecto al tratamiento Mon. Aunque se ha encontrado que la aplicación de lombricompost, como única fuente de materia orgánica, puede aumentar la CIC del suelo debido a su propia CIC, si se combina con fertilizantes nitrogenados en varios porcentajes puede aumentarla aún más a medida que el fertilizante se incrementa (Sharma & Banik, 2014).

Por otro lado, la gallinaza puede aumentar significativamente la CIC del suelo, dependiendo en gran medida de las cantidades aplicadas y el tipo de suelo (Dikinya & Mufwanzala, 2010); en el caso del suelo ácido, la diferencia aproximada entre los tratamientos con gallinaza y el control fue del 12,0 %. Aker Narváez (2014) aumentó en un 8,0 % la CIC de un suelo franco arcilloso arenoso con características similares al estudiado, aplicando gallinaza en una dosis de 24 t/ha. De este grupo se destacan, por los tratamientos con EOM, el tratamiento GP1 por

mostrar el mayor aumento (15,0 %), y el tratamiento Gal como el mayor de todo el grupo (18,0 %).

Aunque no se determinó el tipo de mineral ni las fracciones húmicas de ninguno de los suelos ni de los abonos orgánicos, la aplicación de una enmienda compuesta por un mineral de arcilla y un abono orgánico como el lombricompost, probablemente con un contenido alto de sustancias húmicas, propició la formación de complejos órgano-minerales o arcillo húmicos que aumentaron la CIC. Adicionalmente, la tendencia creciente en la CIC de los tratamientos con EOM del grupo lombricompost, en el suelo básico, sugiere igualmente la formación de complejos órgano-minerales, aunque podría deberse exclusivamente a la CIC de los materiales de la enmienda de manera independiente, obedeciendo a los coloides presentes en ellos. Incluso el tratamiento GP1 (1:1.2) no fue diferente estadísticamente respecto del tratamiento Mon, lo cual podría sugerir la formación de complejos OM.

La disociación de los grupos COOH y fenólicos a pH 5 y 9 (Tan, 2014) posiblemente explique la baja CIC en los tratamientos con mineral y gallinaza de ambos suelos, además de la baja probabilidad de haber formado complejos. Al respecto, Czaban & Siebielec (2013) indicaron que la bentonita aplicada logró formar complejos OM a pH entre 7 y 8, lo cual incrementó la CIC. Se ha encontrado que la bentonita puede aumentar en un 185,0 % la CIC de un suelo ácido (Croker et al., 2004), y en un 20,0 % un suelo básico (Shaygan et al., 2017). Sin embargo, la formación de complejos arcillo-húmicos u órgano-minerales ocurre principalmente en suelos ácidos ricos en materia orgánica y con minerales 2:1 como la vermiculita, esmectita y montmorillonita (Zhang et al., 2012; Theng et al., 1986).

La ausencia o baja concentración de grupos COOH en la gallinaza, además de atribuírsele a la madurez del material, puede deberse a la presencia de lignina que si bien se considera precursora de la formación de sustancias húmicas, su degradación es lenta y dificultosa, pero podría absorber cationes aumentando la CIC del suelo (Red Española de Compostaje, 2016; Lima et al., 2009). Sin embargo, en el suelo ácido los tratamientos con mineral y gallinaza no distaron mucho de los tratamientos Control y Gal, adicionalmente no mostraron diferencias significativas entre ellos y sus promedios fueron similares sugiriendo que incluso las cantidades de abono orgánico no fueron determinantes para la CIC en este caso.

A pesar de que los tratamientos con EOM del grupo lombricompost no superaron al tratamiento Lom en el suelo ácido, se observó que redujeron la lixiviación, la perdida de N y aumentaron el pH acorde a Jaramillo (2002), considerando la presencia de complejos OM. Resultados similares fueron obtenidos por Czaban & Siebielec (2013) y Czaban et al. (2013), y Shaygan et al. (2017) al aplicar bentonita a suelos arenosos encontrando un porcentaje de aumento del 74,0 % y

19,0 % respectivamente. Aunque la zeolita no corresponde a un filosilicato 2:1 y, debido a la falta de estudios relacionados con la montmorillonita y la bentonita, los resultados encontrados se asemejan a los reportados por Civeira & Rodríguez (2011), quienes le otorgaron la reducción de la lixiviación de amonio y nitrato a la retención y liberación lenta de amonio ejercida por la zeolita, así como la disminución en la pérdida de agua y por consecuente la retención de humedad. De tal forma que la consideraron apta para la prevención de la desecación de suelos, asimismo podría considerarse la montmorillonita, que en este caso haría frente a la sequía producto del cambio climático.

Teniendo en cuenta que los tratamientos con EOM del suelo básico presentaron mayores pérdidas de amonio y nitrato, menores humedades a capacidad de campo, y menores CIC que los tratamientos Lom, Gal y control, es poco probable que se hayan formado complejos órgano-minerales. Si bien estos tratamientos aumentaron el pH y perdieron menores cantidades de agua que los tratamientos Lom y Gal, es posible que se deba al alto pH de los materiales y a la capacidad de retención de agua de la bentonita, respectivamente.

Aunque los tratamientos Lom y Gal aumentaron significativamente la conductividad eléctrica del suelo básico, la diferencia entre ellos fue de 0.11 dS/cm descartando la prevalencia de uno sobre otro, por ende, no fueron diferentes estadísticamente. Como contraparte, en el suelo ácido, los tratamientos Lom y Gal tuvieron promedios distantes, además, la gallinaza influyó significativamente sobre la CE del suelo puesto que los tratamientos con este abono obtuvieron los valores más altos, clasificándose como moderadamente salinos, aunque no presentaron diferencias significativas entre ellos.

La diferencia entre los tratamientos con lombricompost y con gallinaza del suelo ácido radica en que la gallinaza presentó una CE mayor que la del lombricompost en la caracterización inicial. Así, la CE de los tratamientos con gallinaza se mantuvo entre 4,7 dS/m – 6,7 dS/m, y los tratamientos con lombricompost, mantuvieron un rango entre 3,8 dS/m y 6,1 dS/m, ambos por debajo de los valores iniciales de los abonos. Lo anterior indica la pérdida de sales por lixiviación, que de acuerdo con Oo et al. (2013), la adición de abonos orgánicos aumenta la porosidad y la aireación incrementando la lixiviación de nutrientes y elementos.

Se identificó una tendencia creciente en la CE en los tratamientos con EOM en ambos abonos; de esta manera, los que tuvieron mayor proporción de enmienda se clasificaron como moderadamente salinos, mostrando valores similares, siendo el de mayor proporción significativamente diferente al de menor proporción. Los tratamientos Lom, LP1 (1:1) y GP1 (1:1.6) no presentaron diferencias frente al tratamiento Mon, aunque los tratamientos con lombricompost fueron ligeramente salinos a diferencia del tratamiento GP1 que fue moderadamente salino.

Resultados similares fueron obtenidos por Roy & Kashem (2014), al aplicar gallinaza a un suelo ácido, en el cual durante 60 días observó que la CE fue aumentando hasta llegar a 5,6 dS/m, debido a la mineralización de la materia orgánica. De igual forma, Watanabe et al. (2017) obtuvieron valores entre 7,1 dS/m y 11,3 dS/m al aplicar diferentes dosis de gallinaza, encontrando que la CE se incrementó a medida que la dosis aumentó.

Adicionalmente los tratamientos LP1 y GP3 tuvieron proporciones similares de enmienda pero reportaron promedios muy distantes, 3,84 dS/m y 6,77 dS/m respectivamente, lo cual sugiere que el tipo de abono orgánico condiciona la CE en el suelo ácido.

Por su parte, en el suelo básico se observó que los tratamientos con enmienda fueron inferiores a los tratamientos Lom y Gal. Varios estudios han reportado la disminución de la CE aplicando gallinaza y lombricompost a suelos básicos (Marathe et al., 2017; Oo et al., 2013), atribuyéndolo a la presencia de calcio y magnesio puesto que pueden intercambiarse con el sodio en los sitios de intercambio y promover su lixiviación. Sin embargo, con aplicaciones de gallinaza del 20,0 % y 40,0 % en suelo arcilloso se ha logrado elevar de 0,19 dS/m a 5,11 dS/m y 13,40 dS/m (Dikinya & Mufwanzala, 2010) convirtiendo el suelo en muy salino. Aplicaciones entre el 1,5 % y 3,0 % de lombricompost en un suelo arcilloso arenoso han modificado la conductividad eléctrica de 0,91 dS/m a 1,22 dS/m y 1,25 dS/m, sin conferirle salinidad al suelo (Aguilar-Benítez et al., 2012). En este caso se aplicaron, de acuerdo al peso del suelo, 42,0 % de lombricompost y 30,0 % de gallinaza en los tratamientos mencionados, aumentado la CE de 0,1 dS/m a 3,3 dS/m y 3,4 dS/cm respectivamente, ambos ligeramente salinos.

Es interesante notar que el tratamiento Mon reportó el valor más alto, obteniendo la CE más baja en la caracterización inicial (1,49 dS/m), clasificando el tratamiento como moderadamente salino. Aplicaciones de bentonita entre el 5,0 % y el 10,0 % del peso del suelo no han efectuado cambios sobre esta propiedad (Meisl et al., 2013), aunque Shaygan et al. (2017) lograron mantenerla un 19,0 % por encima del control aplicando 2,0 % de bentonita sódica a un suelo fuertemente básico.

De igual manera, se observó una tendencia creciente a medida que aumentó la proporción de EOM en los tratamientos con lombricompost, lo cual probablemente se deba al incremento de la fracción orgánica de la enmienda, ya que los tratamientos no superaron al tratamiento Lom, aunque el tratamiento con montmorillonita lo haya hecho. Los tratamientos con EOM del grupo gallinaza también fueron inferiores al tratamiento Gal, lo cual apoya la anterior hipótesis; sin embargo no se observó la misma tendencia.

Los tratamientos LP1 y GP1 de ambos suelos presentaron las menores CE respecto a sus respectivos controles, 3,8 dS/m y 4,7 dS/m, en el suelo ácido, y 1,8 dS/m y 2,5 dS/m, en el suelo básico. Los tratamientos LP1 y el tratamiento GP1

del suelo básico, al ser ligeramente salinos, afectarán en menor grado los rendimientos de los cultivos, ya que presentarán menor interferencia en la disponibilidad de agua, el crecimiento y las características en hojas de la planta, a diferencia del tratamiento GP1 del suelo ácido, que fue moderadamente salino. Mientras que en el suelo básico, estos tratamientos tendrán menos inconvenientes debido a que son no salino y ligeramente salino, respectivamente. No obstante, en el suelo básico los tratamientos LP1 (1.2:1) y GP3 (1:1) (2,7 dS/m) fueron los únicos significativamente diferentes a los tratamientos Lom y Gal, aunque no mostraron diferencias entre ellos ni frente al control. Por otro lado, Dikinya & Mufwanzala (2010) aplicó un porcentaje de gallinaza similar al del tratamiento GP1 logrando aumentar la CE de 0,19 dS/m a 5,11 dS/m; en este caso pasó de 0,1 dS/m a 2,5 dS/m.

La relación entre el pH y la CE observada en el suelo ácido mostró ser altamente significativa; se encontró que a medida que aumenta el pH aumenta la CE, ya que aumenta la presencia de bases intercambiables incrementando el pH; además condiciona la forma iónica en la que están presentes en la solución y, por tanto, incrementa la fertilidad. Tanto en el grupo con lombricompost como en el que tuvo gallinaza, se encontró que aunque sus respectivos tratamientos tuvieron pH similares, la CE varió dependiendo de la proporción de enmienda. Sin embargo, no fue posible determinar la afinidad del mineral por uno u otro abono debido a la ausencia de un estudio de adsorción que clarificara esto. Cabe resaltar que los tratamientos con lombricompost tuvieron un pH inferior a los tratamientos con gallinaza, pero presentaron valores similares de CE. Con esto en mente, se destacan los tratamientos Lom, LP1 y Mon por ser ligeramente salinos y tener un pH dentro del rango óptimo.

La correlación también permitió identificar que todos los tratamientos con gallinaza fueron diferentes entre sí, y que solo el tratamiento Lom presentó diferencias dentro de su grupo por tener pH y CE bajos.

Por otro lado, aunque los altos contenidos de sales y pH altos inhiben la oxidación del amonio induciendo a la lixiviación (Oren, 2002), en suelo ácido, los tratamientos con los valores más altos en ambas variables fueron los que menores cantidades de amonio lixiviaron.

Los tratamientos Lom y Gal influyeron de manera significativa sobre la materia orgánica de ambos suelos; sin embargo, solo en el suelo básico se obtuvieron diferencias estadísticas entre ellos. El lombricompost logró mejores resultados en ambos suelos, aunque Yang et al. (2015) obtuvieron mejores resultados con la gallinaza que con el lombricompost en un suelo básico. Dicha influencia fue más evidente en los tratamientos con lombricompost en el suelo ácido. Así, el tratamiento Lom aumentó en un 86,0 % y 472,0 % el contenido de materia orgánica respecto al control, en el suelo ácido y básico respectivamente; mientras que el tratamiento Gal, lo hizo en un 52,0 % y 216,0 % respectivamente. Estos

resultados se le atribuyen a errores cometidos en el muestreo, en el que seguramente se tomó mayor cantidad de abono que mezcla abono-suelo.

En ambos suelos los tratamientos Lom y Gal fueron superiores a sus respectivos tratamientos con EOM; sin embargo, solo en el suelo ácido mostraron diferencias estadísticas entre ellos, lo cual se le podría atribuir principalmente a las cantidades de abono orgánico adicionado y al contenido insignificante de materia orgánica que tuvo el mineral.

Respecto al control, los tratamientos con EOM del suelo ácido tuvieron valores de MO similares, mientras que los del suelo básico fueron superiores, sin embargo, no se obtuvieron diferencias estadísticas. Por otro lado, se observó que aunque los tratamientos con enmienda del suelo ácido tuvieron aproximadamente el 50,0 % de la cantidad de abono aplicada en los tratamientos Lom y Gal, la MO reportada fue superior a tal porcentaje. Además, los tratamientos con gallinaza del suelo básico, mostraron una tendencia creciente a medida que la proporción de enmienda aumentó, resultados similares fueron encontrados por Barzegar et al. (2002) quienes demostraron que al aplicar diferentes dosis de gallinaza a un suelo básico, el contenido de materia orgánica aumentó conforme a la dosis aplicada. Esto entonces sugiere que la MO de los tratamientos con enmienda se conservó, lo cual puede atribuírsele al efecto de la posible formación de complejos órgano-minerales, ya que evitan la transformación de los materiales involucrados, sobretodo del componente orgánico (Jaramillo, 2002).

No obstante se ha encontrado que la bentonita puede acelerar la velocidad de descomposición de la materia orgánica debido a que aumenta la porosidad, incrementando la mineralización (Wang et al., 2016; Wei et al., 2014; Li et al., 2012); lo cual pude haber ocurrido en el tratamiento Mon, reduciendo la MO en un 65,0 % y 76,0 % en el suelo ácido y básico respectivamente.

De esta forma, del grupo de los tratamientos con enmienda, los mayores porcentajes de MO se obtuvieron con el tratamiento LP3 en ambos suelos, alcanzando un aumento del 21,6 % (1.25:1) y 101, 4 % (1.22:1) en el suelo ácido y básico respectivamente. Del grupo con gallinaza, solo el tratamiento GP1 (1:1.2) de suelo básico fue superior al control con un 111,4 %, aunque el tratamiento GP2 (1:1.3) (9,2 %) del suelo ácido fue similar a su correspondiente control (9,5 %).

Aunque en todos los tratamientos se presentó oxidación de la materia orgánica, solo el tratamiento control, de ambos suelos, tuvo un porcentaje de NT inferior al suelo inicial. Por otro lado, la cantidad de amonio en el suelo ácido fue insignificante a diferencia del nitrato, por lo que se asume que el proceso de nitrificación no fue afectado por condiciones anaerobias, no así en los tratamientos GP2 y GP3 del suelo básico; sin embargo, no se descarta la posibilidad de que haya amonio y nitrato en los perfiles inferiores del suelo debido a su desplazamiento.

En el suelo ácido, el tratamiento que aportó mayor cantidad de N fue el tratamiento Lom, que aumentó el contenido de NT respecto al control en un 780,0 %; además, fue el único que tuvo diferencias significativas frente a los demás tratamientos. Debido a que el N está estrechamente relacionado con el contenido de MO en el suelo, el alto contenido de N encontrado en este caso también se asocia a errores de muestreo. Por su parte, el tratamiento Gal mostró un aumento del 211,0 % frente al control, aunque no mostró diferencias significativas respecto a él. Estos se clasificaron como extremadamente rico y rico respectivamente (Fernandez 2006). En el suelo básico no se encontraron diferencias estadísticas entre todos los tratamientos.

Varios estudios han encontrado que el lombricompost puede incrementar el NT del suelo de manera significativa (Biri et al., 2016; Zhang et al., 2013; Zhang et al., 2011), incluso puede aumentarlo hasta en un 63,0 % en suelos con altos contenido de sal (Oo et al., 2013). De igual forma, la gallinaza puede presentar aumentos entre 26,0 % y 61,0 % en suelos ácidos (Adeleye et al., 2010). Sin embargo Yang et al. (2015) reportaron que la gallinaza tuvo mejores resultados que el lombricompost al incrementar el NT del suelo a través de las etapas de crecimiento de un fruto; mientras que Jácome et al. (2013) y Ferreras et al. (2006) no obtuvieron diferencias significativas entre ambos abonos aunque mejoraron el NT respeto al control. Daza et al. (2015) aplicaron lombricompost y gallinaza a un suelo básico franco arcilloso obteniendo mejores resultados con el primer abono, aun así no presentaron diferencias significativas.

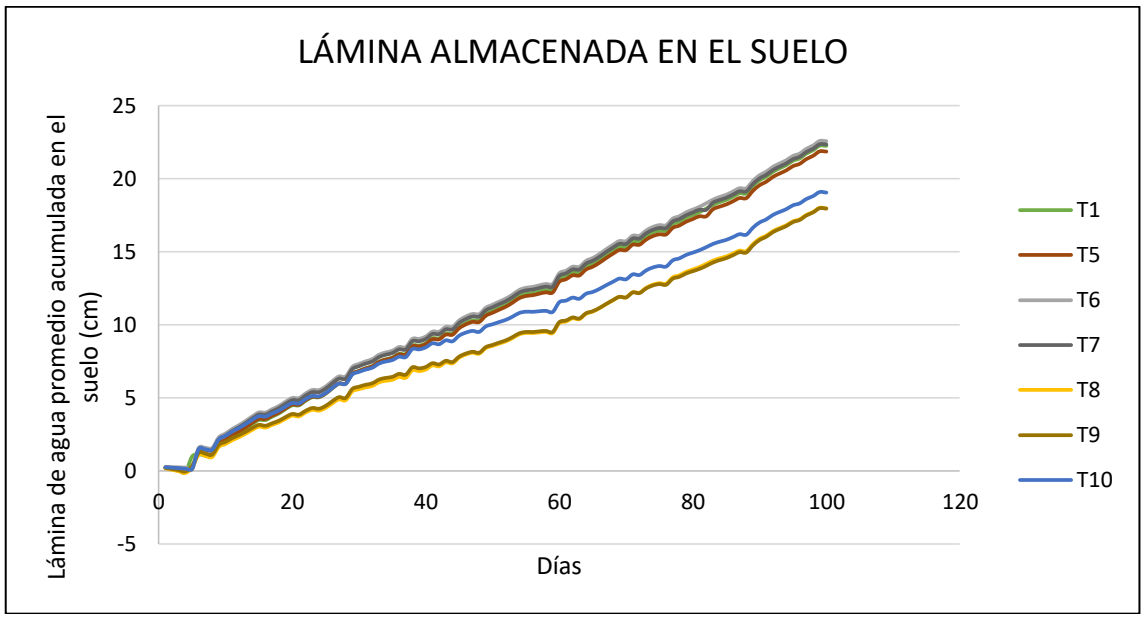
No hubo diferencias entre los tratamientos con EOM de ambos abonos en ambos suelos. Sin embargo, de acuerdo a Fernandez (2006) los tratamientos con lombricompost del suelo ácido se clasificaron como medianamente pobre, rico y medio para LP1, LP2 y LP3, en el suelo básico, LP1 es medio, LP2 y LP3, pobres en NT; mientras que los tratamientos GP1 (1:1.6) y GP2 (1:1.3) se clasifican como medianamente ricos a diferencia del tratamiento GP3 (1:1.1) que se considera pobre en el suelo ácido, en el básico, GP1 y GP2 son medianamente pobres, y GP3, medianamente rico. Los tratamientos con los valores más altos respecto al control fueron LP2 (1.2:1) (200,0 %) y GP2 (1:1.3) (140,7 %), y LP1 (1.2:1) (23,8 %) y GP3 (1:1) (45,4 %), en el suelo ácido y básico respectivamente.

El tratamiento Mon no fue diferente a los tratamientos con EOM, pero lo fue respecto a los tratamientos Lom y Gal; además, presentó el menor porcentaje de NT. Lo anterior sugiere que, al igual que en la materia orgánica, el mineral influyó significativamente dado el caso de que haya acelerado la degradación de la materia orgánica, ya que pudo haber reducido la concentración de N (Kass, 1998). Estos resultados son contrarios a los encontrados por Czaban et al. (2013), quienes encontraron que el NT del suelo se incrementó a medida que aumentó la dosis de bentonita aplicada.

De acuerdo con Malekian et al. (2011) el pH disminuye a medida que aumenta el N, lo cual pudo haber influido en la disminución del pH en los diferentes tratamientos y fue evidente en el tratamiento Lom. Aun así, no se pudo establecer una correlación significativa entre ambas variables.

7.3. Eficiencia en retención de humedad

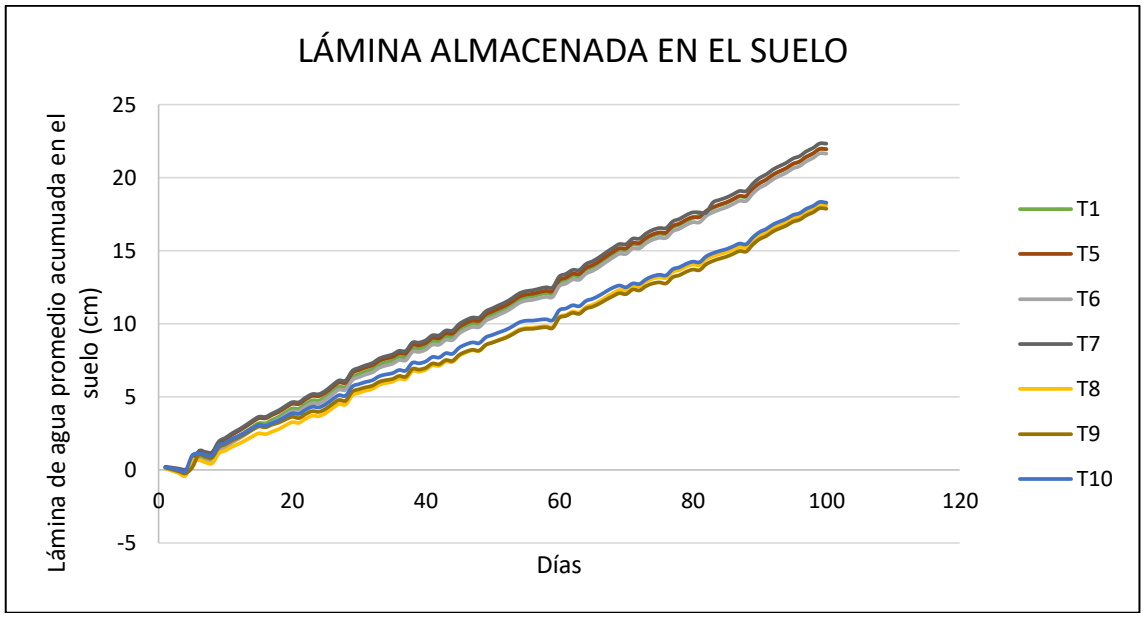
El balance hídrico diario de los tratamientos con enmienda reveló que su comportamiento fue similar al del control; sin embargo, se observó que los tratamientos con gallinaza retuvieron menores cantidades de humedad a lo largo de la fase experimental, lo cual se vio reflejado en la eficiencia de retención de humedad a pesar de que ésta no tuvo en cuenta la evapotranspiración. Los tratamientos con lombricompost fueron similares al control (Figura 41).



T1: Control; **T5:** LP1 (1:1); **T6:** LP2 (1.2:1); **T7:** LP3 (1.25:1); **T8:** GP1 (1:1.6); **T9:** GP2 (1:1.3); **T10:** GP3 (1:1.1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Únicamente se presentaron los tratamientos con enmienda órgano-mineral.

Figura 41. Lámina de agua almacenada en el suelo ácido de los tratamientos con EOM.



T1: Control; **T5:** LP1 (1.2:1); **T6:** LP2 (1.25:1); **T7:** LP3 (1.22:1); **T8:** GP1 (1:1.2); **T9:** GP2 (1:1.15); **T10:** GP3 (1:1). La proporción de la enmienda fue Abono orgánico: montmorillonita.

Únicamente se presentaron los tratamientos con enmienda órgano-mineral.

Figura 42. Lámina de agua almacenada en el suelo de los tratamientos con EOM del suelo básico.

Los volúmenes almacenados por los tratamientos en ambos suelos fueron similares, donde, el control, los tratamientos con EOM del grupo lombricompost y los del grupo gallinaza retuvieron 4058 ml, entre 3986 ml y 4116 ml, y entre 3274 ml y 3474 ml respectivamente, mientras que en el suelo básico, en ese mismo orden, se retuvieron 4006 ml, entre 3949 ml y 4074 ml, y entre 3260 ml y 3336 ml respectivamente, de 4265 ml de agua aplicados. El tratamiento GP3 se destacó en ambos suelos por presentar la mayor retención de agua; del grupo lombricompost, los tratamientos LP2 y LP3 se destacaron, en el suelo ácido y básico respectivamente, debido a la misma razón. En cuanto a humedad a capacidad de campo, se resaltan los tratamientos LP3 y GP3 en el suelo ácido, y LP2 y GP2, en el básico.

Al comparar los tratamientos mencionados se encontró que los que tuvieron lombricompost, en los dos suelos, presentaron los mejores resultados en ambas variables. Así, al evaluarlos respecto al comportamiento de su humedad en el tiempo, se encontró que los tratamientos LP2 y LP3 del suelo ácido y básico respectivamente, permanecieron mayor tiempo sin riego debido a que se obtuvieron humedades por encima de la capacidad de campo, sugiriendo que la enmienda permite mantener la humedad durante mayor tiempo reduciendo la demanda de agua. Cabe mencionar que estos tratamientos tuvieron proporciones de enmienda similares, LP2 (1.2:1) y LP3 (1.22:1); asimismo, retuvieron

volúmenes de agua similares respecto a su correspondiente control, 64 ml y 68 ml más, respectivamente.

La retención de humedad del suelo está relacionada con la textura, la estructura y la materia orgánica (FAO, 2000); aunque no se determinó la textura y la estructura finales de los tratamientos, las correlaciones encontradas entre la MO, CIC y, la eficiencia en retención de humedad y el volumen total lixiviado, permitieron observar que los tratamientos LP2, del suelo ácido, y LP3, del suelo básico, tuvieron mejores resultados que los tratamientos GP2 y GP3 respectivamente en las variables mencionadas. Como se indicó anteriormente la CIC puede deberse al contenido de materia orgánica del suelo y del lombricompost, además de la reducción de la mineralización ejercida por el mineral; así, la retención de humedad puede ocurrir debido a la presencia de los grupos carboxilos.

Además los tratamientos con EOM del grupo lombricompost, que tuvieron mayor proporción de abono orgánico que mineral, presentaron los valores de densidad aparente más bajos, correspondiendo a un espacio poroso mayor, conllevando a una mayor retención de humedad de acuerdo con Márgez et al. (2013), quién también sostiene que la aplicación de materia orgánica conserva el agua del suelo.

Sin embargo, se puede plantear que los tratamientos con EOM del grupo gallinaza presentaron una modificación de textura y estructura debido a los agregados observados, al aumento de la densidad aparente y la compactación identificada. De esta forma, la estructura otorgada por la enmienda se podría clasificar como terrosa o grumosa de acuerdo a (Jiménez et al. (2010)). Cabe resaltar que en estos tratamientos se aplicó mayor porcentaje de mineral que de abono orgánico, por lo que la acción de la materia orgánica de éste en el suelo ácido, y sumado al bajo porcentaje de MO del suelo básico, no fue significativa en la porosidad del medio.

Por otro lado, la adición de montmorillonita pudo contribuir en la textura arcillosa del suelo básico, la cual no tiene un buen drenaje y es propensa a compactarse tal como ocurrió en los tratamientos Mon y con EOM del grupo gallinaza. Esto sugiere que aumentó la densidad aparente disminuyendo la capacidad de retención de humedad (Márgez et al., 2013; Gliessman, 2002)

8. CONCLUSIONES

- Se recomienda aplicar el tratamiento LP2 (1.2:1) al suelo ácido, ya que redujo la lixiviación de amonio (97,0 %) y nitrato (32,0 %), y lixivió el 3,0 % del nitrógeno aplicado como urea. Además aumentó el nitrógeno total, el pH y obtuvo una alta eficiencia en la retención de humedad (98,0 %). De igual manera, sería útil como estrategia para el uso eficiente del recurso hídrico, aunque se debe utilizar con precaución, puesto que su aplicación elevó la conductividad eléctrica.

- Para mejorar las propiedades químicas del suelo básico, se recomienda aplicar el tratamiento GP1 (1:1.6), puesto que mejoró las condiciones de pH (7,2), capacidad de intercambio catiónico, Nitrógeno Total y redujo la lixiviación de nitrato. Sin embargo, también presentó incremento en la conductividad eléctrica.

- Se recomienda aplicar el tratamiento LP3 (1.22:1) al suelo básico, debido a que mejoró la capacidad de intercambio catiónico y la materia orgánica y redujo la lixiviación de amonio (67,0 %). Además lixivió la menor cantidad de agua, mantuvo la humedad del suelo por mayor tiempo, y obtuvo la mayor eficiencia en retención de humedad; lo cual lo hace útil como estrategia para el uso eficiente del recurso hídrico.

- El tratamiento GP3 (1:1) del suelo básico influenció positivamente las propiedades físicas y químicas del suelo a diferencia de los demás tratamientos con gallinaza. Así, redujo la lixiviación de amonio (93,0 %) aunque lixivió la mayor concentración de nitrato, mantuvo la conductividad eléctrica y tuvo la pérdida de agua más baja, obteniendo una eficiencia en retención de humedad de 79,0 %.

- La aplicación de enmiendas órgano-minerales sobre los suelos redujo las pérdidas de agua por lixiviación y, por ende, tuvieron mayores eficiencias en retención de humedad que los tratamientos que solo tuvieron abono orgánico, a pesar de que no mejoraron la humedad a capacidad de campo. Esto se le atribuye a la retención ejercida por el mineral y por la materia orgánica humificada, además de la modificación de la densidad aparente acaecida en cada suelo.

- La diferencia en la lixiviación entre los tratamientos con enmienda órgano-mineral con lombricompost y con gallinaza en ambos suelos se debe a la retención de humedad del abono debido al pH y a la modificación de la estructura de suelo. De esta forma los tratamientos con lombricompost tuvieron una estructura que permitió almacenar agua, sumado a que presentaron un pH en el que los grupos carboxilo son predominantes, a

diferencia de los tratamientos con gallinaza, en los que se formaron flujos preferenciales debido al contenido de arcilla, además tuvieron un pH en el que los grupos carboxilo son débiles.

- Los tratamientos con lombricompost lixiviaron mayores cantidades de amonio y nitrato que los tratamientos con gallinaza, lo cual se atribuye a la posibilidad de que el pH haya influido sobre el proceso de nitrificación, disminuyendo la disponibilidad del amonio para lixiviación. Además, en los tratamientos con gallinaza se observó que a mayor cantidad de mineral, hubo menor lixiviación de amonio, por lo cual se plantea la hipótesis que la montmorillonita puede retener amonio y liberarlo lentamente.

- Los tratamientos aplicados al suelo básico lixiviaron mayores cantidades de amonio que de nitrato, salvo por los tratamientos con enmienda órgano-mineral del grupo lombricompost. Lo anterior pudo deberse a que presentaron un pH diferente al rango óptimo para el proceso de nitrificación, además, sus humedades fueron bastante altas, dificultando las condiciones aerobias propias del proceso.

- Los tratamientos con enmienda órgano-mineral mejoraron significativamente el pH de ambos suelos. Sin embargo, en el suelo ácido solo los tratamientos con lombricompost presentaron un rango de pH óptimo para la máxima disponibilidad de nutrientes y para la mayoría de los cultivos. Mientras que en el suelo básico únicamente el tratamiento LP2 (1.25:1) logró esto.

- En ambos suelos, los tratamientos con enmienda del grupo lombricompost presentaron los mayores incrementos en la capacidad de intercambio catiónico del suelo, a diferencia de los tratamientos con enmienda del grupo gallinaza que incluso, en el suelo básico, la redujeron. También se observó que en los tratamientos con enmienda órgano-mineral del grupo lombricompost la capacidad de intercambio catiónico aumentó a medida que la proporción se incrementó. El aumento se debe a la posible formación de complejos órgano minerales debido al pH y a la materia orgánica humificada del abono.

- Las enmiendas órgano-minerales aumentaron significativamente la conductividad eléctrica de ambos suelos, lo cual fue especialmente notorio en los tratamientos con gallinaza, lo cual provocaría problemas en gran variedad de cultivos. Los tratamientos con las menores proporciones de enmienda reportaron las menores conductividades eléctricas. Esto se le atribuye al aumento del pH provocado por las enmiendas, lo que facilita la lixiviación de sales además de aumentar la presencia de bases intercambiables en la solución del suelo.

- No se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados en el nitrógeno total del suelo.

9. RECOMENDACIONES

- No mezclar la enmienda órgano-mineral y el suelo en condiciones de humedad a capacidad campo, esto con el fin de evitar la formación prematura de agregados y bloques de gran tamaño que puedan crear flujos preferenciales induciendo a la lixiviación.

- Realizar la determinación de sustancias húmicas en los abonos orgánicos a emplear para establecer la relación de humificación y/o, en los posible, el índice de humificación E_4/E_6 con el fin de determinar la fracción de los ácidos húmicos y fúlvicos presentes en los abonos. Además, realizar la caracterización de los minerales de arcilla en el suelo, buscando conocer la fracción coloidal del mismo. Ambas determinaciones permitirían tener más claridad sobre la formación de complejos órgano-minerales, la retención de humedad y la capacidad de intercambio catiónico.

- Incluír la determinación de textura y estructura finalizando la fase experimental con el fin de evaluar el efecto de las enmiendas sobre ellas y su relación con la humedad y la lixiviación.

- Medir la humedad diariamente para seguir y controlar la frecuencia de riego, que finalmente, influiría en la lixiviación. Esto ayudaría a conocer detalladamente el comportamiento de la retención y déficit de agua en el tiempo en los tratamientos, específicamente en lo que tienen enmienda, en caso de realizar un balance hídrico.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

ADELEYE, E., AYENI, L. & OJENIYI, S. 2010. Effect of poultry manure on soil physico-chemical properties, leaf nutrient contents and yield of yam (Dioscorea rotundata) on alfisol in southwestern Nigeria. *Journal of American science,* 6**,** 871-878.

ADHIKARY, S. 2012. Vermicompost, the story of organic gold: A review. *Agricultural Sciences,* 3**,** 905 - 917.

AGUILAR-BENÍTEZ, G., PEÑA-VALDIVIA, C. B., GARCÍA-NAVA, J. R., RAMÍREZ-VALLEJO, P., BENEDICTO-VALDÉS, S. G. & MOLINA-GALÁN, J. D. 2012. Rendimiento de frijol (Phaseolus vulgaris L.) en relación con la concentración de vermicompost y déficit de humedad en el sustrato. *Agrociencia,* 46**,** 37-50.

AJAYI, A. E. & HORN, R. 2016. Comparing the potentials of clay and biochar in improving water retention and mechanical resilience of sandy soil. *International Agrophysics,* 30**,** 391-399.

AKER NARVÁEZ, C. E. 2014. *Efecto de la aplicación de biocarbón, gallinaza y fertilizantes sintéticos en la retención de humedad y otras características del suelo en el rendimiento de maíz (Zea mays), en tres texturas de suelo en León, Nicaragua.* Mag. Sc. en Agricultura Ecológica, CATIE.19

ALARCÓN MURIEL, S. L. & REYES TRUJILLO, A. 2013. EVALUACIÓN DE LA ERODABILIDAD DE LOS SUELOS TYPIC DYSTRUDEPTS, TYPIC HAPLUDANDS Y ANDIC DYSTRUDEPTS MEDIANTE SIMULADOR DE LLUVIA EN LA MICROCUENCA LA CENTELLA (DAGUA–VALLE DEL CAUCA). *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente***,** 49-57.

ALVARADO, A., MATA, R. & CHINCHILLA, M. 2014. Arcillas identificadas en suelos de Costa Rica a nivel generalizado durante el período 1931-2014: II. mineralogía de arcillas en suelos con características vérticas y oxídico caoliníticas. *Agronomía Costarricense,* 30**,** 107 -131.

ALLEN, R. G. 2006. *Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos,* Roma, FAO.

ARBAT, G., ROSELLÓ, A., OLIVÉ, F. D., PUIG-BARGUÉS, J., LLINÀS, E. G., DURAN-ROS, M., PUJOL, J. & DE CARTAGENA, F. R. 2013. Soil water and nitrate distribution under drip irrigated corn receiving pig slurry. *Agricultural water management,* 120**,** 11-22.

ARIAS, E., SADEGHIAN, S., MEJÍA, B. & MORALES, C. 2010. Lixiviación del nitrógeno en algunos suelos de la zona cafetera y su relación con la textura. *Cenicafé,* 60**,** 239-252.

ÁVILA, W., SADEGHIAN, S., SÁNCHEZ, P. & CASTRO, H. 2010. Respuesta del café al fósforo y abonos orgánicos en la etapa de almácigo. *Cenicafé,* 61**,** 358-369.

BARRIOS, M., GARCÍA, J. & BASSO, C. 2012. Efecto de la fertilización nitrogenada sobre el contenido de nitrato y amonio en el suelo y la planta de maíz. *Bioagro,* 24**,** 213-220.

BARZEGAR, A., YOUSEFI, A. & DARYASHENAS, A. 2002. The effect of addition of different amounts and types of organic materials on soil physical properties and yield of wheat. *Plant and Soil,* 247**,** 295-301.

BASSO, B. & RITCHIE, J. T. 2005. Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maize–alfalfa rotation in Michigan. *Agriculture, ecosystems & environment,* 108**,** 329-341.

BASTIDA, F., PEREZ-DE-MORA, A., BABIC, K., HAI, B., HERNANDEZ, T., GARCIA, C. & SCHLOTER, M. 2009. Role of amendments on N cycling in Mediterranean abandoned semiarid soils. *Applied soil ecology,* 41**,** 195-205.

BERGAYA, F. & LAGALY, G. 2013. *Handbook of Clay Science*, Elsevier Science. 1752

BIRI, A., KABA, S., TADDESSE, F., DECHASSA, N., JJ, S., ZEWIDIE, A. & CHAVHAN, A. 2016. Effect of Vermicompost and Nitrogen Application on Striga Incidence, Growth, and Yield of

Sorghum [Sorghum bicolor (L.) Monech] in Fedis, eastern Ethiopia. *International J. of Life Sciences,* 4**,** 349-360.

BOCCOLINI, M. F., BASILE, L. A., CAZORLA, C. R., GALARZA, C. M., CONDE, B. & FIGUEROLA, E. L. M. 2016. Impacto de la aplicación prolongada de urea sobre bacterias nitritantes de un Argiudol típico, Argentina. *Ciencia del suelo,* 34**,** 21-31.

BROZ, A., VERMA, P., APPEL, C., STUBLER, C., YOST, J. & HURLEY, S. Effect of Vermicompost on Nitrate Leaching and Strawberry Growth. AGU Fall Meeting Abstracts, 2016a.

BROZ, A. P., VERMA, P. O. & APPEL, C. 2016b. Nitrogen Dynamics of Vermicompost Use in Sustainable Agriculture. *Journal of Soil Science and Environmental Management,* 7**,** 173-183.

CAMPISI, T., ABBONDANZI, F., FACCINI, B., DI GIUSEPPE, D., MALFERRARI, D., COLTORTI, M., LAURORA, A. & PASSAGLIA, E. 2016. Ammonium-charged zeolitite effects on crop growth and nutrient leaching: greenhouse experiments on maize (Zea mays). *Catena,* 140**,** 66-76.

CAMPOS, B., AGUILAR-CARRILLO, J., ALGARRA, M., GONÇALVES, M. A., RODRÍGUEZ-CASTELLÓN, E., DA SILVA, J. C. E. & BOBOS, I. 2013. Adsorption of uranyl ions on kaolinite, montmorillonite, humic acid and composite clay material. *Applied Clay Science,* 85**,** 53-63.

CARRIAZO, J., MOLINA, R. & MORENO, S. 2007. Caracterización estructural y textural de una bentonita colombiana. *Revista Colombiana de Química,* 36**,** 213 -225.

CIVEIRA, G. & RODRÍGUEZ, M. B. 2011. Nitrógeno residual y lixiviado del fertilizante en el sistema suelo-planta-zeolitas. *Ciencia del suelo,* 29**,** 285-294.

CONSEJO NACIONAL DE POLÍTICA ECONÓMICA Y SOCIAL - CONPES 2009. Política nacional para la racionalización del componente de costos de producción asociados a los fertilizantes en el sector agropecuario. *In:* CUNDINAMARCA (ed.). Bogotá,DC.

CONTRERAS, J., ROJAS, J., ACEVEDO, I. & ADAMS, M. 2014. Caracterización de las propiedades físicas y bioquímicas del vermicompost de pergamino de café y estiércol de bovino. *Rev. Fac. Agron.(LUZ),* 1**,** 489-501.

CORNEJO, J. & HERMOSIN, M. 1996. Interaction of humic substances and soil clays. *In:* PICCOLO, A. (ed.) *Humic substances in terrestrial ecosystems.* Amsterdam: Elsevier.

CROKER, J., POSS, R., HARTMANN, C. & BHUTHORNDHARAJ, S. 2004. Effects of recycled bentonite addition on soil properties, plant growth and nutrient uptake in a tropical sandy soil. *Plant and soil,* 267**,** 155-163.

CZABAN, J. & SIEBIELEC, G. 2013. Effects of bentonite on sandy soil chemistry in a long-term plot experiment (II); effect on pH, CEC, and macro-and micronutrients. *Polish Journal of Environmental Studies,* 22**,** 1669-1676.

CZABAN, J., SIEBIELEC, G., CZYŻ, E. & NIEDŹWIECKI, J. 2013. Effects of bentonite addition on sandy soil chemistry in a long-term plot experiment (I); Effect on organic carbon and total nitrogen. *Pol. J. Environ. Stud,* 22**,** 1661-1167.

CHOI, K.-C., JO, N.-C., JUNG, M.-W. & YOOK, W.-B. 2010. Effects of Application of Fermented Swine Manure with Additional Nitrogen Fertilizer on Productivity of Corn and Leaching of Nitrogen and Phosphorous in Corn Cultivation Soil. *Journal of The Korean Society of Grassland and Forage Science,* 30**,** 15-24.

DAZA, M., MENESES, H., REYES, A. & URRUTIA, N. 2017. Necesidades hídricas de Estevia en el suroccidente colombiano calculadas con el coeficientes del Cultivo. *Revista Agronomía Mesoamericana,* 28**,** 509-521.

DAZA, M. C., DÍAZ, J., AGUIRRE, E. & URRUTIA, N. 2015. Efecto de abonos de liberación lenta en la lixiviación de nitratos y nutrición nitrogenada en estevia. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas,* 9**,** 112 -123.

DAZA, M. C., FLOREZ, F. H. & TRIANA, F. A. 2014. Efecto del Uso del Suelo en la Capacidad de Almacenamiento Hídrico en el Páramo de Sumapaz-Colombia/Effect of Land Use on Water Holding Capacity in the Sumapaz Paramo-Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomia Medellin,* 67**,** 7189 - 7200.

DE LAS HERAS, J., FABEIRO, C. & MECO, R. 2003. *Fundamentos de agricultura ecológica: realidad actual y perspectivas,* España, Ediciones de la Universidad de Castilla - La Mancha.

DEMPSTER, D. N., JONES, D. L. & MURPHY, D. V. 2012. Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil. *Soil Research,* 50**,** 216-221.

DÍAZ, E. 2002. Guía de lombricultura. *In:* RIOJA., A. D. D. E. Y. C. E. M. C. D. L. (ed.) *Lombricultura una alternativa de producción.* Argentina, Buenos Aires.

DIKINYA, O. & MUFWANZALA, N. 2010. Chicken manure-enhanced soil fertility and productivity: Effects of application rates. *Journal of Soil Science and Environmental Management,* 1**,** 46-54.

DOMÈNECH, X. & PERAL, J. 2006. *Química ambiental de sistemas terrestres*, Reverté.

ESTRADA PAREJA, M. M. 2005. Manejo y procesamiento de la gallinaza. *Revista Lasallista de Investigación,* 2**,** 43-48.

FALLAS-CASTRO, R. A. & ESCOTO-MONTERO, A. 2007. Reducción de la contaminación ambiental mediante la producción de lombricompost a partir de residuos orgánicos.

FAO 2000. *Manual de prácticas integradas de manejo y conservación de suelos*, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

FAO. 2004. *Elaboración de lombricompost* [Online]. FAO. Available: http://teca.fao.org/es/read/5984.

FAO. 2015. *¿Qué es la agricultura de conservación?* [Online]. FAO. Available: http://www.fao.org/ag/ca/es/1a.html.

FERNANDEZ , L. C. 2006. *Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados*, Instituto Mexicano del Petróleo. 180

FERRERAS, L., GÓMEZ, E., TORESANI, S., FIRPO, I. & ROTONDO, R. 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology,* 97**,** 635-640.

FORGE, T., KENNEY, E., HASHIMOTO, N., NEILSEN, D. & ZEBARTH, B. 2016. Compost and poultry manure as preplant soil amendments for red raspberry: Comparative effects on root lesion nematodes, soil quality and risk of nitrate leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 223**,** 48-58.

GÁMIZ, B., CELIS, R., CORNEJO, J. & HERMOSÍN, M. C. 2012. Organoarcillas como enmiendas para aumentar la eficacia y reducir el impacto contaminante de herbicidas en suelos agrícolas. *Revista de la sociedad española de mineralogía,* 16**,** 120-121.

GHOLAMHOSEINI, M., GHALAVAND, A., KHODAEI-JOGHAN, A., DOLATABADIAN, A., ZAKIKHANI, H. & FARMANBAR, E. 2013. Zeolite-amended cattle manure effects on sunflower yield, seed quality, water use efficiency and nutrient leaching. *Soil and Tillage Research,* 126**,** 193-202.

GLIESSMAN, S. R. 2002. *Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible,* Costa Rica, CATIE. 359

GONZALES, H., SADEGHIAN, S., MEDINA, R. & CASTRO, A. 2015. Alternativas para disminuir la volatilización de nitrógeno producida por la fertilización con urea. *Cenicafé,* 66**,** 7 - 16.

GOSWAMI, L., NATH, A., SUTRADHAR, S., BHATTACHARYA, S. S., KALAMDHAD, A., VELLINGIRI, K. & KIM, K.-H. 2017. Application of drum compost and vermicompost to improve soil health, growth, and yield parameters for tomato and cabbage plants. *Journal of Environmental Management,* 200**,** 243-252.

HAYATSU, M., TAGO, K. & SAITO, M. 2008. Various players in the nitrogen cycle: Diversityt and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification. *Soil Science and Plant Nutrition***,** 33-45.

HAZRA, G. 2016. Different Types of Eco-Friendly Fertilizers: An Overview. *Sustainability in Environment,* 1**,** 54.

HIZAL, J. & APAK, R. 2006. Modeling of cadmium (II) adsorption on kaolinite-based clays in the absence and presence of humic acid. *Applied Clay Science,* 32**,** 232-244.

HOSSNE, G. & AMÉRICO, J. 2008. La densidad aparente y sus implicaciones agrícolas en el proceso expansión/contracción del suelo. *Terra Latinoamericana,* 26**,** 195-202.

HU, B. I., SEHN, L. D., XU, X. Y. & ZHENG, P. 2011. Anaerobic ammonium oxidation (anammox) in different natural ecosystems. *Biochemical Society Transactions***,** 1811-1816.

IBÁÑEZ ASENSIO, S., GISBERT BLANQUER, J. M. & MORENO RAMÓN, H. 2011. Filosilicatos 2: 1. *Universidad politécnica de Valencia.*

ICONTEC 2004. Productos para la industria agrícola y materiales usados como fertilizantes y acondicionadores., ICONTEC. *NTC 5167.* Bogotá, DC: ICONTEC.

IGAC 2006. *Métodos analíticos del laboratorio de suelos,* Bogotá, IGAC. 648

ISMAIL, S. M. & OZAWA, K. 2007. Improvement of crop yield, soil moisture distribution and water use efficiency in sandy soils by clay application. *Applied Clay Science,* 37**,** 81-89.

JÁCOME, A. R. 2011. *Efecto de la fertilización orgánica e inorgánica en el cultivo de fríjol (phaseolus vulgaris L.) en un inceptisol con propiedades andicas en la microcuenca centella Dagua-Valle.* Ingeniero agrícola, Universidad del Valle.67

JÁCOME, A. R., PEÑARETE, W. & DAZA, M. C. 2013. Fertilización orgánica e inorgánica en fríjol (Phaseolus vulgaris L.) en suelo inceptisol con propiedades ándicas. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente***,** 59-67.

JARAMILLO, D. 2002. *Introducción a la ciencia del suelo,* Medellín, Universidad Nacional de Colombia.

JIMÉNEZ, A. H., SERRANO, J. I. B., PLANES, F. M., RODRÍGUEZ, A. C., GARCÍA, M. O. A., PAREDES, J. D. G., MOLINA, A. M. & GONZÁLEZ, O. N. 2010. *Fundamentos de la estructura de suelos tropicales*, Universidad Autónoma de Nayarit. 79

JOUQUET, P. & DOAN, T. T. 2014. Vermicompost reduces the invasiveness of the earthworm species Dichogaster bolaui compared to the use of compost in a degraded tropical soil in Northern Vietnam. *European journal of soil biology,* 64**,** 46-52.

JULCA-OTINIANO, A., MENESES-FLORIÁN, L., BLAS-SEVILLANO, R. & BELLO-AMEZ, S. 2006. La materia orgánica, importancia y experiencia de su uso en la agricultura. *Idesia (Arica),* 24**,** 49-61.

JULCA, A., MENESES, L., BLAS, R. & BELLO, S. 2006. La materia orgánica, importancia y experiencia de su uso en la agricultura. *Idesia***,** 49-61.

KASS, D. C. L. 1998. *Fertilidad de Suelos,* San José, Costa Rica, Euned. 272

KOH, S.-M. & DIXON, J. B. 2001. Preparation and application of organo-minerals as sorbents of phenol, benzene and toluene. *Applied Clay Science,* 18**,** 111-122.

LEGGO, P. J., LEDÉSERT, B. & CHRISTIE, G. 2006. The role of clinoptilolite in organo-zeolitic-soil systems used for phytoremediation. *Science of the total environment,* 363**,** 1-10.

LEMA-AGUIRRE, A. C., BASANTES-MORALES, E. R. & PANTOJA-GUAMÁN, J. L. 2017. Barley (Hordeum vulgare L.) yield with normal and coated urea in Pintag, Quito, Ecuador. *Agronomía Mesoamericana,* 28**,** 97-102.

LI, R., WANG, J. J., ZHANG, Z., SHEN, F., ZHANG, G., QIN, R., LI, X. & XIAO, R. 2012. Nutrient transformations during composting of pig manure with bentonite. *Bioresource Technology,* 121**,** 362-368.

LIMA, D. L., SANTOS, S. M., SCHERER, H. W., SCHNEIDER, R. J., DUARTE, A. C., SANTOS, E. B. & ESTEVES, V. I. 2009. Effects of organic and inorganic amendments on soil organic matter properties. *Geoderma,* 150**,** 38-45.

LIU, Z., ZHANG, G. & WANG, M. K. 2014. Immobilization of polychlorinated biphenyls in contaminated soils using organoclays. *Applied Clay Science,* 101**,** 297-303.

LÓPEZ, J. D., DÍAZ ESTRADA, A., MARTÍNEZ RUBIN, E. & VALDEZ CEPEDA, R. D. 2001. Abonos orgánicos y su efecto en propiedades físicas y químicas del suelo y rendimiento en maíz. *Terra latinoamericana,* 19**,** 293-299.

MALEKIAN, R., ABEDI-KOUPAI, J. & ESLAMIAN, S. S. 2011. Influences of clinoptilolite and surfactant-modified clinoptilolite zeolite on nitrate leaching and plant growth. *Journal of hazardous materials,* 185**,** 970-976.

MAMINDY-PAJANY, Y., HUREI, C., GERET, F., ROMÉO, M. & MARMIER, N. 2013. Comparison of mineral-based amendments for ex-situ stabilization of trace elements (As, Cd, Cu, Mo, Ni, Zn) in marine dreged sediments: A pilot-scale experiment. *Journal of Hazardous Materials***,** 213-219.

MARATHE, R. A., SHARMA, J., MURKUTE, A. A. & BABU, K. D. 2017. Response of nutrient supplementation through organics on growth, yield and quality of pomegranate. *Scientia Horticulturae,* 214**,** 114-121.

MARCANO, L. 2010. Nitrato lixiviado de columnas de suelo sin disturbar, pertenecientes a dos suelos de la Cuenca del Lago de Valencia. *Revista de la Facultad de Ingeniería U.C.V,* 25**,** 67-72.

MÁRGEZ, F., PEDRO, J., VALERO CÓRDOBA, C., OSUNA ÁVILA, P., CORRAL DÍAZ, B., SHUKLA, M. K. & SALAZAR SOSA, E. 2013. Textura del suelo y tipo de agua de riego en la disponibilidad de fósforo de estiércol bovino. *Terra Latinoamericana,* 31**,** 211-220.

MATOCHA, C. J., GROVE, J. H., KARATHANASIS, T. D. & VANDIVIERE, M. 2016. Changes in soil mineralogy due to nitrogen fertilization in an agroecosystem. *Geoderma,* 263**,** 176-184.

MCKEAN, S. 1993. *Manual de análisis de suelos y tejido vegetal: una guía teórica y práctica de metodologías,* C, Colombia. 97

MEDINA, J. W. S., PÉREZ, W. R. & PATIÑO, G. R. 2014. Caracterización física y química de bokashi y lombricompost y su evaluación agronómica en plantas de maíz. *Ingenierías & Amazonia,* 7**,** 5-16.

MEGDA, M. X. V., MARIANO, E., LEITE, J. M., MEGDA, M. M. & TRIVELIN, P. C. O. 2014. Chloride ion as nitrification inhibitor and its biocidal potential in soils. *Soil Biology and Biochemistry,* 72**,** 84-87.

MEISL, T., DUBSKÝ, M., ŠRÁMEK, F. & NEČAS, T. 2013. The effect of clay amendment on substrate properties and growth of woody plants. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis,* 60**,** 163-170.

MEKURIA, W., NOBLE, A., SENGTAHEUANGHOUNG, O., HOANH, C. T., BOSSIO, D., SIPASEUTH, N., MCCARTNEY, M. & LANGAN, S. 2014. Organic and Clay-Based Soil Amendments Increase

Maize Yield, Total Nutrient Uptake, and Soil Properties in Lao PDR. *Agroecology and Sustainable Food Systems,* 38**,** 936-961.
NAVARRO GARCÍA, G. & NAVARRO GARCÍA, S. 2013. *Química agrícola: Química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas,* España, Ediciones Mundi-Prensa.
NÚÑEZ, J. 1981. *Fundamentos de Edafología,* San José, Costa Rica, Euned. 188
OBREGÓN-PORTOCARRERO, N., DÍAZ-ORTIZ, J. E., DAZA-TORRES, M. C. & ARISTIZABAL-RODRÍGUEZ, H. F. 2016. Efecto de la aplicación de zeolita en la recuperación de nitrógeno y el rendimiento de maíz. *Acta Agronómica,* 65**,** 24-30.
OO, A., IWAI, C. & SAENJAN, P. 2013. Soil properties and maize growth in saline and nonsaline soils using cassava-industrial waste compost and vermicompost with or without earthworms. *Land Degradation & Development,* 26**,** 300-310.
OREN, A. 2002. Diversity of halophilic microorganisms: environments, phylogeny, physiology, and applications. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology,* 28**,** 56-63.
OSORIO, N. 2012. COMO INTERPRETAR LOS RESULTADOS DEL ANALISIS DE FERTILIDAD DEL SUELO. *Boletín del Manejo Integral del Suelo y la Nutrición Vegetal - Universidad Nacional de Colombia,* 1**,** 3.
PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M. & POCH, R. 2014. *Edafología: Uso y protección de suelos,* Madrid, Ediciones Mundi-Prensa.
QIU, S.-J., PENG, P.-Q., LI, L., HE, P., LIU, Q., WU, J.-S., CHRISTIE, P. & JU, X.-T. 2012. Effects of applied urea and straw on various nitrogen fractions in two Chinese paddy soils with differing clay mineralogy. *Biology and fertility of soils,* 48**,** 161-172.
RED ESPAÑOLA DE COMPOSTAJE, R. E. D. C. 2016. *Residuos ganaderos I.2*, Ediciones Mundi-Prensa. 348
REN, B., DAN, X., JI-ZHENG, H., HANG-WEI, H., YUN-TING , F. & LI-MEI, Z. 2015. Activity, abundance and community structure of anammox bacteria along depth profiles in three different paddy soils. *Soil Biology and Biochemistry***,** 212-221.
RIBAUDO, M., HANSEN, L., LIVINGSTON, M., MOSHEIM, R., WILLIAMSON, J. & DELGADO, J. 2011. Nitrogen in agricultural systems: Implications for conservation policy. *USDA-ERS Economic Research Report*.
ROY, S. & KASHEM, M. A. 2014. Effects of organic manures in changes of some soil properties at different incubation periods. *Open Journal of Soil Science,* 4**,** 81.
SHAKOOR, A. A., MUHAMMAD, REHMAN TARIQ, A.-U. & AHMAD, I. 2012. Evaluating the role of bentonite embedment in controlling infiltration and improve root zone water distribution in coarse soil. *Pak. J. Agri. Sci,* 49**,** 375-380.
SHARMA, R. C. & BANIK, P. 2014. Vermicompost and fertilizer application: effect on productivity and profitability of baby corn (Zea mays L.) and soil health. *Compost science & utilization,* 22**,** 83-92.
SHAYGAN, M., READING, L. P. & BAUMGARTL, T. 2017. Effect of physical amendments on salt leaching characteristics for reclamation. *Geoderma,* 292**,** 96-110.
SITTHAPHANIT, S., BELL, R. W. & LIMPINUNTANA, V. 2010. Effect of clay amendments on nitrogen leaching and forms in a sandy soil. *19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World.* Brisbane, Australia.
SOCA, M. & DAZA, M. C. 2015. La Zeolita Y Su Efecto En La Eficiencia Del Nitrogeno En Arroz y Maíz. *Revista de Ciencias Agrícolas,* 32**,** 46-55.
SPOSITO, G. 2008. *The chemistry of soils*, Oxford university press. 272

TAN, K. H. 2014. *Humic Matter in Soil and the Environment: Principles and Controversies, Second Edition*, Taylor & Francis.
THENG, B., CHURCHMAN, G. & NEWMAN, R. 1986. The occurrence of interlayer clay-organic complexes in two New Zealand soils. *Soil Science,* 142**,** 262-266.
TRINIDAD-SANTOS, A. & VELASCO-VELASCO, J. 2016. IMPORTANCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL SUELO. *Agroproductividad***,** 52-58.
WANG, Q., LI, R., CAI, H., AWASTHI, M. K., ZHANG, Z., WANG, J. J., ALI, A. & AMANULLAH, M. 2016. Improving pig manure composting efficiency employing Ca-bentonite. *Ecological Engineering,* 87**,** 157-161.
WATANABE, H., HOSHINO, K. & ADACHI, Y. 2017. Effects of poultry manure on soil solution electrical conductivity and early growth of Monochoria vaginalis. *Plant Production Science,* 20**,** 67-71.
WEI, H., GUENET, B., VICCA, S., NUNAN, N., ASARD, H., ABDELGAWAD, H., SHEN, W. & JANSSENS, I. A. 2014. High clay content accelerates the decomposition of fresh organic matter in artificial soils. *Soil Biology and Biochemistry,* 77**,** 100-108.
WHITE, R. E. 2013. *Principles and practice of soil science: the soil as a natural resource*, John Wiley & Sons. 384
YANG, J., YU, K. & LIU, C. 2017. Chromium immobilization in soil using quaternary ammonium cations modified montmorillonite: Characterization and mechanism. *Journal of Hazardous Materials,* 321**,** 73-80.
YANG, L., ZHAO, F., CHANG, Q., LI, T. & LI, F. 2015. Effects of vermicomposts on tomato yield and quality and soil fertility in greenhouse under different soil water regimes. *Agricultural Water Management,* 160**,** 98-105.
YARIV, S. 2004. The role of charcoal on DTA curves of organo-clay complexes: an overview. *Applied Clay Science,* 24**,** 225-236.
ZAMBONI, C., INGRID, R., BALLESTEROS, G., MARÍA, I., ZAMUDIO, S. & ADRIANA, M. 2006. Caracterización de ácidos húmicos y fúlvicos de un Mollisol bajo dos coberturas diferentes. *Revista Colombiana de Química,* 35**,** 191-203.
ZARABI, M. & JALALI, M. 2012. Leaching of nitrogen and base cations from calcareous soil amended with organic residues. *Environmental technology,* 33**,** 1577-1588.
ZHANG, C., ZHOU, B., CHEN, X., LI, J., ZHANG, J. & ZHANG, C. 2013. Effects of vermicompost at different propositions on the growth of Zea mays and soil fertility. *Journal of South China Agricultural University,* 34**,** 137-143.
ZHANG, L., LUO, L. & ZHANG, S. 2012. Integrated investigations on the adsorption mechanisms of fulvic and humic acids on three clay minerals. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects,* 406**,** 84-90.
ZHANG, N., REN, Y.-L., SHI, Q.-H., WANG, X.-F., WEI, M. & YANG, F.-J. 2011. Effects of vermicompost on quality and yield of watermelon. *China Vegetables,* 6**,** 23.

ANEXOS

Anexo A. Datos de evaporación calculada en milimetros.

Datos evaporación calculada en mm				
Fecha	Tanque prototipo Univalle	Estación PTAR Cali	Estación Melendez	Estación Jamundí
27-jul	3,06	7	6,4	5,4
28-jul	1,36	7,3	7,1	6,7
29-jul	3,74	5,3	6	5,5
30-jul	2,3	3,8	3,9	4
31-jul	2,96	4,7	4,6	4,6
01-ago	2,9	4,7	4,1	4
02-ago	2,82	6,3	5,6	6,2
03-ago	2,35	7,3	6,9	6,9
04-ago	2,32	5	4,6	4,7
05-ago	2,68	6,1	5,9	6
06-ago	2,78	5,6	5,5	4,9
07-ago	4,48	4,2	4	4,6
09-ago	3,4	6,3	6,7	6,3
10-ago	2,94	4,8	4,3	3,6
11-ago	1,74	4,8	4,5	4,4
12-ago	1,83	5,6	5,3	5,4
13-ago	5,04	5,4	5,6	4,1
14-ago	2,75	4,8	4,5	4,4
15-ago	4,07	5,1	4,1	4,3
16-ago	1,93	6,9	6,5	6,7
17-ago	3,53	7,4	6,4	6,2
18-ago	4,64	5,1	5,1	5,8
19-ago	3,82	5,7	4,9	5,2
20-ago	3,56	6,8	5,8	5,9
21-ago	4,42	5,4	4,7	4,8
22-ago	4,52	7,1	5,8	6,4
23-ago	4,34	7,3	6,2	5,8
24-ago	4,56	3,6	3,1	2,6
25-ago	2,18	4,6	4,6	4,4

Anexo B. Datos evaporación acumulada en milímetros

Datos evaporación acumulada en mm				
Fecha	Tanque prototipo Univalle	Estación Melendez	Estación Jamundí	Estación PTAR Cali
27/07/2016	3,06	6,4	5,4	7
28/07/2016	4,42	13,5	12,1	14,3
29/07/2016	8,16	19,5	17,6	19,6
30/07/2016	10,46	23,4	21,6	23,4
31/07/2016	13,42	28	26,2	28,1
01/08/2016	16,32	32,1	30,2	32,8
02/08/2016	19,14	37,7	36,4	39,1
03/08/2016	21,49	44,6	43,3	46,4
04/08/2016	23,81	49,2	48	51,4
05/08/2016	26,49	55,1	54	57,5
06/08/2016	29,27	60,6	58,9	63,1
07/08/2016	33,75	64,6	63,5	67,3
09/08/2016	37,15	71,3	69,8	73,6
10/08/2016	40,09	75,6	73,4	78,4
11/08/2016	41,83	80,1	77,8	83,2
12/08/2016	43,66	85,4	83,2	88,8
13/08/2016	48,7	91	87,3	94,2
14/08/2016	51,45	95,5	91,7	99
15/08/2016	55,52	99,6	96	104,1
16/08/2016	57,45	106,1	102,7	111
17/08/2016	60,98	112,5	108,9	118,4
18/08/2016	65,62	117,6	114,7	123,5
19/08/2016	69,44	122,5	119,9	129,2
20/08/2016	73	128,3	125,8	136
21/08/2016	77,42	133	130,6	141,4
22/08/2016	81,94	138,8	137	148,5
23/08/2016	86,28	145	142,8	155,8
24/08/2016	90,84	148,1	145,4	159,4
25/08/2016	93,02	152,7	149,8	164

Anexo C. ANOVA de las variables respuesta del suelo ácido.

Anova		Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	Pr(>F)	
Humedad gravimétrica a capacidad de campo	Tratamientos	9	0,090582	0,0100647	2,418	0,04804	*
	Residuales	20	0,08325	0,0041625			
Volumen total lixiviados	Tratamientos	9	5641989	626888	52,101	6,29E-12	***
	Residuales	20	240642	12032			
Eficiencia retención de humedad	Tratamientos	9	0,99944	0,111049	25,15	5,21E-09	***
	Residuales	20	0,08831	0,004415			
Amonio en lixiviados	Tratamientos	9	106,043	11,7826	4,5614	0,002274	**
	Residuales	20	51,662	2,5831			
Nitrato en lixiviados	Tratamientos	9	96,38	10,7089	3,9302	0,00518	**
	Residuales	20	54,495	2,7248			
pH	Tratamientos	9	29,5667	3,2852	119,2	2,18E-15	***
	Residuales	20	0,5512	0,0276			
CIC	Tratamientos	9	832,2	92,467	26,732	3,01E-09	***
	Residuales	20	69,18	3,459			
Materia Orgánica	Tratamientos	9	0,123858	0,013762	28,297	1,80E-09	***
	Residuales	20	0,009727	0,0004864			
Conductividad eléctrica	Tratamientos	9	65,381	7,2645	20,266	3,50E-08	***
	Residuales	20	7,169	0,3585			
Nitrógeno Total	Tratamientos	9	0,0059526	6,61E-04	11,04	5,36E-06	***
	Residuales	20	0,0011982	5,99E-05			

Anexo D. Medias estimadas para las varaibles respuesta del suelo ácido.

Variable: hcc					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	54,631	2,484	4,302	43,944	65,317
Mon	53,288	1,843	3,191	45,360	61,216
Gal	51,101	1,828	3,166	43,235	58,966
GP1	49,946	1,142	1,978	45,031	54,860
GP2	49,394	3,468	6,006	34,473	64,314
GP3	50,424	1,270	2,200	44,960	55,889
Lom	67,662	9,546	16,533	26,590	108,733
LP1	54,018	1,030	1,785	49,585	58,451
LP2	51,252	0,427	0,739	49,416	53,088
LP3	58,176	2,670	4,625	46,688	69,664

Variable: tlix					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	114,500	33,001	57,160	-27,493	256,493
Mon	66,167	57,875	100,243	-182,850	315,183
Gal	1343,000	95,582	165,554	931,742	1754,258
GP1	859,333	88,379	153,076	479,071	1239,596
GP2	907,667	76,595	132,666	578,105	1237,228
GP3	703,000	39,247	67,978	534,133	871,867
Lom	259,667	17,295	29,956	185,253	334,080
LP1	187,333	73,012	126,461	-126,813	501,479
LP2	53,000	38,136	66,053	-111,085	217,085
LP3	103,000	65,041	112,654	-176,849	382,849

Variable: efi					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	97,115	0,831	1,440	93,538	100,693
Mon	98,316	1,475	2,554	91,971	104,661
Gal	66,164	2,408	4,171	55,802	76,525
GP1	78,208	2,158	3,738	68,922	87,494
GP2	76,977	1,875	3,248	68,909	85,045
GP3	82,095	1,000	1,731	77,795	86,396
Lom	93,458	0,436	0,755	91,583	95,333
LP1	95,256	1,839	3,186	87,342	103,170
LP2	98,650	0,971	1,682	94,471	102,829
LP3	97,377	1,657	2,869	90,249	104,504

Variable: Inh					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	5,350	0,836	1,448	1,754	8,946
Mon	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Gal	1,944	0,321	0,557	0,561	3,326
GP1	1,575	0,543	0,941	-0,763	3,912
GP2	1,219	0,135	0,233	0,640	1,798
GP3	0,245	0,055	0,095	0,009	0,480
Lom	5,261	1,159	2,008	0,272	10,250
LP1	2,834	2,368	4,101	-7,353	13,022
LP2	0,126	0,073	0,126	-0,187	0,439
LP3	0,794	0,732	1,268	-2,357	3,945

Variable: Ino					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	4,188	0,332	0,575	2,761	5,616
Mon	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Gal	2,769	0,143	0,248	2,153	3,385
GP1	2,019	0,077	0,134	1,685	2,352
GP2	2,420	0,228	0,395	1,439	3,402
GP3	2,808	0,490	0,848	0,701	4,915
Lom	7,263	1,263	2,188	1,829	12,698
LP1	3,561	1,305	2,261	-2,055	9,178
LP2	1,890	0,951	1,648	-2,203	5,984
LP3	2,172	2,109	3,654	-6,904	11,248

Variable: cic					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	32,167	0,393	0,681	30,476	33,858
Mon	43,601	0,552	0,956	41,227	45,976
Gal	38,160	1,601	2,772	31,273	45,047
GP1	37,241	0,833	1,443	33,657	40,826
GP2	34,768	1,489	2,579	28,361	41,175
GP3	34,768	0,367	0,636	33,188	36,348
Lom	49,113	1,019	1,765	44,728	53,498
LP1	44,732	0,245	0,424	43,679	45,785
LP2	43,177	0,815	1,412	39,671	46,684
LP3	44,732	1,924	3,332	36,455	53,009

Variable: ph					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	4,617	0,052	0,091	4,391	4,842
Mon	6,563	0,222	0,385	5,607	7,520
Gal	7,930	0,067	0,115	7,644	8,216
GP1	7,303	0,116	0,201	6,803	7,803
GP2	7,430	0,085	0,147	7,064	7,796
GP3	7,587	0,084	0,146	7,225	7,949
Lom	5,637	0,054	0,093	5,406	5,867
LP1	5,870	0,051	0,089	5,649	6,091
LP2	6,030	0,006	0,010	6,005	6,055
LP3	6,047	0,044	0,076	5,859	6,235

Variable: mor					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	9,500	0,913	1,581	5,573	13,427
Mon	3,292	0,433	0,751	1,427	5,156
Gal	14,492	0,573	0,992	12,028	16,956
GP1	8,268	0,908	1,573	4,359	12,176
GP2	9,219	0,081	0,140	8,871	9,568
GP3	7,230	0,465	0,805	5,231	9,230
Lom	17,695	0,979	1,696	13,482	21,908
LP1	10,717	0,885	1,532	6,911	14,523
LP2	9,438	0,394	0,682	7,744	11,132
LP3	11,559	1,233	2,136	6,253	16,865

Variable: con					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	1,376	0,088	0,152	5,573	1,753
Mon	3,545	0,551	0,955	1,427	5,917
Gal	5,507	0,099	0,172	12,028	5,933
GP1	4,727	0,082	0,142	4,359	5,079
GP2	5,407	0,262	0,454	8,871	6,534
GP3	6,767	0,202	0,350	5,231	7,636
Lom	3,923	0,190	0,330	13,482	4,742
LP1	3,837	0,070	0,121	6,911	4,137
LP2	5,497	0,685	1,187	7,744	8,445
LP3	6,120	0,497	0,860	6,253	8,256

Variable: nt					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	0,054	0,010	0,017	0,013	0,096
Mon	0,035	0,018	0,032	-0,044	0,115
Gal	0,168	0,023	0,040	0,069	0,267
GP1	0,134	0,029	0,050	0,009	0,259
GP2	0,130	0,002	0,004	0,120	0,140
GP3	0,044	0,013	0,022	-0,011	0,099
Lom	0,475	0,004	0,006	0,459	0,491
LP1	0,071	0,042	0,074	-0,112	0,254
LP2	0,162	0,038	0,066	-0,001	0,325
LP3	0,112	0,042	0,072	-0,068	0,292

Anexo E. ANOVA de las variables respuesta del suelo básico.

Anova		Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	Pr(>F)	
Humedad gravimétrica a capacidad de campo	Tratamientos	9	0,256182	0,028465	12,352	2,21E-06	***
	Residuales	20	0,046089	0,002305			
Volumen total lixiviados	Tratamientos	9	6988195	776466	74,677	2,02E-13	***
	Residuales	20	207955	10398			
Eficiencia retención de humedad	Tratamientos	9	1,13785	0,126428	45,047	2,48E-11	***
	Residuales	20	0,05613	0,002807			
Amonio en lixiviados	Tratamientos	9	16,579	1,84215	3,2125	0,01424	*
	Residuales	20	11,469	0,57343			
Nitrato en lixiviados	Tratamientos	9	28,943	3,2158	1,8159	0,1278	
	Residuales	20	35,419	1,7709			
pH	Tratamientos	9	13,7946	1,53274	170,49	2,20E-16	***
	Residuales	20	0,1798	0,00899			
ClC	Tratamientos	9	384,58	42,731	4,2748	0,00328	**
	Residuales	20	199,92	9,996			
Materia Orgánica	Tratamientos	9	0,213934	0,02377	24,764	5,98E-09	***
	Residuales	20	0,019198	0,00096			
Conductividad eléctrica	Tratamientos	9	40,558	4,5064	22,125	1,62E-08	***
	Residuales	20	4,074	0,2037			
Nitrógeno Total	Tratamientos	9	0,000729	8,10E-05	1,8268	0,1255	
	Residuales	20	0,000886	4,43E-05			

Anexo F. Medias estimadas para las varaibles respuesta del suelo básico.

Variable: hcc					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	32,910	1,195	2,070	27,768	38,052
Mon	31,553	0,184	0,319	30,760	32,347
Gal	32,715	0,936	1,621	28,687	36,742
GP1	34,491	0,295	0,510	33,224	35,758
GP2	36,924	1,135	1,965	32,043	41,806
GP3	34,208	1,865	3,230	26,184	42,232
Lom	64,102	6,886	11,927	34,474	93,731
LP1	39,055	2,035	3,525	30,297	47,812
LP2	39,156	3,122	5,408	25,722	52,591
LP3	38,936	0,472	0,818	36,903	40,968

Variable: tlix					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	166,333	26,397	45,720	52,758	279,909
Mon	7,000	7,000	12,124	-23,119	37,119
Gal	1556,667	70,355	121,858	1253,955	1859,378
GP1	867,333	58,073	100,585	617,466	1117,200
GP2	934,333	115,874	200,700	435,768	1432,899
GP3	837,000	48,014	83,162	630,413	1043,587
Lom	214,333	68,960	119,442	-82,376	511,043
LP1	184,000	23,861	41,328	81,336	286,664
LP2	222,333	17,188	29,771	148,377	296,289
LP3	95,667	65,106	112,767	-184,461	375,795

Variable: efi					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	95,809	0,665	1,152	92,948	98,671
Mon	99,822	0,178	0,309	99,055	100,589
Gal	60,780	1,773	3,070	53,154	68,407
GP1	78,148	1,463	2,534	71,853	84,443
GP2	76,288	2,956	5,120	63,569	89,007
GP3	78,912	1,210	2,095	73,707	84,117
Lom	94,600	1,737	3,009	87,124	102,075
LP1	95,327	0,620	1,073	92,661	97,992
LP2	94,398	0,433	0,750	92,535	96,262
LP3	97,584	1,639	2,839	90,532	104,636

Variable: Inh					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	2,196	0,478	0,828	0,138	4,254
Mon	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Gal	1,472	0,246	0,425	0,415	2,528
GP1	2,043	0,342	0,593	0,571	3,515
GP2	1,178	0,351	0,608	-0,332	2,688
GP3	0,682	0,019	0,033	0,600	0,764
Lom	1,617	0,308	0,534	0,291	2,944
LP1	2,226	0,846	1,465	-1,412	5,864
LP2	2,279	0,429	0,743	0,433	4,125
LP3	0,719	0,623	1,078	-1,960	3,398

Variable: Ino					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	1,572	0,180	0,311	0,798	2,345
Mon	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Gal	0,598	0,029	0,051	0,471	0,724
GP1	1,119	0,173	0,300	0,374	1,863
GP2	1,218	0,257	0,446	0,111	2,325
GP3	0,483	0,054	0,093	0,251	0,714
Lom	0,608	0,186	0,321	-0,191	1,406
LP1	2,454	1,077	1,865	-2,179	7,087
LP2	3,290	0,924	1,601	-0,687	7,267
LP3	2,019	1,929	3,342	-6,027	10,576

Variable: cic					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	26,733	0,581	1,007	24,233	29,234
Mon	33,591	1,815	3,143	25,782	41,399
Gal	30,689	1,011	1,752	26,337	35,040
GP1	29,347	4,978	8,621	7,930	50,763
GP2	24,377	0,997	1,728	20,085	28,669
GP3	24,195	0,692	1,199	21,218	27,173
Lom	35,115	0,441	0,765	33,215	37,014
LP1	30,689	1,074	1,860	26,069	35,309
LP2	31,197	0,384	0,665	29,545	32,849
LP3	33,228	0,960	1,662	29,098	37,358

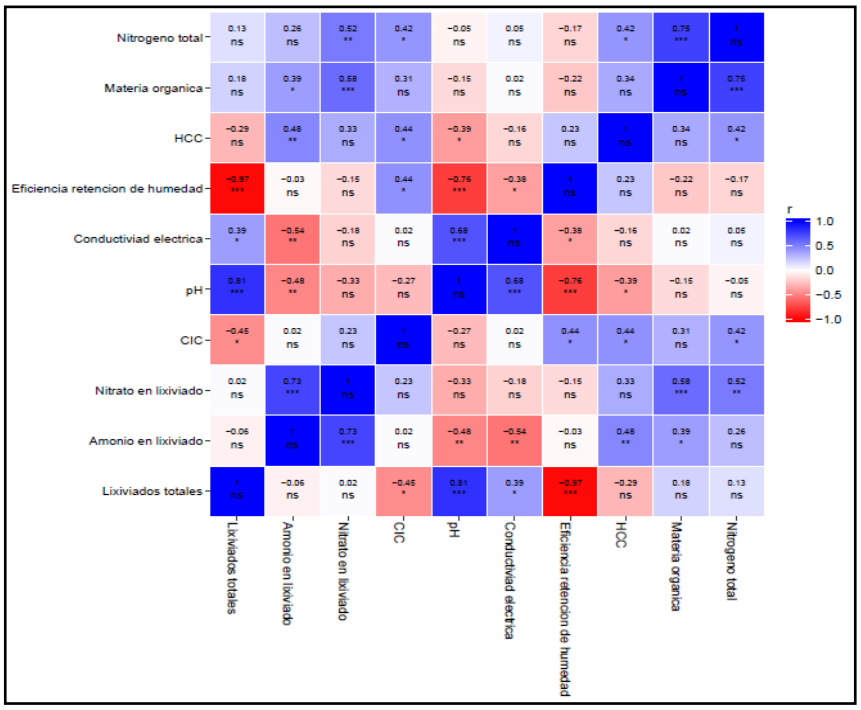
Variable: ph					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	6,113	0,123	0,214	5,583	6,644
Mon	7,707	0,017	0,029	7,635	7,778
Gal	8,433	0,043	0,075	8,247	8,620
GP1	7,797	0,015	0,025	7,734	7,859
GP2	7,883	0,072	0,125	7,573	8,194
GP3	8,067	0,019	0,032	7,987	8,147
Lom	6,590	0,026	0,046	6,476	6,704
LP1	7,163	0,020	0,035	7,076	7,251
LP2	6,993	0,041	0,070	6,819	7,168
LP3	7,137	0,064	0,111	6,862	7,411

Variable: mor					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	3,136	0,097	0,169	2,716	3,555
Mon	0,749	0,027	0,047	0,633	0,865
Gal	9,937	2,248	3,893	0,266	19,608
GP1	6,630	0,921	1,595	2,668	10,592
GP2	6,365	0,663	1,149	3,510	9,219
GP3	5,538	0,799	1,384	2,100	8,975
Lom	17,940	2,246	3,890	8,277	27,602
LP1	6,115	0,357	0,618	4,580	7,650
LP2	5,788	0,271	0,469	4,623	6,952
LP3	6,318	0,518	0,897	4,091	8,545

Variable: con					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	0,779	0,026	0,046	0,665	0,892
Mon	5,577	0,118	0,204	5,070	6,084
Gal	3,447	0,084	0,146	3,085	3,809
GP1	2,548	0,160	0,277	1,859	3,238
GP2	3,007	0,179	0,309	2,238	3,775
GP3	2,727	0,085	0,148	2,360	3,094
Lom	3,337	0,118	0,205	2,827	3,846
LP1	1,840	0,239	0,414	0,812	2,868
LP2	2,703	0,412	0,714	0,928	4,477
LP3	3,093	0,593	1,027	0,543	5,643

Variable: nt					
Tratamiento	Media	Error estándar	Desviación estándar	Intervalo de confianza 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Con	0,088	0,033	0,058	-0,055	0,232
Mon	0,064	0,006	0,011	0,036	0,091
Gal	0,046	0,021	0,036	-0,045	0,136
GP1	0,067	0,014	0,024	0,007	0,127
GP2	0,074	0,013	0,023	0,016	0,131
GP3	0,128	0,043	0,075	-0,059	0,315
Lom	0,113	0,024	0,041	0,012	0,214
LP1	0,109	0,036	0,062	-0,046	0,263
LP2	0,039	0,006	0,011	0,012	0,067
LP3	0,056	0,006	0,011	0,030	0,082

Anexo G. Mapa de calor de las correlaciones entre las variables evaluadas en el suelo ácido.



Anexo H. Mapa de calor de las correlaciones entre las variables evaluadas en el suelo básico.

