



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO**

**POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA  
INSTITUTO DE GEOLOGÍA**

**Acondicionamiento de Tecnosoles por medio de la adición de enmiendas  
orgánicas para mejorar servicios ecosistémicos.**

**T E S I S**

**PARA OPTAR POR EL GRADO DE**

**MAESTRO EN CIENCIAS**

**P R E S E N T A:**

**PEDRO ROJAS BERMÚDEZ**

**DIRECTORA DE TESIS: DRA. CHRISTINA D. SIEBE GRABACH**

**ENTIDAD DE ADSCRIPCIÓN: INSTITUTO DE GEOLOGÍA**

**MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR: DRA. CHRISTINA D. SIEBE GRABACH; DRA.  
BLANCA L. PRADO PANO; DR. BRUNO CHAVEZ VERGARA**

**ENTIDAD DE ADSCRIPCIÓN: INSTITUTO DE GEOLOGÍA**

**CDMX UNAM AGOSTO 2019**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

### **Agradecimientos**

Al posgrado en ciencias de la tierra con sede en el instituto de geología, por brindar el espacio y equipo requerido para este trabajo.

Al proyecto PAPIME PE102217 por el apoyo financiero para llevar a cabo este proyecto.

Al Consejo Nacional de ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca para el estudio de la maestría.

A la Dra. Siebe por su guía y apoyo durante la realización de este trabajo, así como por haberme brindado la oportunidad de ser su alumno. Es una gran fortuna para mí el haber tenido la oportunidad de aprender de una gran doctora como lo es ella. También agradezco la paciencia, dedicación y buena actitud con la que me orientó.

A la Dra. Prado por su apoyo a lo largo de este trabajo, así como sus contribuciones al diseño experimental y al análisis de datos. Así como por su disposición y entusiasmo.

A la Dra. Mora por su apoyo, disposición y orientación en los trabajos de laboratorio, le agradezco todo el conocimiento compartido el cual fue de vital importancia para la realización de este trabajo de tesis.

Al Ing. Alcalá por su apoyo y orientación en las mediciones realizadas en laboratorio.

Al Dr. Peña por su apoyo en la realización del análisis estadístico de los datos.

A las Doctoras Colín y Alcántara por los conocimientos compartidos.

Al personal administrativo por su orientación en cada etapa del posgrado.

A mis padres por su apoyo incondicional.

## Tabla de contenido

1. Resumen .....	5
1.1 Abstract .....	6
2. Introducción .....	7
1.1. Suelos urbanos (Tecnosoles).....	7
1.2 Servicios ecosistémicos.....	8
1.3. Adición de enmiendas orgánicas en tecnosoles .....	9
1.3.1 Composta.....	9
1.3.2 Biocarbón .....	11
1.4 Planteamiento del problema .....	13
2. Objetivos .....	14
3. Hipótesis.....	15
4. Marco teórico .....	16
4.1 Agregación .....	16
4.2 Densidad aparente .....	18
4.3 Estabilidad de los agregados .....	20
4.4 Cobertura vegetal .....	21
4.5 Infiltración del agua y retención de humedad. ....	22
4.5.1 Infiltración del agua .....	22
4.5.2 Curva de retención de humedad (CRH) .....	23
4.6 Fracciones de carbono.....	24
5. Materiales y métodos .....	26
5.1 Propiedades del suelo .....	28
5.1 Diseño experimental.....	28
5.2 Densidad aparente .....	29
5.4 Velocidad de infiltración.....	29
5.5 Cobertura vegetal .....	30
5.6 Estabilidad de los agregados .....	30
5.7 Curva de retención de humedad y distribución de tamaño de poro .....	31

5.8 Contenido de carbono y nitrógeno .....	31
5.9 Análisis estadísticos .....	32
6. Resultados .....	32
6.1 Volumen de piedras.....	32
6.2 Estabilidad de agregados.....	33
6.3 Densidad aparente .....	34
6.4 Velocidad de infiltración.....	35
6.5 Tensión del agua en el espacio poroso .....	36
6.6 Curva de retención de humedad .....	37
6.7 Contenido de carbono.....	40
6.8 Nitrógeno total .....	41
6.9 Cobertura vegetal .....	42
6.10 Alturas máximas.....	43
7. Discusión.....	44
7.1 Agregación .....	44
7.2 Densidad aparente .....	46
7.3 Velocidad de infiltración .....	47
7.4 Retención de humedad .....	48
7.5 Crecimiento de plantas.....	49
7.6 Contenido de carbono.....	51
7.7 Contenido de nitrógeno .....	52
8. Conclusión.....	53
9. Recomendaciones.....	54
10. Referencias.....	54
11. Anexo .....	66
11.1 Evaluación edafocológica.....	66
11.2 Datos de estudio .....	67
11.3 Análisis estadístico.....	70

## 1. Resumen

El estudio se realizó en el jardín interior del Instituto de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México como seguimiento del experimento instalado para el curso de monitoreo ambiental 2016. El suelo del jardín es un tecnosol, desarrollado a partir de residuos de construcción depositados hace cuatro décadas. Este suelo presenta poca agregación y baja capacidad de retención de humedad, así como bajos contenidos de nitrógeno, por lo que el principal objetivo del trabajo fue mejorar estas características por medio de la adición de dos enmiendas orgánicas (composta y biocarbón). Al mejorar la agregación y el aporte de nutrientes se espera que también mejore la capacidad del suelo de llevar acabo distintos servicios ecosistémicos.

El experimento constó de dieciocho parcelas de 1 m<sup>2</sup>, a las cuales se aplicaron al azar tres tratamientos (composta, biocarbón y testigo) con seis réplicas cada uno. Las enmiendas se mezclaron en diez centímetros de profundidad considerando una dosis de 4 kg/m<sup>2</sup>. En cada parcela se plantaron tres especies vegetales (*Lavandula sp FR QZ*, *Dysphania ambrosioides RB* y *Rosmarinus officinalis L*) con cuatro ejemplares por especie. Las propiedades que se determinaron en cada parcela fueron: pedregosidad en superficie, porcentaje de agregados estables, densidad aparente, velocidad de infiltración, cobertura vegetal, tensión del agua, contenido de humedad, contenido de carbono orgánico y contenido de nitrógeno.

Después de dos años de aplicadas las enmiendas, no se observaron diferencias significativas entre el porcentaje de agregados estables para ninguno de los tratamientos lo cual indica que las enmiendas no contribuyeron a mejorar la agregación del suelo. Se observaron diferencias significativas entre el contenido de nitrógeno en la fracción estable e inestable de las parcelas con biocarbón y las parcelas con composta, donde el contenido de nitrógeno es mayor en las parcelas con composta. También se observaron diferencias significativas entre los tratamientos biocarbón y testigo para el crecimiento del romero después de un año (2017), donde el crecimiento fue mayor en las parcelas testigo. Por otro lado, no se observaron diferencias significativas para el crecimiento de las plantas después de dos años. Por último, el análisis de las curvas de retención de humedad para los tratamientos testigo y composta se comportaron de forma muy parecida, mientras que la curva determinada para el tratamiento de biocarbón mostró retener mayor cantidad de humedad que el resto de los tratamientos.

A dos años de iniciado el experimento, el uso de enmiendas orgánicas provocó pocos cambios en distintas propiedades físicas y químicas del suelo, lo cual se atribuyó principalmente a la alta heterogeneidad del sitio, particularmente los lotes experimentales difieren en texturas, pedregocidad, cantidad de materia orgánica, cantidad de luz recibida, influencia de otras plantas y distintas propiedades de sustratos subyacentes. Sin embargo, químicamente las parcelas son homogéneas en su estado inicial, ya que el contenido de carbono y nitrógeno de las parcelas testigos no muestran gran diferencia entre ellas.

El cambio más claro fue que, la adición de composta mostró aportar nitrógeno de forma más efectiva que el resto de los tratamientos, mientras que el biocarbón provocó una mejor capacidad de retención de humedad al compararla con el resto de los tratamientos. Sin embargo, a pesar de la alta heterogeneidad presente en el jardín del Instituto de Geología se concluye que el uso de enmiendas

orgánicas en tecnosuelos puede representar una alternativa para mejorar su capacidad de provisión de servicios ecosistémicos y es una forma efectiva para disponer de residuos orgánicos municipales.

## 1.1 Abstract

The study was conducted in inner garden of the Institute of Geology, (Universidad Nacional Autónoma de México) as a follow-up of an experiment installed for the course of environmental monitoring. The garden's soil is a technosol, developed from the construction debris deposited around four decades ago. This soil presents little aggregation and low moisture retention capacity, as well as low nitrogen content. Thus the main objective of this work was to improve these characteristics by adding two organic amendments (compost and biochar). It was expected that the soil capacity to carry out various ecosystem services such as water infiltration and retention, plant growth and carbon storage will improve by aggregation and nutrient content

This experiment consisted of eighteen plots of 1 m<sup>2</sup>, in which three treatments (compost, biochar and control) and each with six replicates were applied at random. The amendments were mixed within the upper ten centimeters depth considering a dose of 4 kg/m<sup>2</sup>. In each plot four specimens per species were planted (*Lavandula sp FR QZ*, *Dysphania ambrosioides RB* and *Rosmarinus officinalis L*). Following properties were determined in each plot: Stone percentage at the surface, percentage of stable aggregates, bulk density, infiltration rate, plant cover, water tension, moisture content, organic carbon content and nitrogen content.

Two years after amendment addition there was no significant differences between the percentage of stable aggregates for any of the treatments, indicating that the amendments did not improve soil aggregate stability. Significant differences were observed between nitrogen content in the stable and unstable fractions of the plots with biochar and the plots with compost. The nitrogen content is higher in the plots with compost. There were also significant differences between biochar treatments and control treatments for the growth of rosemarin on year after implementation of the amendments (2017), the growth being higher in the control plots. On the other hand, there was no significant differences for plant growth even two years after implementation. Finally, the moisture retention curves in the control and compost treatments behaved in a very similar way. The biochar treatment showed a greater moisture content at field capacity than the rest of the treatments.

The changes in physical and chemical soil properties are attributed to large heterogeneity of the site. Particularly, the soil texture, stoniness, soil organic matter content, light availability, effect of surrounding vegetation differed widely. However, the plots were chemically homogeneous at the beginig of the experiment, thus the carbon and nitrogen content measured in the control plots.

The most evidente effect of the comparision with rest of the treatments was an improvement of the soil moisture retention capacity. Despite the high heterogeneity in the garden, it can be concluded that the use of organic amendments into artificial soils represents an alternative for disposal of the organic municipal waste, for enhancing ecosystem services of tecnosols.

## 2. Introducción

### 1.1. Tecnosoles

En la última parte del siglo XVIII se comenzó una era geológica llamada Antropoceno, en la cual la actividad humana ha causado efectos en el ambiente. Factores tales como el incremento en la población y la demanda de energía, han causado un impacto particular en los suelos (Leguédouis et al., 2016).

Las actividades humanas han impactado cada vez más al ambiente en particular desde la revolución industrial. Factores tales como el cambio constante en el uso de los terrenos, la expansión de la urbanización, el creciente uso de energía, la intensificación de agricultura y el cambio climático han provocado alteraciones en el ambiente en general, pero particularmente en los suelos (Blum & Eswaran, 2004; Norra, 2009). El uso industrial y urbano del suelo incorpora cantidades importantes de artefactos a los suelos alterando sus propiedades (Levyk et al., 2007; Baran et al., 2014; WRB 2006), por lo cual se ha optado por clasificar a aquellos suelos que contienen en su volumen más del 20% de artefactos producidos por actividades industriales y urbanas como tecnosoles (IUSS WORKING GROUP WRB, 2006).

Este tipo de suelos se desarrollan a partir de sustratos artificiales característicos del Antropoceno (Lehmann, 2006), es decir, materiales producidos por el hombre los cuales no se encuentran agregados debido a su bajo contenido de materia orgánica, por consecuencia su estabilidad de agregados es baja (Tisdall and Oades, 1982; Watteau & Villemin, 2011). Por otro lado, los tecnosoles también presentan frecuentemente poros finos, pocos poros medianos y por su pedregosidad muchos poros gruesos (Huot et al., 2013). Esta distribución de tamaño de poros no favorece al abastecimiento de agua para las plantas, dificultando que estos suelos lleven a cabo servicios ecosistémicos importantes como la captura de carbono. (Kay 1998; Brown & Naeth 2014; Watkinson et al., 2016). Igualmente, estos suelos suelen tener bajos contenidos de materia orgánica, y con ello también de nitrógeno. Los tecnosoles requieren de un manejo que modifique sus propiedades físicas y químicas para que funcionen como reguladores del ambiente (Walker et al., 2010). Por otra parte, debido a su origen industrial, estos suelos pueden llegar a contener sustancias tóxicas que requerirían ser inmovilizadas (Ge & Zhang, 2011).

El reciclaje de desperdicios urbanos, con la finalidad de crear tecnosoles, es actualmente considerado como una oportunidad atractiva y económica para compañías de demolición en el sector de la construcción. Para las autoridades locales, esto también es una alternativa que permite no extraer suelos naturales de áreas rurales para importarlos a las ciudades con la finalidad de contar con áreas urbanas verdes. En efecto, los tecnosoles construidos pueden ser implementados para recuperar áreas contaminadas y degradadas (Séré et al., 2008).

Debido a que los tecnosoles son considerados como suelos construidos por el hombre (Leguédouis et al., 2016), proveen modelos experimentales ideales para evaluar el rol de materiales parentales y organismos en la formación y funcionamiento del suelo. Normalmente el material parental de un tecnosol suele ser ladrillos, concreto, residuos de acero, o pueden ser sedimentos traídos a la superficie por excavaciones profundas (IUSS, 2014). Por lo general no hay una relación entre los tecnosoles y su sustrato geológico subyacente; en su lugar los artefactos resultan ser el material parental de estos suelos. Es por eso que la pedogénesis se ve influenciada por el tipo de artefactos que se encuentren en el perfil del tecnosol (Huot et al., 2015). Debido a esto la composición química y las características



físicas de estos materiales parentales son inusuales en comparación con materiales naturales (De Kimpe & Morel, 2000). Incluso si algunos materiales de relleno son similares a materiales parentales naturales, los suelos bajo la influencia humana comúnmente presentan un amplio rango de valores y configuraciones inesperadas para propiedades como el pH, la densidad aparente, la textura y el contenido de carbono y carbonatos (Huot et al., 2013).

El material parental de los tecnosoles, puede evolucionar rápidamente en suelos biológicamente activos después de ser colonizados por organismos vivos (Frouz et al., 2013). Como sugiere Leguédou et al. (2016), el estudio de los factores y procesos involucrados en la evolución tecnosoles construidos, puede ser relevante para el desarrollo de más modelos pedogenéticos. Por ejemplo, un incremento en la proporción de materia orgánica al momento de la construcción de un tecnosol es probablemente un factor clave para mejorar sus funciones biológicas y acelerar su pedogénesis. Es sabido que agregar residuos urbanos orgánicos a terrenos degradados mejora su fertilidad (Mathan, 1994; Vetterlein & Hüttil, 1999; Pateiro-Moure et al., 2009).

Muchos procesos funcionales en tecnosoles se ven afectados debido al alto contenido de carbono, nitrógeno y fósforo aportados por residuos orgánicos (El Khalil et al., 2013; Hafeez et al., 2012; Huot et al., 2013,2014;2015; Leguédou et al., 2004; Monsérié et al., 2009). Es de vital importancia considerar que las superficies cubiertas por áreas urbanas incrementan constantemente, causando impactos profundos en las funciones de los ecosistemas (Pickett et al., 2011), sin embargo, las consecuencias de los procesos edáficos en ecosistemas urbanos no han sido bien documentadas (De Kimpe & Morel, 2000) a pesar de su importante aporte de servicios ecosistémicos (Morel et al., 2015).

## 1.2 Servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos se definen como aquellos que proveen un bien a la sociedad, lo cual contribuye directamente a nuestro bien estar y economía (Crossman et al., 2013). El enfoque de los servicios ecosistémicos es implementado cada vez más al incorporar sustentabilidad ecológica en la toma de decisiones políticas (GrêtRegamey et al., 2015). En particular, las políticas de uso de terreno deben fomentar los procedimientos de planificación espacial que impulsan no solo nuevas áreas urbanas e infraestructura de transporte, sino que también se considere que juegan un rol importante en los servicios ecológicos del suelo (Baveye, 2017; Liekens et al., 2013; Seppelt et al., 2011). El suelo es la interfase entre atmósfera, hidrósfera, litósfera y biósfera, por lo tanto los suelos son responsables de servicios tales como: regulación del clima y agua (p. ej. purificación del agua, agua disponible para las plantas, recarga de acuíferos e infiltración para control de inundaciones), proveer energía y biodiversidad (Haygarth & Ritz, 2009; McBratney et al., 2014; Volchko et al., 2013), cantidad de carbono mineralizable (Tisdall & Oades, 1982; Degens, 1997; Cosentino et al., 2006) ciclaje de nutrientes, soporte de vegetación, filtrar y amortiguar compuestos orgánicos e inorgánicos (p. ej. filtrar contaminantes orgánicos persistentes o elementos traza), amortiguar la acidez, secuestrar carbono, funcionar como hábitat para micro y macro biota, así como producir alimento (Greiner et al., 2017).

El suelo, al funcionar como soporte para la vegetación debe contar con nutrientes disponibles para las plantas, así como capacidad de retención de humedad y de aireación (Blackwell et al., 1990). Por otro lado, la cantidad de agua disponible para las plantas, la capacidad de retención de humedad y la infiltración han sido útiles para estudiar la regulación del ciclo hidrológico (Greiner et al., 2017; Zhang et al., 2001).

Las funciones más prominentes del suelo determinadas en diversos estudios, fueron aquellas referidas a servicios ecosistémicos, tal como la captura de carbono y la retención de humedad. La captura de carbono es probablemente el indicador más usado, debido a que el carbono orgánico es una de las características básicas para las propiedades del suelo, ya que impulsa el desarrollo de este. Es sabido que el carbono orgánico afecta la estabilidad de los agregados (Tisdall & Oades, 1982) por lo tanto influye en la erosión, siendo así un factor importante para la conservación de suelos. Por otro lado, al incrementar el grado de agregación se evita la mineralización del carbono orgánico, por el contrario, al desintegrarse los agregados el carbono orgánico quedaría expuesto (Rillig & Mummer, 2006; Tisdall y Oades, 1982; Golchin et al., 1994). Por otro lado, el agua disponible para las plantas ha sido usada en muchos estudios como una propiedad que caracteriza el ciclo hídrico dentro del suelo (Greiner et al., 2017). Es importante contar con suelos capaces de llevar acabo de manera apropiada funciones propias de su naturaleza y que regulen los del agua y el carbono.

### 1.3. Adición de enmiendas orgánicas en tecnosoles

La propuesta que se plantea para manejar los tecnosoles en áreas urbanas, es la adición de enmiendas orgánicas. Como ya se mencionó anteriormente, la cantidad de carbono orgánico en los suelos es de vital importancia para que éstos cuenten con un desarrollo apropiado. Existen diferentes enmiendas, tales como composta y biocarbón, que se diferencian por la forma en que son producidas y la calidad de la materia orgánica con la que cuentan, así como su contenido de carbono estructural o recalcitrante y carbono fácilmente mineralizable. Estas enmiendas causan efectos diferentes al ser aplicadas en los suelos, que dependen de la naturaleza de cada enmienda, así como de la manera en que han sido producidas. A continuación, se hablará más a detalle sobre cada enmienda.

#### 1.3.1 Composta

La composta es una enmienda orgánica, útil para ser aplicada en suelos. Es capaz de compensar la pérdida de nutrientes y materia orgánica (Arias et al., 2017), a su vez ayuda a reducir los residuos orgánicos municipales, transformándolos en un producto rico en nutrientes, útil para el suelo y las plantas (Awasthi et al., 2016). Esta enmienda orgánica es producida a partir de biomasa, la cual puede provenir de distintos sitios, como son: hogares, restaurantes o fábricas procesadoras de alimentos (Awasthi et al., 2016). Se forma por un proceso biológico, mediado por microorganismos en condiciones predominantemente aerobias, (Sharma et al., 1997; Zapata, 2009), en el cual ocurre una transformación bioquímica de la materia orgánica (Bernal, et al 1998). En el proceso se pierde parte de C original contenido en la biomasa en forma de CO<sub>2</sub> a la atmósfera durante su transporte y producción, así como CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> debido a procesos metanogénicos y desnitrificantes, si es que ocurrieron condiciones anaeróbicas en el proceso de compostaje (Boldrin et al., 2009). Para evitar esto, se debe mantener una proporción de C: N por encima de 25 y por debajo de 35, así como el contenido de humedad se debe mantener entre 50% y 60%. También es necesario que el rango de temperatura se mantenga entre 40° y 60° (Saer et al., 2013). La humedad, la relación C: N y la temperatura son factores importantes a considerar durante el proceso de compostaje. En adición a esto, una alternativa incluso mejor que el compostaje a gran escala es el compostaje en casa, usado para pequeñas cantidades de desperdicios. Esta práctica resulta de bajo costo de operación, no requiere transporte y reduce el espacio requerido para su producción a pequeña escala (Amlinger et al., 2008). El proceso de compostaje toma un tiempo de 3 a 4 meses, en este tiempo la composta logra concluir su fase inicial, termófila y de esta forma puede madurar (Bernal et al., 1998).

Por otra parte, si el producto del compostaje presenta una salinidad muy alta, esto puede afectar de forma negativa al desarrollo de la vegetación. Para que la composta sirva como enmienda orgánica, ésta debe cumplir con ciertas características como son una buena relación C: N, contar con carbono orgánico disuelto. La estabilidad y madurez de la composta pueden ser determinados por medio de la respiración microbiana, la relación  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ , el crecimiento de las plantas, la fitotoxicidad y la actividad microbiana (Iannotti et al., 1993; Bernal et al., 1998; Barrena et al., 2006).

Por sus propiedades la composta es una buena alternativa para funcionar como una fuente de nutrientes (Sánchez-Monedero et al., 2001; Tejada et al., 2009), de este modo la aplicación de composta puede incrementar el contenido de nitrógeno y fósforo (Courtney & Mullen, 2008; Fischer y Glaser, 2012; Agegnehu et al., 2016). De igual manera incrementa la actividad microbiana debido a que brinda una fuente de energía para los organismos heterótrofos del suelo ya que la composta cuenta con compuestos de carbono fácilmente degradables (Fischer y Glaser, 2012), es por esto que la captura de carbono es baja en un tratamiento con composta. Debido a su aporte de materia orgánica, la composta tiene la capacidad de mejorar la estructura del suelo y reducir su densidad aparente, al reducir la densidad aparente incrementan los poros medianos y gruesos, por consecuencia favorece a la retención de humedad e infiltración. De igual forma puede incrementar la macroagregación y la estabilidad de los agregados rizosféricos (de León-González et al., 2000; Caravaca et al., 2002).

La producción de ácidos orgánicos depende fuertemente del tipo de materiales utilizados para el compostaje (Nakasaki & Hirai, 2017). Incluso, cuando altas cantidades de materiales de carbono fácilmente degradables, están presentes en el material crudo de compostaje, mayores cantidades de ácidos orgánicos son producidos. En estos casos, los ácidos orgánicos se acumulan después de que la levadura inoculante muere, el pH cae y se inhibe fuertemente la degradación de la materia orgánica. Es posible mantener la levadura viva durante el proceso de compostaje, mediante el control correcto de la temperatura, previniendo la acumulación de ácidos orgánicos, y acelerando la descomposición de la materia orgánica (Nakasaki & Hirai, 2017). P. ej. Nakasaki & Hirai, (2017) presentaron un nuevo método que combina la inoculación microbiana y el control de temperatura, esto acelera el compostaje y resuelve el problema del pH.

Debido a que los residuos provenientes de alimentos son libres de contaminantes tales como metales pesados y otras sustancias tóxicas, éstos pueden ser utilizados para compostaje de uso agrícola, resultando en una práctica útil para el manejo de residuos alimenticios (Al-jabi et al., 2008; Chang & Cheng, 2010; Cheung et al., 2010; Li et al., 2013; Ermolaev et al., 2015; Pandey et al., 2016). A su vez, el pH puede disminuir durante la recolección y almacenamiento de los residuos, antes del proceso de compostaje, eso es debido a la producción de ácidos orgánicos (Cheung et al., 2010). Un bajo pH asociado a la producción de ácidos orgánicos inhibe fuertemente la degradación de la materia orgánica durante el compostaje (Nakasaki et al., 1996; Cheung et al., 2010). Este problema se ha resuelto mediante la inoculación de microorganismos, y el reciclaje de materiales de composta en composta cruda (Nakasaki et al., 1996; Choi & park, 1998; Nakasaki et al., 2013; Sundberg et al., 2013). Nakasaki et al. (1996) observó el efecto de inoculación con una bacteria termófila, *Bacillus licheniformis* HA1, la cual previene la disminución del pH en las etapas tempranas del compostaje mediante la producción de  $\text{NH}_3$  a partir de proteínas en el material de composta crudo. Es por esto por lo que la inoculación de tales microorganismos promete ser efectiva en acelerar el compostaje, incluso cuando el material crudo contiene una alta concentración de ácidos orgánicos.

El efecto de la composta en las propiedades del suelo depende de su concentración de nutrientes y tamaño de partícula los cuales están afectados por el proceso de compostaje y la biomasa utilizada. Debido al aporte de materia orgánica por parte de la composta, se pueden ver cambios en propiedades

tales como la disponibilidad de nutrientes, la conservación de la estructura y la disponibilidad de agua para las plantas (Duong et al. 2012).

### 1.3.2 Biocarbón

El biocarbón surge en poblaciones antiguas amerindias del amazonas, localmente es llamado como terra preta de indio, donde mostró ser muy útil para el acondicionamiento de suelos para producción vegetal. Actualmente se define al biocarbón como un producto rico en carbono producido a partir de biomasa. A continuación se muestran algunos de sus beneficios y limitaciones (Tabla 1).

<b>Beneficios</b>	<b>Limitaciones</b>
Contribuye a la captura de carbono en suelos	Sus efectos positivos en el suelo son a largo plazo lo cual puede causar que el uso de agroquímicos sea más atractivo
Incrementa la retención de humedad	Puede disminuir la actividad microbiana en sus etapas tempranas de aplicación
Disminuye la pérdida de nutrientes	Su producción puede resultar no ser rentable dentro de una empresa
Contribuye al manejo de residuos sólidos maderables	Falta de conocimiento en cuanto a su aplicación como enmienda orgánica en el suelo
En su proceso de producción se obtiene combustible	
Incrementa el crecimiento de las plantas	
Retiene contaminantes	
Sirve como una alternativa para regular el cambio climático	

Tabla 1.

El biocarbón al ser una enmienda orgánica producida a partir de pirólisis (Bargmann et al., 2013; Ahmad et al., 2014) limitada en oxígeno (Lehmann & Joseph, 2009; Shackley et al., 2012) libera una cantidad despreciable de carbono a la atmósfera al ser producida (Uchimiya et al., 2011a). Esta enmienda orgánica representa una alternativa para el almacenamiento a largo plazo de carbono en suelos debido a su contenido de materia orgánica recalcitrante (Lehmann & Joseph 2009). De igual forma, se ha reportado que el uso de biocarbón como enmienda orgánica contribuye a la disminución en la pérdida de nutrientes del suelo (Sohi et al., 2009). Esto se debe a su alta superficie con capacidad de intercambio iónico (Hussain et al., 2016). Por otro lado, estudios recientes han encontrado que el biocarbón tienen el potencial de incrementar la capacidad de retención de humedad (Laird et al., 2010; Basso et al., 2013), incluso en suelos arenosos ya que aporta carbono orgánico (Beesley et al., 2010; Park et al., 2011a).

No obstante, también se reportan efectos adversos. Weyers & Spokas (2011) han reportado que disminuye el número de lombrices en suelos tratados con biocarbón a corto plazo, por el incremento del pH, sin embargo, a largo plazo la población de lombrices se recupera. Estos efectos se han observado en biocarbón derivado de lodos de depuradora, estiércol o residuos agrícolas. Sin embargo, biocarbón derivado de madera ha mostrado impactos positivos o nulos (Weyers y Spokas 2011). Se han reportado casos en los que el biocarbón incrementa la adsorción del carbono orgánico disuelto, por lo tanto, disminuye su tasa de descomposición, este efecto se relaciona con la toxicidad del biocarbón, debido a que disminuye la actividad microbiana (Zimmerman et al., 2011).

Distintos tipos de biomasa pueden ser utilizados para producir biocarbón como son: residuos del procesamiento de madera, residuos municipales, lodos de depuradora, residuos de cría de animales y producción agrícola (Ahmad et al., 2012; Hussain et al., 2016; Inyang et al., 2016; Usman et al., 2015; Zielinska et al., 2015). El tipo de biomasa utilizada para la producción de biocarbón, influye en las propiedades del mismo, por lo tanto, es importante realizar una selección adecuada de la biomasa. Por ejemplo, el biocarbón producido a partir de estiércol suele tener menos superficie específica, comparado con un biocarbón derivado de madera (Ahmad et al., 2014; Zielinska et al., 2015).

Debido a la composición de la biomasa, no toda es utilizada para los mismos procesos, por ejemplo, en la planta de maíz solo el grano es utilizado para la producción de etanol (Hossain et al., 2017), el resto de la planta no sirve por su contenido de lignocelulosa. Es por esto que el diseño de la pirólisis debe considerar la composición química de su materia prima, por ejemplo la mayor parte de la biomasa es lignocelulosa, la cual representa a los materiales diferentes al almidón. Los constituyentes más importantes en la biomasa son la celulosa, hemicelulosa y la lignina, son estas las estructuras de interés para la producción de biocarbón (Wu et al., 2017; Yu et al., 2017).

En el proceso de pirólisis se descompone la biomasa en gas, líquido y sólido, por medio de un calentamiento rápido de biomasa por encima de 400 °C, lo que sucede en la biomasa durante la pirólisis es que se rompen largas moléculas de hidrocarburos, dando como resultado moléculas más pequeñas. En la pirólisis rápida, se produce en su mayoría combustible líquido conocido como Bio-oil, debido a que en este proceso el tiempo de residencia del vapor se encuentra en el orden de milisegundos. Mientras que la pirólisis lenta, produce en parte gas y carbón sólido. Esto es debido a que el tiempo de residencia del vapor en la zona de pirólisis, está en el orden de minutos, este proceso no se usa en la pirólisis tradicional, donde la producción de líquidos es la meta principal (Anex et al., 2010).

La composición de los productos pirolizados se van a ver afectados por diversos factores: es importante considerar la composición química de la biomasa para determinar el proceso óptimo para ésta. La composición química y física de la biomasa son buenos indicadores para seleccionar una pirólisis óptima, es decir, que a partir de dichas propiedades podremos determinar si es candidato para una pirólisis lenta o rápida, es por esto que el diseño en la pirólisis debe considerar diversos factores. Como se mencionó, desde la permeabilidad de la biomasa podemos empezar a determinar el proceso más conveniente para ésta. Por otro lado, la temperatura a la cual procesamos la biomasa es también muy importante, ya que la temperatura no solo va a determinar las proporciones de los productos, sino que también determinará la composición de estos. Podríamos establecer dos vías para el diseño: (I) Dependiendo de la composición se sabrá que es más conveniente producir con esa biomasa. (II) Bajo condiciones específicas de temperatura, como son la tasa de calentamiento, la temperatura máxima alcanza por la biomasa y el tiempo de residencia en la zona de pirólisis, obtendremos cierta composición y cantidad de producto.

Debido a que el biocarbón cuenta con un alto contenido de carbono orgánico, este tiene el potencial de servir como un acondicionador del suelo que mejore propiedades fisicoquímicas y biológicas de este. Por ejemplo, la retención de humedad aumenta con la adición de carbono orgánico. Se han reportado incrementos del 18% en la retención de humedad en suelos donde se ha aplicado biocarbón como enmienda orgánica (Glaser et al., 2002). Por otra parte, se ha reportado una disminución en la pérdida de nutrientes (Sohi et al., 2009). Biocarbón con pH alcalino tendrá un efecto de encalado en el suelo, por lo tanto, posiblemente incremente la productividad agrícola (Zweiten et al., 2010). De igual forma se han reportado incrementos en la germinación de semillas, crecimiento de plantas y rendimiento de cultivos, en suelos donde se ha aplicado esta enmienda (Glaser et al., 2002), así como

también se han observado incrementos en las poblaciones microbianas y su actividad biológica (Lehmann et al., 2011). Por otro lado, también se han reportado efectos negativos, tal como la disminución de la actividad microbiana debido a que promueve la descomposición del carbono orgánico (Zimmerman et al., 2011). En adición a esto se ha reportado que el biocarbón reduce de forma significativa la densidad aparente en suelos arenosos después de 91 días de incubación, esta reducción en la densidad aparente probablemente se debe a que retiene más humedad después de que se aplica la enmienda (Basso et al., 2013).

## 1.4 Planteamiento del problema

En esta tesis se estudió un experimento implementado en marzo de 2016 dentro del marco del curso de monitoreo ambiental en el patio interior del instituto de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México, donde se evaluó el efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas tales como: composta y biocarbón. El patio del Instituto de Geología cuenta con un tecnosol conformado por residuos de construcción, desde la construcción del edificio durante la década de 1970. La función del patio interior es fungir como jardín, dando soporte a plantas ornamentales que requieran poco mantenimiento y bajo consumo de agua, puesto que en la zona el clima es estacional con una época de escasas precipitaciones durante 6 a 7 meses. Para ello el suelo debería tener una alta capacidad de retención de agua aprovechable para las plantas. Durante la época de lluvias ocurren frecuentemente eventos torrenciales, por lo que el suelo del jardín debe tener una alta capacidad de infiltración de agua.

Las plantas requieren de nutrientes, en particular de N, por lo que las enmiendas deberán aportar este elemento en cantidades suficientes en formas aprovechables por las plantas. De este modo las parcelas serían capaces de llevar a cabo éste y otros servicios ecosistémicos de forma efectiva. Adicionalmente es importante que los jardines urbanos contribuyan a mitigar la alta huella de carbono que tienen las ciudades, fungiendo como almacenes de Carbono.

En los diferentes tratamientos del experimento (testigo, composta y biocarbón) se evaluaron propiedades del suelo que se relacionan con la porosidad total y la distribución del tamaño de poros, así como con los contenidos de nutrientes y el ciclo de carbono y nitrógeno. Se plantaron tres especies de plantas (*Lavandula sp FR QZ*, *Rosmarinus officinalis RB* y *Dysphania ambrosioides L*) siendo las primeras dos especies perennes de poco requerimiento de agua, y la última una especie anual con mayor requerimiento de agua. La *Lavandula sp* es una planta de ornato y que además se usa para la extracción de aceites esenciales, también atrae abejas que buscan alimentarse de ellas. El *Rosmarinus officinalis* es usado como planta de ornato, y como condimento, por otro lado, la especie *Dysphania ambrosioides* puede ser usada también como condimento y cuenta con propiedades medicinales. Por último, ninguna de estas plantas es consumida por áfidos ni representa una fuente de alimento para roedores, pudiendo así desarrollarse libremente en un ambiente el propuesto para este experimento.

### 3. Objetivos

El objetivo principal es observar y estimar en campo los cambios en las siguientes características (servicios ecosistémicos), para un suelo de tipo tecnosol ante la adición de biocarbón o de composta, a continuación, se enlistan los servicios ecosistémicos a estudiar y como se ven beneficiados por las enmiendas (Tabla 2)

<b>Servicios ecosistémicos</b>	<b>Como se benefician</b>
Contenido de carbono, sobre todo el carbono dentro de agregados estables	La adición de enmiendas orgánicas producidas a partir de biomasa maderable incrementará el almacén de carbono y nitrógeno en los sustratos aplicados
Contenido de nitrógeno total	
Estabilidad de agregados	Debido a la adición de materia orgánica contenida en las enmiendas se impulsan procesos pedogenéticos que benefician al desarrollo del suelo y a la agregación.
Infiltración del agua	El desarrollo del suelo da lugar a la reestructuración de sus partículas incrementando su porosidad y con ello la velocidad de infiltración de agua.
Capacidad de retención de agua, sobre todo la capacidad de retención de agua disponible para las plantas	La reestructuración del suelo da lugar al incremento de agregados entre 1 y 2 mm de diámetro y con ello los poros medianos, los cuales son responsables del agua aprovechable para las plantas
Densidad aparente del suelo	Al incrementar la cantidad de poros medianos, la densidad del suelo reducirá.
Desarrollo vegetal	Debido a los cambios causados en suelos por la adición de enmiendas orgánicas tales como: incremento del contenido de C y N, mejor estabilidad de agregados, mayor infiltración de agua, aumento en la capacidad de retención de agua disponible para las plantas. La cobertura vegetal tendrá un mayor desarrollo.

Tabla 2.

## 4. Hipótesis

Se plantearon las siguientes hipótesis específicas sobre los efectos de la aplicación de biocarbón o composta en las características evaluadas:

### - Estabilidad de agregados

Se espera que el aporte de materia orgánica por parte del biocarbón y la composta mejore la estabilidad de los agregados al favorecer el desarrollo del suelo ya que al contar con la presencia de carbono lábil se espera que los procesos de agregación se vean favorecidos. La composta lo logra debido a su contenido de materia orgánica lábil (alta proporción de carbono mineralizable). Por otro lado, el biocarbón aporta carbono orgánico recalcitrante, que mejora el almacenamiento de carbono a mediano y largo plazo, y por su contenido de poros contribuye al incremento de la retención de humedad. Se espera ver una mayor estabilidad de agregados en el tratamiento de composta ya que esta enmienda actúa a corto plazo debido a su carbono lábil de fácil mineralización el cual quedará a disposición de la microbiota en el suelo y probablemente incremente su actividad y con ello los procesos de agregación.

### - Densidad aparente

Se espera observar valores de densidad aparente más bajos en las parcelas a las cuales se aplicaron las enmiendas orgánicas. Los tratamientos testigos por otro lado deberían contar con un suelo menos estructurado y una densidad aparente mayor.

### - Velocidad de infiltración

Se espera observar velocidades de infiltración más altas en las parcelas donde se aplicaron los tratamientos, sobre todo para la composta.

### - Capacidad de retención de humedad

Se espera observar mayor capacidad de retención de agua en las parcelas de biocarbón y composta. El incremento de carbono orgánico aportado por las enmiendas y la alta superficie específica del biocarbón favorecerán la formación de poros medianos incrementando la retención de humedad.

### - Desarrollo vegetal

Se espera observar un mayor crecimiento de las plantas para los tratamientos con enmiendas en comparación con el testigo, ya que ambas enmiendas aportan N y P, así como favorecen la formación de poros medianos; se espera además que la composta favorezca más el crecimiento de las plantas por aportar mayor cantidad de carbono fácilmente metabolizable.

### - Almacén de carbono

Se espera que el tratamiento de biocarbón tenga mayor acumulación de carbono, ya que aporta más carbono recalcitrante

### - Nitrógeno total



Se espera observar un mayor almacén de nitrógeno entre los tratamientos y los testigos, ya que las enmiendas orgánicas aplicadas aportan cierto contenido de nitrógeno. En especial se espera observar una mayor cantidad de nitrógeno para el tratamiento de composta, seguido del tratamiento con biocarbón, ya que este fue inoculado con orina.

## 4. Marco teórico

### 4.1 Agregación

Los agregados son partículas primarias (minerales primarios o secundarios) del suelo, adheridas entre ellas (Lehmann, Leifheit, & Rillig, 2017) al combinarse con sustancias orgánicas e inorgánicas. Los agregados se forman de diferentes tamaños y estructuras, normalmente se agrupan por tamaño en macroagregados y microagregados (Tisdall & Oades, 1982).

Este proceso se ve influenciado por factores ambientales tales como la textura del suelo, ciclos de congelación y descongelación, desecación, humedecimiento, actividad de organismos del suelo y sus interacciones (Tisdall & Oades, 1982) (Golchin, et al., 1994) (Rillig & Mummey, 2006). La materia orgánica, en especial compuestos húmicos con gran número de grupos funcionales juegan un rol muy importante en la formación y estabilización de agregados al fungir como material aglutinante de partículas minerales. Los macroagregados, y en menor medida los microagregados, están expuestos a fuerzas disruptivas (p. ej. fuerzas de cizallamiento o eventos erosivos) causando que se rompan en fragmentos o incluso en partículas primarias. El proceso de disrupción deja expuesta a la materia orgánica antes encapsulada, la cual puede ser degradada o funcionar como núcleo para formar nuevos agregados. (Oades, 1984) (Six, et al., 2004) (Jastrow, et al., 2007)

Existen varios mecanismos de agregación. Los agregados se forman por etapas, con diferentes mecanismos de vinculación (p. ej. compuestos orgánicos) (Tisdall & Oades, 1982). La agregación del suelo generalmente sigue un modelo conceptual jerárquico, en el que las partículas primarias (M.O. unida a arcilla y cationes polivalentes; <53  $\mu\text{m}$  diámetro) forman microagregados (<250  $\mu\text{m}$  diámetro) por medio de fuerzas fisicoquímicas y agentes aglutinantes persistentes tales como materia orgánica humificada y complejos de catión metálico polivalente, mientras que los microagregados son reacomodados en macroagregados (>250  $\mu\text{m}$  diámetro), unidos por residuos orgánicos. Los microagregados también se pueden formar dentro de macroagregados. Los macroagregados están ligados por agentes relativamente más transitorios como lo son raíces, hifas fúngicas y microorganismos del suelo (Tisdall & Oades, 1982) (Six, et al., 2004) (Edwards & Bremner, 1967)

De forma alterna, los macroagregados se pueden formar alrededor de materia orgánica particulada. Mientras la materia orgánica particulada es descompuesta y los exudados microbianos son liberados, los macroagregados se hacen más estables, la relación C: N se reduce y microagregados son formados en el interior. Los microagregados formados en el interior de un macroagregado, contienen más carbono orgánico recalcitrante (Plante & Mc Gill, 2002a; beare et al., 1994) lo cual favorece al secuestro de carbono. A medida que el carbono orgánico es utilizado y la actividad microbiana disminuye, así como la producción de exudados, los macroagregados pierden estabilidad, eventualmente rompen y liberan más microagregados estables (Jastrow et al 1998; six et al 1999; Six et al., 2004). Por otro lado, El carbono orgánico del suelo crea regiones heterogéneas, resultando en “hot spots” de agregación, siendo así la agregación un proceso heterogéneo.

Las propiedades químicas del carbono orgánico determinan su carga y capacidad de interacción, de la misma manera influye en la tasa de descomposición, la cual tiene un efecto directo en la agregación (Schulten & Leinweber 2000). El efecto vinculante del carbono orgánico lábil es rápido pero transitorio (Kay, 1998), mientras que una descomposición lenta del carbono orgánico, tiene un efecto más sutil en la agregación, posiblemente teniendo un efecto de mayor longevidad (Martens 2000). El aislamiento de las fracciones de carbono lábiles de fácil degradación dentro de los agregados, incrementa la estabilidad y durabilidad debido a que esto reduce la descomposición. (Haynes & Beare 1997).

Los agregados del suelo y poros asociados de distintos tamaños y formas, desarrollados dentro y entre los agregados son componentes esenciales de la estructura del suelo, la cual fundamentalmente afecta la calidad, fertilidad y sustentabilidad de este. Por ejemplo, los poros del suelo mantienen y facilitan intercambio de gases, infiltración del agua, hábitat de comunidades microbianas y subsecuentemente el ciclo biogeoquímico. Además, la penetrabilidad de raíces y el crecimiento vegetal, está facilitado en suelos por una matriz porosa establecida.

En adición a esto la erosión del suelo por viento y agua se ve disminuida en suelos bien agregados. Cada año se pierde suelo a causa de la erosión hídrica y eólica, causando daños de miles de millones de dólares (Pimentel, et al., 1995). En consecuencia, la erosión del suelo lleva a la reducción de la fertilidad y sustentabilidad de este, y por tanto una pérdida en la producción agrícola. (Frye, et al., 1982) (Mokma & Sietz, 1992). Por otra parte, la pérdida de materia orgánica por erosión del suelo inhibe la formación y estabilización de nuevos agregados, revirtiendo el proceso de desarrollo del suelo. Sobre todas las cosas, la estructura del suelo es el factor clave para que la vida pueda desarrollarse dentro de un pedón, siendo un factor clave para el hábitat del suelo, la pérdida de esta puede provocar extinciones de biota local (Veresoglou, et al., 2015).

Probablemente, la agregación es una de los procesos físicos más importantes durante la etapa temprana de formación de un tecnosol. (Séré et al., 2010). La naturaleza, la intensidad y la cinética del proceso de formación del suelo se encuentran gobernados por el desequilibrio entre el material parental del suelo y sus factores ambientales. Suelos tanto naturales como artificiales se ven afectados por estos factores. Sin embargo, la composición de las fases orgánicas y minerales de materiales tecnológicos, su estructura, textura, su entrada de energía (p. ej. excavación, transporte, molienda, mezcla y compactación) podría causar procesos pedogenéticos originales (Jenny 1941).

Debido a que el carbono orgánico es considerado como la mayor fuente de agentes aglutinantes durante la agregación (Tisdall & Oades, 1982; Degens, 1997, Cosentino et al., 2006), un incremento en la proporción de materia orgánica al construir nuevos tecnosoles podría ser un factor clave para mejorar sus funciones biológicas y acelerar su pedogénesis (Mathan, 1994; Vetterlein & Hüttl, 1999; Pateiro-Moure et al., 2009). Macroorganismos del suelo como lo son las lombrices de tierra o *lumbricidae*, juegan un papel importante en la estructura de tecnosoles (Blouin et al., 2013). Las lombrices junto con plantas, moldean las propiedades hidroestructurales del suelo, incluso se ha reportado que su efecto es más importante que el causado por el material parental. (Deeb et al., 2016a). Fonte et al. (2012) demostró que la interacción entre *lumbricidae*s y plantas, incrementa la estabilidad de los agregados, así como el carbono orgánico en los intersticios dejados por las lombrices (Caravaca et al., 2002). Milleret et al. (2009) confirmó que la estabilidad de los agregados, el fósforo y nitrógeno disponible, junto con el carbono orgánico pueden controlar el efecto de la interacción entre organismos tales como lombrices de tierra y micorrizas fúngicas. Comprender los efectos del contenido de la materia orgánica y los organismos del suelo, es necesario para optimizar los beneficios

de la estructura del suelo. Todos estos factores son importantes puntos a considerar cuando se construyen tecnosoles.

Por otro lado, es sabido desde los años 1900's el impacto positivo de las micorrizas fúngicas para la agregación del suelo, a pesar de la intensa investigación y nuevas perspectivas que fueron reveladas por medio de un enfoque científico y experimental, los mecanismos precisos aún son poco entendidos. (Tisdall & Oades, 1982; Miller & Jastrow, 1990; Six et al., 2004; Rillig & Mummey, 2006; Leifheit et al., 2014).

La compleja naturaleza de la agregación del suelo junto con sus dinámicos procesos (formación, estabilización, desintegración) se ven influenciados por diversos factores y mecanismos, dentro de ellos la biota del suelo. Para las micorrizas fúngicas, los mecanismos que cumplen en el suelo se pueden dividir en biofísicos, bioquímicos y mecanismos biológicos mediados directa o indirectamente por sus rasgos de hifas o micelio. Estos tres mecanismos contribuyen simultáneamente a la agregación (Rillig & Mummey, 2006).

## 4.2 Densidad aparente

La densidad aparente se define como la masa seca por unidad de volumen de suelo (IUSS Working Group, 2006; Mueller et al., 2009). Se reporta normalmente en  $\text{g/cm}^3$ , dicha densidad puede variar por diferentes factores, como la porosidad, la profundidad, el contenido de materia orgánica, la compactación y la textura. (Manrique & Jones, 1991; Martin et al., 2016; Abiven et al., 2009). Se han observado múltiples variaciones en cuanto a la distribución de tamaño de partícula está incluida en las funciones de pedotransferencia aplicadas para estimar valores de densidad aparente, siendo así la distribución del tamaño de partícula un factor importante para la densidad aparente del suelo (Manrique and Jones, 1991; Tomasella & Hodnett, 1998; Bernoux et al., 1998; Kaur et al., 2002; De Vos et al., 2005; Benites et al., 2007; Nanko et al., 2014). Por ejemplo, en suelos exclusivamente arenosos se esperan tamaños de poros no mayores a determinado tamaño. Por el contrario, para suelos de una textura franca el tamaño de poro será menor. Estos argumentos podrían ser utilizados para el rango de tamaño de partícula: a mayor grado de heterogeneidad en las partículas del suelo esperaríamos una mayor densidad en este (Martín et al., 2016). En adición a esto, para suelos con una alta cantidad de arcillas, arenas o incluso en suelos altamente húmicos, puede ser difícil conseguir que las réplicas de las muestras sean representativas, así como la presencia de rocas puede dificultar mucho la tarea de muestrear (Reidy et al., 2016).

Esta propiedad puede ser determinada mediante distintos métodos. Entre ellos está la estimación indirecta a través de funciones de pedotransferencia, en las cuales se considera atributos medibles del suelo directamente tales como carbono orgánico y contenido de arcillas (Kaur et al., 2002; Leonavičiūtė, 2000; Reidy et al., 2016). Sin embargo, muchos de estos métodos ignoran la presencia de horizontes en los suelos y las variaciones con la profundidad del perfil (Reidy et al., 2016). También se pueden utilizar muestras no perturbadas colectadas con un nucleador. Este procedimiento consiste en un cilindro de metal de volumen conocido el cual es introducido dentro del suelo con una barrena. Después la muestra es secada y pesada, la densidad aparente es la relación entre la masa seca y el volumen que el suelo ocupa dentro del cilindro (IUSS Working Group, 2006). A pesar de que estas mediciones en campo en las cuales se utilizan cilindros metálicos, son simples para realizarlas sobre la superficie del suelo a nivel local, las mediciones a un metro de profundidad para determinar densidades aparentes a grandes extensiones de terreno resultan difíciles, porque requieren de mucho tiempo y son costosas, especialmente en las capas más profundas del suelo las cuales presentan alta cantidad de raíces, rocas y arenas (Brahim et al., 2012; Heuscher et al., 2005; Sequeira et al., 2014).

La mayoría de los suelos minerales tienen densidades aparentes entre 1.0 y 2.0 gr/cm<sup>3</sup>. Suelos muy compactados quizá debido al efecto causado por tractores podrían presentar densidades aparentes entre 1.4 y 1.6 g/cm<sup>3</sup>. Por otro lado, suelos friables con buena cantidad de materia orgánica tendrán densidades aparentes de <1.0 gr/cm<sup>3</sup> (Grigal et al., 1989).

La determinación de esta propiedad es capaz de proporcionar información sobre la estructura del suelo y su permeabilidad (Dexter, 1988), por lo tanto, se puede inferir el comportamiento para el drenaje (Reidy et al., 2016). De igual forma, la densidad aparente es usualmente determinada en estudios agronómicos para que ésta funcione como un indicador de compactación debido a maquinaria o al tránsito de ganado (Reidy et al., 2016; Saffih-Hdadi et al., 2009), lo cual posiblemente afecte la producción de los cultivos. (Bondi et al., 2018).

La densidad aparente afecta la disponibilidad de humedad, y con ello nutrientes en el suelo, también a afecta su calidad y productividad (Reichert et al., 2009; Sequeira et al., 2014).

Por otro lado, la densidad aparente es uno de los parámetros más importantes utilizados para la estimación de los almacenes de carbono orgánico del suelo (Benites et al., 2007; Dawson and Smith, 2007; Wiesmeier et al., 2012; Xu et al., 2015). Sin embargo, es común la falta de datos para la densidad aparente, especialmente cuando se trabaja en extensiones grandes, es por eso que se han utilizado sustitutos para los datos faltantes, con la finalidad de realizar estimaciones de carbono orgánico del suelo a escalas regionales y globales (Xu et al., 2016). También es muy útil para la estimación de la compactación del suelo. Se ha observado que la longitud, el diámetro y la densidad de raíces, disminuyen al incrementar la densidad aparente (Dal Ferro et al., 2014). Por otro lado, las funciones del suelo observadas a través de la densidad aparente varían con el tipo de suelo y de forma simultánea la densidad aparente presenta diferencias con el contenido de materia orgánica y la distribución del tamaño de partícula (Manrique & Jones, 1991; Hossain et al, 2015; IUSS Working Group, 2006; Martín et al., 2016). Aunque para el desarrollo de cultivos la óptima densidad aparente depende de la textura y la fisiología de las plantas (Kaufmann et al., 2010).

Una de las principales características del suelo usado para determinar la estructura del suelo es la densidad aparente, esta representa entonces una propiedad importante ya que la estructura influencia muchos procesos pedogenéticos, regula la retención e infiltración del agua, intercambio gaseoso, la materia orgánica del suelo, dinámica de nutrientes, penetración de raíces y susceptibilidad a la erosión. De igual forma la estructura del suelo representa el hábitat de numerosos organismos, así como su diversidad y actividad. En adición a esto, la estructura del suelo es moldeada por la actividad de los organismos, modificando la distribución del agua y aire en sus hábitats (Bottinelli et al., 2015; Feeney et al., 2006; Young et al., 2008).

### 4.3 Estabilidad de los agregados

Es la capacidad que tienen los suelos de mantener su estructura bajo el efecto del agua y esfuerzos mecánicos (Dexter, 1988; ISO 10930, 2012; Lal, 1991). La distribución espacial de la estructura y estabilidad del suelo, son elementos clave para entender el comportamiento del agua dentro del suelo y otras funciones de éste. La determinación de estas propiedades resulta de gran importancia en términos de manejo de suelo para sostener ecosistemas agronómicos (Shukla et al., 2007; Van Es et al., 1999).

La estabilidad de los agregados es una propiedad determinante en cuestiones de erosión, diversos autores han reportado que una baja estabilidad de agregados incrementa la pérdida de suelo y la formación de costras. La formación de costras asocia comúnmente con la reducción en la aireación y permeabilidad del suelo. La estabilidad de los agregados es utilizada para evaluar otros aspectos del suelo, como son: condiciones para germinación de semillas (Barthès & Roose, 2002; Nciizah & Wakindiki, 2015; Le Bissonnais, 1996; Cerdà, 2000), desarrollo de raíces (Lynch and Bragg, 1985), y la capacidad de secuestrar carbono (Fenton et al., 2005). Por otro lado, la estabilidad de los agregados está vinculada al soporte de las plantas, así como a la distribución del agua entre infiltración y escorrentía (Calero et al., 2008; Czyż & Dexter, 2015). Esta propiedad es importante en particular cuando se evalúa la fertilidad del suelo y conservación de recursos naturales, debido a ello, es fundamental para el manejo de terrenos (Cammeraat & Imeson, 1998; Amezketta, 1999; Bronick & Lal, 2005).

La estabilidad de agregados se estudia mediante la observación de los procesos que los rompen y aquellos que los estabilizan. Los principales mecanismos responsables de la fragmentación de agregados son la disrupción por el efecto del agua, hinchazón diferencial del suelo y dispersión fisicoquímica (Le Bissonnais, 1996). Esta propiedad generalmente incrementa con el contenido de arcillas o materia orgánica, sin embargo, no se ha desarrollado una ecuación universal que se adapte a todos los tipos de suelos (Le Bissonnais & Arrouays, 1997; Le Bissonnais et al., 2007; Mamedov et al., 2016). Otros factores como la actividad microbiana y cationes ( $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Fe}^{2+}$ ), también están involucrados en la agregación y estabilización del suelo (Lynch & Bragg, 1985; Wuddivira & Camps-Roach, 2007).

Se han observado diversos agentes biológicos cementantes responsables de la estabilidad de los agregados. El modelo de Monnier hace hincapié en que el punto de mayor estabilidad en los agregados está relacionado con agentes microbianos de descomposición. Se han observado relaciones positivas al paso del tiempo con respecto a la biomasa microbiana (Kushwaha et al., 2001; Sonnleitner et al., 2003; Villar et al., 2004), sin embargo, otros estudios no han mostrado relación alguna (Gerzabek et al., 1995; Degens & Sparling, 1996; Roldán et al., 2003). Normalmente para la estabilidad de los agregados, las correlaciones fúngicas fueron mejores que las bacterianas (Metzger et al., 1987; Kinsbursky et al., 1989), sin embargo, también se ha observado lo opuesto (Roldán et al., 1994). En algunos casos también se ha correlacionado a la estabilidad de agregados con los carbohidratos solubles en agua (Metzger et al., 1987; Kinsbursky et al., 1989). Los carbohidratos solubles en ácido también se correlacionan de forma significativa con la estabilidad de agregados para diversos casos (Martens & Frankenberger, 1992). Carbohidratos solubles en agua caliente y fría corresponden con mucílagos microbianos. Haynes & Francis (1993) observó que estos mucílagos se correlacionan mejor que el total de los carbohidratos con el incremento de la estabilidad de los agregados. Sin embargo, estas relaciones no son observadas para todos los casos al agregar materia orgánica al suelo (Degens & Sparling, 1996; Martens, 2000; Adesodun et al., 2001). Esto mismo puede aplicar para compuestos húmicos y precursores húmicos en el suelo. Diversos autores han

observado relaciones significativas entre la agregación y sus detonantes (Martens, 2000; Albiach et al., 2001), pero estas relaciones no siempre fueron observadas (Gerzabek et al., 1995).

## 4.4 Cobertura vegetal

En cuanto a conservación de suelos los beneficios de contar con cobertura vegetal son amplios, tales como: la reducción la temperatura máxima y la amplitud térmica, mayor conservación de agua y nutrientes, protección contra agentes erosivos y captura de carbono en biomasa (Silva et al., 2018).

El 33% de los suelos del mundo presentan un moderado o alto riesgo de degradación como resultado de la erosión, salinización, compactación (FAO, 2015). Es por eso que prácticas de manejo de suelo que reviertan la degradación son muy importantes para la salud de la población mundial. Los beneficios obtenidos mediante la cobertura de pastos en prácticas de agricultura sustentable tales como la conservación del suelo, reducción en la contaminación de mantos freáticos, incremento en la materia orgánica del suelo, mejora de la estructura y retención de humedad son ampliamente reconocidos (Moreno et al., 2009; Gómez et al., 2009; Alcántara et al., 2011; González-Sánchez et al., 2012).

La cobertura vegetal al ser combinada con manejos agroecológicos u orgánicos, son alternativas para la protección del suelo contra erosión y reducción de emisiones de carbono a la atmósfera (Thomazini et al., 2015; Xavier et al., 2013; Fryrear, 2013). También propicia la reducción en las temperaturas máximas y la amplitud térmica, mayor conservación de agua y nutrientes, protección contra agentes erosivos, y mayor control sobre plantas espontáneas (Silva et al., 2013; Thomazini et al., 2015; Mu et al., 2016).

El uso de coberturas vegetales es una importante alternativa en multicultivos, mejorando la producción y la calidad. Para los cultivos que se encuentran bajo prácticas de arado, la superficie tiende a sellarse después de pocos días debido al efecto directo de la lluvia sobre el suelo. Esto ocurre gracias a la limitada cobertura vegetal en la superficie del suelo, la porosidad e infiltración disminuyen causando una intensificación en la erosión (Carvalho et al., 2015).

De acuerdo a Carlesso et al., (2011) el manejo y la cobertura vegetal afecta a la infiltración y tiene una importante influencia en la intercepción de las gotas de lluvia. Aumentar el porcentaje del dosel vegetal, los residuos vegetales, la rugosidad del suelo y la evapotranspiración, ayudará a incrementar la tasa de infiltración al inicio de las lluvias, debido a que disminuye la escorrentía (Almeida et al., 2018). Se ha demostrado que la energía de las gotas de lluvia son un factor principal en las cantidades de pérdida de suelo. Así se define el rol de la vegetación para prevenir la erosión causada por la lluvia al interceptar las gotas y disminuir su energía. Otros autores han demostrado la importancia en las alturas de las plantas para determinar la cantidad de splash en el suelo, lo cual representa la ruptura de agregados por el golpe de las gotas de lluvia (Sreenivas et al., 1947).

## 4.5 Infiltración del agua y retención de humedad.

La infiltración del agua está influenciada por la presencia de poros gruesos y medianos, así como de su conectividad (de Almeida et al., 2017). La presencia de raíces favorece la formación de estos poros (Bottinelli et al., 2014; Dexter, 1991; Scholl et al., 2014). También, los agregados del suelo y poros asociados de distintos tamaños y formas, desarrollados dentro y entre los agregados, fomentan la infiltración del agua e intercambio de gases (Pimentel, et al., 1995). La retención de humedad en el suelo se ve afectada por los poros medianos de este, la cual favorece al agua aprovechable para las plantas, permitiendo que estas tengan un abastecimiento hídrico para las raíces. Dentro de los factores que la determinan se encuentran la textura del suelo, porosidad, el grado de agregación y su contenido de materia orgánica (Feller y Beare, 1997).

### 4.5.1 Infiltración del agua

La infiltración es el proceso por el cual el agua de la superficie ingresa al suelo, es uno de los procesos más importantes en la superficie terrestre, ya que controla el ciclo del agua entre la superficie, subsuelo y el reservorio de humedad en el suelo (Horton, 1993), también afecta diversos procesos ecológicos incluyendo el aporte de agua para el crecimiento de las plantas (Ludwig et al., 2005), transporte de solutos a mantos freáticos (Jarvis, 2007), escorrentía y erosión del suelo (De Roo et al., 1992). Debido a esto es posible definir a la infiltración del agua como el fenómeno hidrológico que conecta el flujo superficial con los mantos acuíferos (Mao et al., 2016). Esta propiedad se ve influenciada por diversos factores como son: prácticas de arado, cobertura vegetal, aspereza del suelo, porosidad, densidad y grado de compactación, cantidad de carbono orgánico, tamaño y estabilidad de los agregados, y el contenido de agua, de igual forma estos factores afectan la escorrentía (Almeida et al., 2018). En adición a esto, los residuos vegetales son importantes para incrementar la infiltración del agua y reducir la escorrentía y erosión, de igual forma sirve como materia orgánica primaria para el suelo que incrementa la actividad microbiana, conserve la humedad y modere la temperatura del suelo (Derpsch et al., 2014).

La infiltración del agua es representada por parámetros tales como la hidráulica del suelo, la sorción, la tasa de infiltración y la infiltración acumulativa, los cuales pueden ser medidos directamente o ser derivados indirectamente de modelos de infiltración basados en observaciones (Mubarak et al., 2010; Latorre et al., 2015). Usando muestras tomadas de campo es posible inducir la infiltración en pruebas de laboratorio, sin embargo, estas pruebas no representan totalmente las condiciones de campo debido a la perturbación que sufre la muestra al ser tomada del sitio. Por el contrario, las mediciones in-situ son más representativas (Mubarak et al., 2010).

A determinado contenido de humedad en el suelo y las condiciones de abastecimiento de agua, la infiltración es mayormente influenciada por propiedades hidráulicas, tal como la sorción y la conductividad hidráulica saturada y no saturada. Bajo condiciones naturales, las propiedades hidráulicas del suelo varían a diferentes escalas y son afectadas por diversas propiedades del suelo y factores ambientales relacionados a la estructura del suelo, espacios porosos y geometría, tales como textura, materia orgánica, actividad microbiana, desarrollo de raíces, ciclos de humedecimiento y secado, y manejo del suelo (Loague & Gander, 1990). El agua que infiltra en el suelo es un recurso de suma importancia y es por esto que se han realizado numerosos estudios sobre las propiedades físicas del suelo (Xing et al., 2017a, 2017b). Un mejor entendimiento sobre el movimiento del agua y su distribución en el suelo puede ayudar a los científicos a mejorar la capacidad de retención de humedad y el uso efectivo del agua (García et al., 2014; Sorrenti et al., 2016).

## 4.5.2 Curva de retención de humedad (CRH)

Esta curva describe la relación entre la tensión en el agua ejercida por el suelo y su humedad volumétrica, es de vital importancia para entender el transporte del agua y la disponibilidad de esta (Pham & Fredlund, 2008). La CRH brinda información importante sobre el contenido de agua en los poros del suelo a cierta succión, así como la distribución del tamaño de poro del suelo (Fredlund et al., 2002). En general, la CRH ayuda a entender el comportamiento del suelo durante la adsorción y desorción, donde el suelo puede encontrarse cerca del punto de saturación antes de comenzar a ser secado. Durante el proceso de secado, la succión aumenta y el aire comienza a ingresar en los poros del suelo, por lo tanto, también define la entrada de aire al suelo (Au, 1998). La derivación de los parámetros hidrodinámicos del suelo y la simulación de la distribución del agua son factores claves para la investigación del comportamiento hidráulico; la curva de retención de humedad (CRH) contempla estos parámetros (Hollis et al., 2015; Xing et al., 2017a, 2017b). A partir de esta gráfica se pueden obtener parámetros hidráulicos del suelo que pueden servir para simular evaporación, infiltración y escorrentía (Ciocca et al., 2014). Por otro lado, la curva de retención de humedad es vital para entender el transporte de solutos (Pham & Fredlund, 2008).

Diversos factores físicos y químicos moldean la CRH, los cuales varían con cada tipo de suelo (Botula et al., 2012), es por esto que se considera que la CRH es el equivalente a la huella digital del suelo (Cornelis et al., 2001). Debido a las complicaciones que implica la medición de la CRH, ha sido necesario desarrollar métodos que describan esta función por medio del uso de datos ya disponibles (Huang et al., 2006). El método más ampliamente utilizado para la obtención de la CRH es la aplicación de funciones de pedotransferencia. Las funciones de pedotransferencia son relaciones empíricas que permiten predecir las propiedades hidráulicas de determinados suelos, basados en la textura, densidad aparente y contenido de materia orgánica (Hodnett & Tomasella, 2002).

La capacidad de campo y el punto de marchitez permanente son puntos importantes en la curva de retención de humedad (Botula et al., 2012). En términos generales es aceptado para la capacidad de campo  $-33\text{kPa}$  y para el punto de marchitez permanente  $-1500\text{kPa}$ , sin embargo, la medición directa del contenido de agua a  $-33\text{kPa}$  y  $-1500\text{kPa}$  resulta costosa y tardada, especialmente a escalas regionales (Vereecken, 1995). La capacidad de campo es definida como la cantidad de agua remanente en el suelo dos o tres días después de haber sido humedecido y después del drenaje libre es despreciada (SSSA, 1984). El punto de marchitez permanente es definido como el contenido de agua en el suelo al cual las plantas no pueden absorber la humedad (Slatyer, 1967).

La capacidad de campo como concepto existe desde alrededor de 100 años, desde entonces se ha usado para diferentes objetivos, tales como, modelamiento del crecimiento de cultivos, estimación de la zona de intercambio de gases por raíces, aire disponible para las plantas y capacidades hídricas, generación de programas de riego, diseñar el arado, generar modelos de sistemas de drenaje, determinar el grado de compactación del suelo, estimar la pérdida de nutrientes, caracterizar la resiliencia del suelo y el cultivo a niveles altos y bajos de humedad, y estimar el potencial para emitir gases de efecto invernadero (Reynolds, 2018).



## 4.6 Fracciones de carbono

El suelo representa el mayor reservorio de carbono en la biosfera terrestre, contiene más carbono que el que presenta la vegetación y la atmósfera juntas (Tarnocai et al., 2009). Cambios en el uso de suelo puede afectar el ciclo del carbono (Davidson & Janssens, 2006). Por ejemplo, la microbiota del suelo responderá de forma diferente ante la introducción de nuevas especies vegetales (Deng et al., 2016). Por ejemplo, el uso de residuos vegetales ajenos al sitio, podrían ocasionar la disminución de la descomposición de la materia orgánica o alterar la forma en que los microorganismos disponen del carbono, ocasionando un cambio en el reservorio de carbono (Fontaine et al., 2007)

El carbono orgánico se encuentra depositado en la materia orgánica, la cual representa la fracción orgánica del suelo, esta consiste en una mezcla de residuos animales y vegetales en distintos estados de descomposición, biomasa microbiana, y sustancias producidas de forma microbiana o química (Schnitzer, 2000; Weil & Brady, 2016). Lehmann & Kleber (2015) han observado que la materia orgánica del suelo está en continua descomposición de sustancias que contienen carbono orgánico. De igual forma Schnitzer (2000) afirma que se descomponen productos durante la formación de materia orgánica.

La descomposición de residuos en los cultivos realizada por la biomasa microbiana del suelo resulta en el carbono orgánico residual al ser oxidado en  $\text{CO}_2$  por los organismos del suelo y productos microbianos, estabilizándose por sorción en las superficies de los minerales y formando humus (Jenkinson & Rayner, 1977; Voroney et al., 1989). Durante esta continua descomposición, dos reservorios principales de carbono pueden ser identificados. Existe un reservorio transitorio conocido como la fracción ligera, la cual consiste en residuos microbianos y vegetales en varios estados de descomposición, por otro lado, la fracción pesada consiste en compuestos orgánicos más estables de bajo peso molecular y materia orgánica humificada de alto peso molecular, la fracción pesada de carbono contiene la mayoría de la materia orgánica del suelo (Christensen 1992), está compuesta por materia orgánica altamente descompuesta y cuenta con una densidad específica mayor que la fracción ligera (Gregorich et al., 1996).

Por otro lado, el carbono inorgánico también forma parte del carbono total del suelo, este puede ser una fuente o sumidero de carbono, no se le incluye en los servicios ecosistémicos del suelo a pesar de sus contribuciones. La razón de esto es debida que es opacado por el carbono orgánico, el cual se ha reconocido como un excelente coloide. El carbono inorgánico del suelo es juega un papel importante en el ciclo global del carbono y se presenta en diferentes formas como son,  $\text{CO}_{2(g)}$ ,  $\text{CO}_{2(aq)}$ , ácido carbónico  $\text{H}_2\text{CO}_{3(aq)}$ , bicarbonato  $\text{HCO}_{3(aq)}$ , carbonato  $\text{CO}_{3(aq)}$ , y su fase sólida como carbonato  $\text{CaCO}_3$  (Monger, 2014, 1015; Zamanian et al., 2016), el bicarbonato y el carbonato conforman un sumidero de carbono terrestre mayor al del carbono orgánico (Monger et al., 2015).

El carbonato de calcio se divide en dos tipos: carbonato litogénico y carbonato pedogénico. Los carbonatos litogénicos se forman en ambientes marinos y pueden ser encontrados como fragmentos en entornos terrestres. Por otro lado, los carbonatos pedogenéticos se forman dentro del suelo comúnmente bajo condiciones áridas alcalinas (Monger et al., 2015).

En adición a esto, alteraciones en el reservorio de carbono del suelo puede originar cambios significativos en la concentración atmosférica de  $\text{CO}_2$ , e influenciar el cambio climático (Piao et al., 2012), debido a ello la estabilidad de la materia orgánica del suelo es considerada como una propiedad del ecosistema, la cual es derivada de las interacciones entre factores bióticos y abióticos (Schmidt et al., 2011). Debido al manejo del suelo, las dinámicas de la materia orgánica han resultado en una

distinción entre las fracciones de esta, así como sus compartimentos, tasas de mineralización, estabilidad y tiempos de residencia (Jenkinson & Rayner, 1997; Parton et al., 1987)

## 4.7 Nitrógeno del suelo

El nitrógeno del suelo representa un reservorio importante para el ecosistema terrestre (Zhong et al., 2019). Más del 99.5% del nitrógeno a nivel global se encuentra contenido en la atmósfera y en rocas sedimentarias, mientras que menos del 0.01% se encuentra presente en suelos, donde menos del 1% se encuentra disponible (Galloway, 2003). Debido a esto el N es un factor limitante para el desarrollo de organismos en los ecosistemas terrestres (Fujimaki et al., 2009).

Diferentes características de este nutriente tales como su estructura y disponibilidad, influyen en su retención, mineralización y reservas dentro del suelo. La composición de diferentes formas de N es regulada por procesos transformadores del suelo. Por ejemplo, moléculas pequeñas como aminoácidos son absorbidas directamente por los cultivos, sin embargo, el nitrógeno inorgánico debe ser primero transformado en nitrógeno mineral mediante mineralización para poder ser absorbido por las plantas (Wu et al., 2019; Zhong et al., 2019). La nitrificación es el principal proceso asociado a la pérdida de nitrógeno, debido a la producción de nitrato, este puede perderse por lixiviación o desnitrificación (Schimel and Bennet, 2004)

## 5. Materiales y métodos

### 5.1 Sitio de estudio

Este experimento se encuentra en el patio del Instituto de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México, el tipo de suelo es un tecnosol el cual cuenta con siete horizontes, los cuales presentaron las siguientes características (Figura 0 y tabla 1, Arvizu Valenzuela et al., 2016)



Fig 0. Perfil descrito en el patio de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México. 19°19'38.7"N 99°10'33.8"W, clima templado sub húmedo.

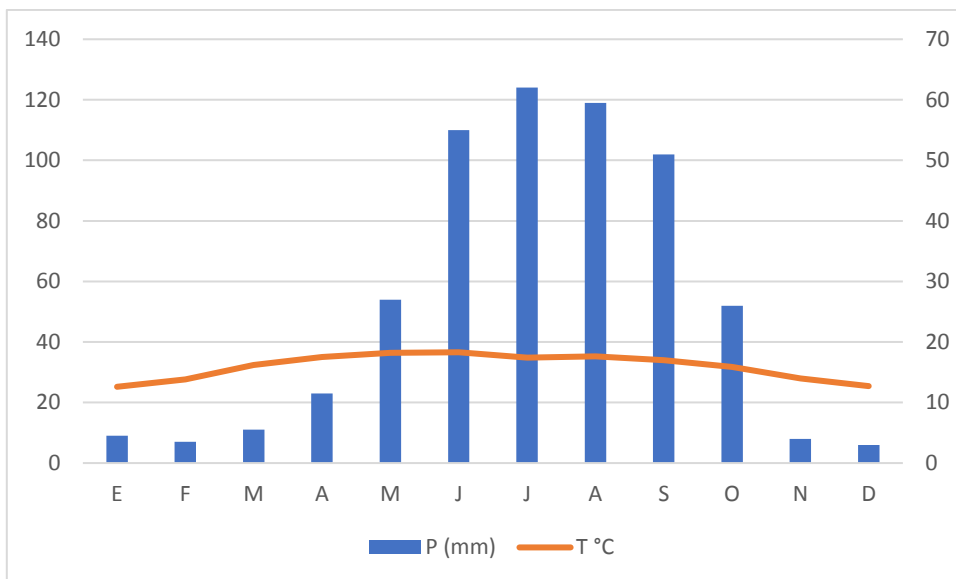


Fig 1. Diagrama ombrométrico de la ciudad de México, se muestra la precipitación en el eje y izquierdo, y temperatura en el eje y derecho, en el eje de x se muestran los meses.

Tabla 3:

Características determinadas en la cara del perfil descrito en jardín interno del Instituto de Geología donde CR- franco arcillosa, CLg- franco limosa gruesa, AC- arenosa franca, RA- arcillo arenosa, CA- franco arenosa, CRA- franco arcillo arenosa, m- media (compactación media), a- alta (compactación alta).

Horizonte	Profundidad (cm)	Textura	Pedregosidad (%)	pH	CaCO <sub>3</sub> (%)	Humedad (%)	Densidad Aparente (g/cm <sup>3</sup> )
Ah	0-14/20	CR	0	8	0.5	26	1.4 m
Ah <sub>2</sub>	14/20-27	CLg	1	7	0.5-2	25.4	1.6 a
Ek	27-30	AC	2	7	25-50	10.6	1.4 m
Bw	30-43	RA	25-40	7	0.5-2	25	1.8 a
Ek <sub>2</sub>	43-65	AC	70	7	25-50	-	-
Ahb	65-80	CA	25-50	7	5.0	19.3	1.6 a
Bw	80-92	CRA	15	8	2-10	26.3	1.4 m

Tabla 3.

## 5.2 Propiedades del suelo

Se trata de un suelo formado por diferentes estratos con texturas y contenidos de piedras (residuos de construcción) cambiantes, con presencia de artefactos de más de 20% en el cuarto y quinto horizonte (ladrillos, concreto, cerámica, etc.) contando con más de 20 cm de espesor, por lo que según la clasificación de la FAO (Guía para la descripción de suelos, 2009) este suelo es denominado como tecnosol. Por otro lado, también presenta pH alcalino, contenidos de carbonatos cambiantes y densidades aparentes de medias a altas. De acuerdo a la evaluación edafocológica (Siebe et al., 2016) realizada a partir de la descripción del perfil (Arvizu Valenzuela et al., 2016), la profundidad fisiológica es de 80 cm, la capacidad de retención de agua disponible para las plantas es de 112.91 L/m<sup>2</sup>, evaluada como muy baja, la capacidad de campo es de 263.9 L/m<sup>2</sup>, evaluada como baja, el drenaje natural es bueno, las bases intercambiables se estimaron en 90.62 mol/m<sup>2</sup>, evaluada como medianamente alta, la cantidad acumulada de humus se estimó en 19.91 kg/m<sup>2</sup>, la cantidad de nitrógeno disponible es de 4.4 g/m<sup>2</sup>, evaluada como media y la suma del fósforo asociado a la materia orgánica es de 179.2, evaluada como mediana a alta.

## 5.3 Diseño experimental

En este sitio fueron instaladas dieciocho parcelas de 1.0 m<sup>2</sup> en marzo del 2016, a las que se les aplicaron tres tratamientos: composta, biocarbón y testigo, con seis réplicas cada uno. La distribución de los tratamientos en las 18 parcelas fue de manera aleatoria. Las enmiendas fueron aplicadas en cada parcela a 10.0 cm de profundidad mezclando 4.0 kg de enmienda en 115.0 kg de suelo, o 0.034 kg de enmienda en 1 kg de suelo (0.03 kg C kg<sup>-1</sup> suelo) considerando la densidad aparente de los testigos para el cálculo de la masa de suelo para cada parcela en su estado inicial. En cada parcela se plantaron 3 especies de plantas (*Lavandula sp FR QZ*, *Dysphania ambrosioides RB* y *Rosmarinus officinalis L*) con 4 réplicas por especie. (fig. 2).

La composta fue obtenida de la planta de composta de la Universidad Nacional Autónoma de México, presentó un contenido de humedad de 7.61%, concentración de materia orgánica de 41.8 %, N 1.4%, P 863 mg/kg, pH 8.6 y una relación C/N 17/1. El biocarbón fue producido en la planta de gasificación G2E a partir de endocarpio de coco pirolizado a temperaturas entre 800° y 1000° C, con un contenido de carbono del 85% y 0.43% de nitrógeno, fue activado con orina la cual puede presentar contenidos de N entre 85% y 90% (Larsen & Gujer, 1996).

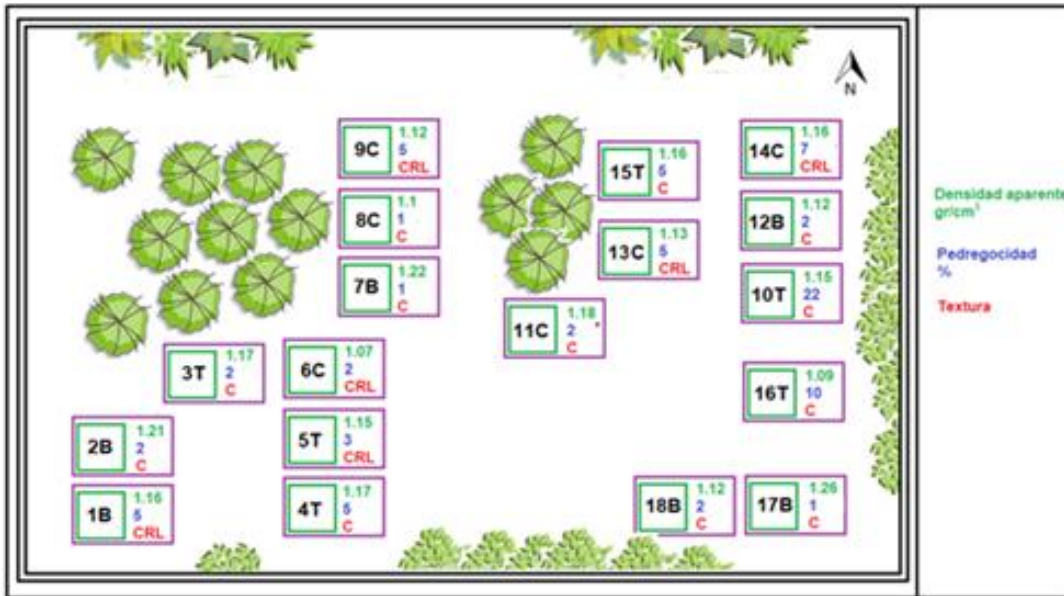


Fig2. Diseño experimental y datos de densidad aparente, pedregosidad y textura en los primeros 10 cm del suelo de cada parcela experimental.

## 5.4 Densidad aparente

Para la determinación de la densidad aparente, fueron tomadas muestras directamente del sitio el mes de marzo de 2017; éstas fueron extraídas con ayuda de una barrena la cual es capaz de contener cilindros metálicos de  $56.5 \text{ cm}^3$  de volumen, ésta es introducida en el sustrato y de este modo se colecta la muestra sin alterar su porosidad y estructura. Las muestras fueron empaquetadas con papel aluminio del cual se registró su masa, posteriormente fueron introducidas en un horno a  $105^\circ\text{C}$  durante un periodo de 24 horas para así evaporar la humedad dentro de la muestra. Una vez seca la muestra se determinó la densidad aparente en  $\text{gr}/\text{cm}^3$  al medir la masa seca con ayuda de una báscula electrónica y referirla al volumen del cilindro.

## 5.5 Velocidad de infiltración

Para la medición de la infiltración fue utilizado un infiltrómetro de doble anillo en el mes de octubre del 2017, éste cuenta con dispositivo de flotación situado al interior del anillo, el cual está vinculado a una regla marcada en centímetros, conforme el agua se infiltra y el flotador baja, es posible medir el cambio en alturas de la regla con respecto al tiempo. El infiltrómetro fue colocado en el centro de cada parcela, primero se saturó el espacio anular del equipo, una vez que se infiltrara suficiente agua saturando el medio, se procedió a colocar agua en el anillo del centro colocando el flotador en cero centímetros, se dejó infiltrar el agua y el tiempo en que la altura del flotador disminuía fue registrado. Para cada parcela este procedimiento se repitió al menos 3 veces, esto debido a que la velocidad de infiltración se estabiliza hasta que el sistema se encuentre saturado. Una vez saturado el sistema, se registró la velocidad estabilizada para cada parcela.

## 5.6 Cobertura vegetal

La cobertura vegetal fue determinada en septiembre del 2017 con ayuda de un marco construido de madera con la dimensión de un metro cuadrado, este cuenta con cuadrículas de 10 x 10 cm, las cuales se encuentran en el área interna del marco. El marco se posicionó sobre cada parcela y de este modo fueron contabilizados los centímetros cuadrados que ocupaba cada especie vegetal. Las alturas de las plantas fueron medidas con un flexómetro, considerando la distancia comprendida desde el suelo hasta la altura máxima de cada una de las plantas.

## 5.7 Estabilidad de los agregados

La estabilidad de agregados fue determinada en febrero del 2018 a partir de muestras de 100 gr de suelo colectadas de cada parcela. El análisis se hizo con un equipo WET SIEVING APPARATUS Eijkeljamp soil and water el cual cuenta con 8 orificios en la parte superior en los cuales son colocados cápsulas con muestras de suelo (una cápsula por orificio), y 8 espacios en la parte inferior alineados a las cápsulas, en los cuales se colocaron contenedores metálicos con agua destilada. Las muestras fueron tamizadas a un tamaño entre 1 y 2 mm. Una vez tamizadas las muestras se humedecieron dentro de un desecador conectado a un humidificador por un periodo de 24 horas, posteriormente se colocaron de forma individual en las cápsulas, de esta forma el equipo por medio de un movimiento vertical, introdujo y extrajo las cápsulas dentro del agua destilada por un periodo de 3 minutos, de esta manera se separó la fracción estable del suelo de la fracción inestable. Las fracciones inestables contenidas en los recipientes de metal fueron vaciadas en charolas de aluminio previamente pesadas y se colocaron dentro de un horno a 105°C por 24 horas. Posteriormente se colocó hexametáfosfato de sodio en los contenedores metálicos y se repitió la prueba durante 8 min, separando así la fracción de agregados estables del suelo de las arenas, las cuales fueron restadas de la masa de la fracción de agregados estables del suelo. La fracción estable del suelo fue vaciada en charolas de aluminio al igual que las arenas y estas se colocaron en un horno a 105°C. Una vez secas las muestras se dejaron enfriar en desecadores y se midieron sus masas, obteniendo así el porcentaje de agregados estables para cada parcela.

## 5.8 Curva de retención de humedad y distribución de tamaño de poro

La curva de retención de humedad de los diferentes tratamientos, fue determinada mediante dos procedimientos:

En condiciones controladas de invernadero, en unidades experimentales de 800 cm<sup>3</sup> de volumen, instrumentadas con un bloque de yeso para registrar variaciones en el estado energético del agua, y tomando lecturas del peso de las unidades, diariamente. El registro de datos se hizo por tres meses.

El segundo método consistió en instalar los sensores de tensión en campo y registrando periódicamente el valor de la humedad volumétrica del suelo por TDR. Para determinar la tensión a la que el agua se encuentra retenida en el suelo se instalaron bloques de yeso en 4 parcelas por tratamiento. Esta medición fue realizada en abril de 2018, los bloques fueron colocados a una profundidad de 10 cm en todas las parcelas y conectaron a un data logger el cual registra las tensiones de manera constante cada 60 minutos. Al instalar los bloques se saturó con agua cada sitio donde fueron instalados para asegurar un buen contacto entre suelo y bloque.

En ambos casos el objetivo fue coleccionar una serie de datos de humedad y tensión, las cuales fueron analizadas en el programa SWRC Fit (Seki, 2007), mediante el cual se obtuvieron los parámetros del modelo de la curva de retención de humedad propuesto por Brooks and Corey (1964) (eq. 1): humedad residual ( $\theta_r$ ), humedad saturada ( $\theta_m$ ), succión de entrada de aire ( $\psi_e$ ), índice de distribución de tamaño de poro ( $\lambda$ ). Una vez obtenidos los parámetros del modelo de Brooks and Corey (1964), fue posible obtener los valores de humedad a capacidad de campo y el punto de marchitez permanente (manual de descripción de suelos Siebe 2016).

$$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_m - \theta_r} = \left( \frac{\psi_e}{\psi} \right)^\lambda$$

Eq. 1: Ecuación de Brooks y Corey (1964), donde  $\theta_r$  es la humedad residual,  $\theta_m$  humedad saturada,  $\psi_e$  la succión de entrada y  $\lambda$  la distribución de tamaño de poro.

## 5.9 Contenido de carbono y nitrógeno.

El análisis de carbono y nitrógeno totales se realizó en la fracción de los agregados estables y en la fracción de agregados inestables. Una vez separadas las fracciones, éstas fueron molidas dentro de un molino mecánico de amatista por un periodo de 15 min cada una, posteriormente la determinación del C y N totales fue realizada con un analizador elemental CNHS/O Perkin Elmer 2400 series II, en el modo CHN bajo las siguientes condiciones que determinaron el control de calidad; gas acarreador: Helio, temperatura de combustión: 980°C, temperatura de reducción 640°C, detector: conductividad térmica, compuesto de calibración: acetanilida, material de referencia: LECO, soil calibration sample for CNS part 502-309. El porcentaje de carbono obtenido a partir del análisis fue convertido a unidades de kg/m<sup>2</sup> de acuerdo a Siebe et al., 2016.



## 5.10 Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa Systat software. Primero se verificó que la distribución de los datos correspondiera a una distribución normal. Después se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA), para determinar si las medias de los datos de las seis réplicas de cada uno de los tres tratamientos (testigo, composta y biocarbón) son diferentes estadísticamente y para lo cual se consideró un valor de  $P < 0.05$ . En caso de que las medias resultaran significativamente diferentes se evaluó entre cuáles de los tres tratamientos existen diferencias utilizando la prueba de Tukey de comparación múltiple post hoc.

## 6. Resultados

### 6.1 Volumen de piedras

La figura 3 muestra la diferencia entre las pedregosidades de cada parcela. La pedregosidad más alta fue presentada por la parcela 10T (Tratamiento testigo) con 22%. Esta parcela influye en la media de las parcelas testigos resultando en la mayor pedregosidad medida en superficie con un promedio de 7.8%, seguido por la composta con un promedio de 3.6% y el biocarbón con un promedio de 2.16%. Sin embargo, las diferencias no resultaron estadísticamente significativas, ya que las varianzas de la pedregosidad dentro de todos los tratamientos fueron altas.

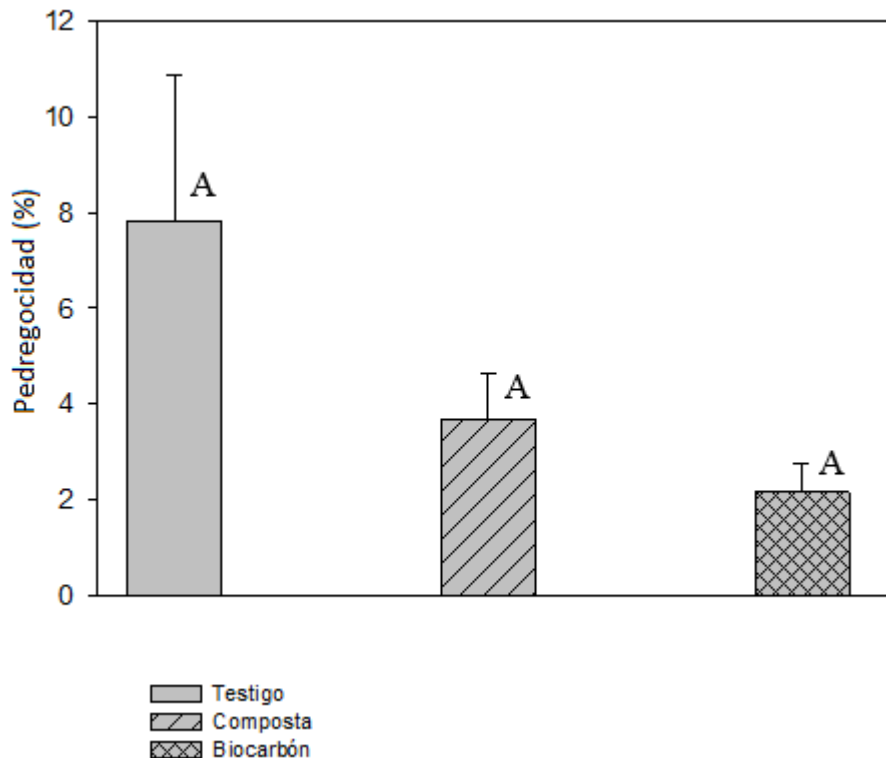


Figura 3. Pedregosidad determinada en la superficie de cada parcela experimental (0-10cm) en 2017. Se muestran valores promedio por parcelas diferenciadas por los tratamientos, así como los errores estándar n=6. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0.05$ )

## 6.2 Estabilidad de agregados

La figura 4 muestra que los testigos presentaron un porcentaje promedio de 61.8% de agregados estables, seguidos por la composta con un promedio de 54.8% de agregados estables y por último el biocarbón con un promedio de 43.4% de agregados estables. Sin embargo, no presenta diferencias significativas entre tratamientos, por lo cual no se cumplió la hipótesis en la que se esperaba observar una mayor cantidad de agregados estables en las parcelas a las que se les aplicaron enmiendas. Esta medición se realizó para agregados entre 1 y 2 mm de tamaño debido a que los agregados de dichas dimensiones son los responsables de retener el agua aprovechable para las plantas, se desconoce si para otros tamaños de agregados la estabilidad sea mayor en los tratamientos de composta y biocarbón.

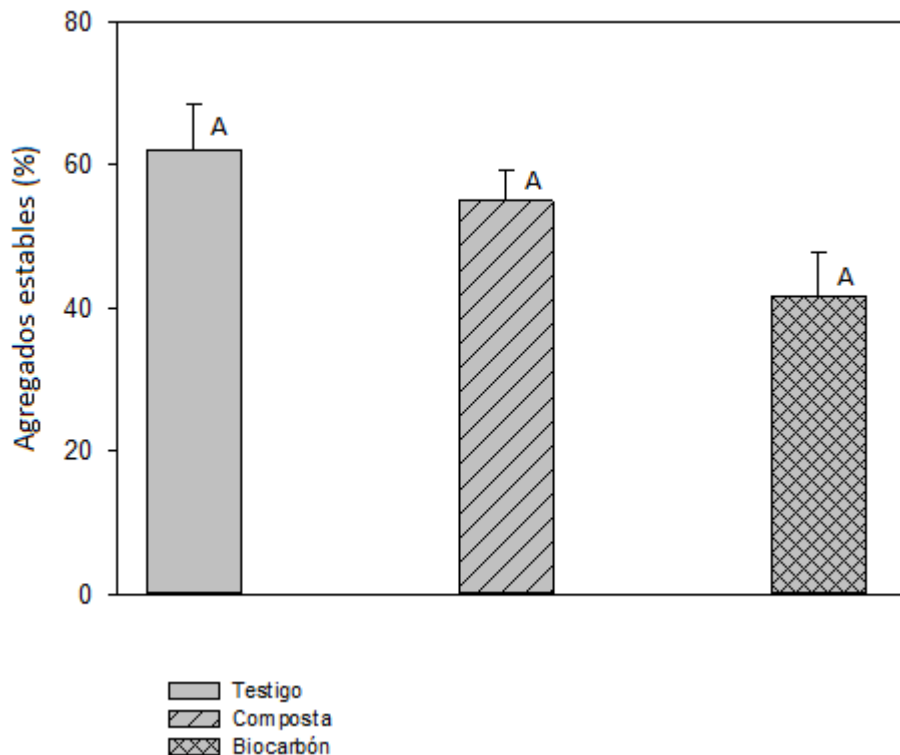


Figura 4. Porcentaje de agregados estables determinado en febrero del 2018 a partir de muestras colectadas de las parcelas de los distintos tratamientos. Se muestran los valores promedio y los errores estándar n=6. Las letras indican que las diferencias entre tratamientos no son estadísticamente significativas.

### 6.3 Densidad aparente

La figura 5 muestra los valores promedio para las densidades aparentes ( $\text{gr}/\text{cm}^3$ ) determinadas en el 2017. Después de un año de aplicadas las enmiendas, presentan valores entre medianos y bajos con  $1.18 \text{ g}/\text{cm}^3$  en biocarbón evaluada como baja-media,  $1.13 \text{ g}/\text{cm}^3$  en composta evaluada como baja y  $1.15 \text{ g}/\text{cm}^3$  en testigos evaluada como baja. Los valores para las densidades aparentes no muestran diferencias significativas entre tratamientos.

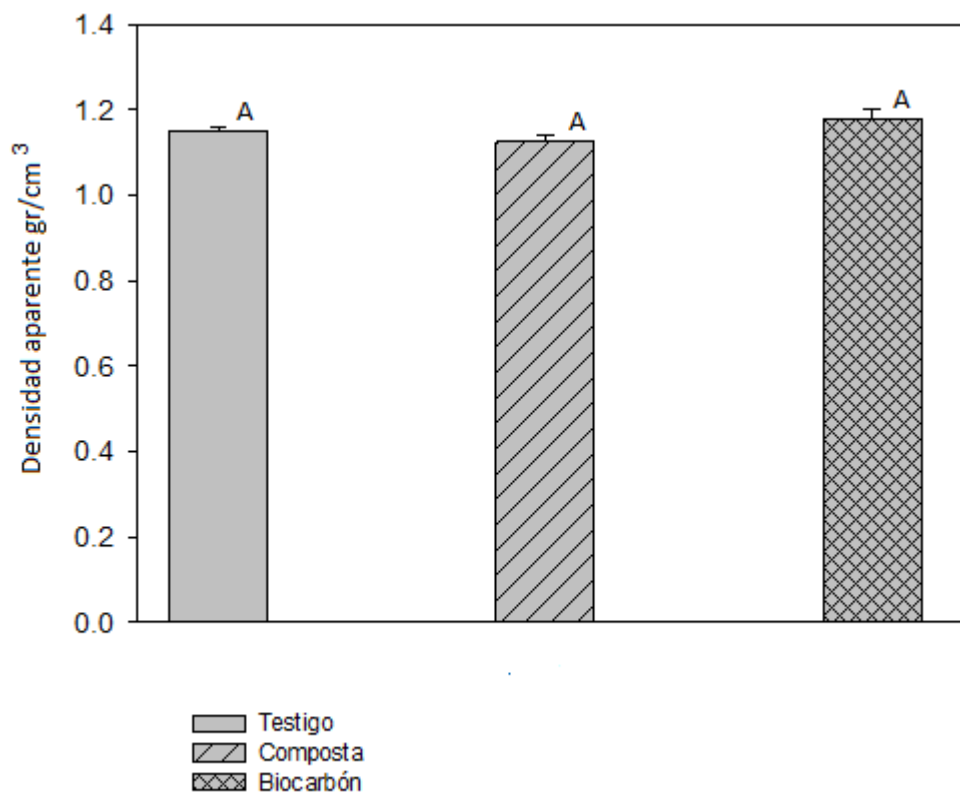


Figura 5. Densidad aparente determinada en marzo del 2017 de muestras inalteradas tomadas de las parcelas de los distintos tratamientos. Se muestran valores promedio y los errores estándar por tratamiento. Las letras indican que las diferencias entre tratamientos no son estadísticamente significativas.

## 6.4 Velocidad de infiltración

La figura 6 muestra que las parcelas que presentaron la velocidad de infiltración más alta fueron aquellas con el tratamiento de composta, con un valor promedio de  $48.3 \times 10^{-5}$  m/s evaluada como alta, seguidas por el tratamiento de biocarbón con  $32.5 \times 10^{-5}$  m/s evaluada como alta y por último los testigos con  $28 \times 10^{-5}$  m/s evaluada como alta. Esto cumple con las expectativas establecidas en el planteamiento inicial, en el cual se establece que el patio del Instituto de Geología debe contar con una buena capacidad de infiltración del agua, dadas las texturas francas a arenosas. No se observaron diferencias significativas entre los tratamientos, por lo cual no se cumple la hipótesis establecida.

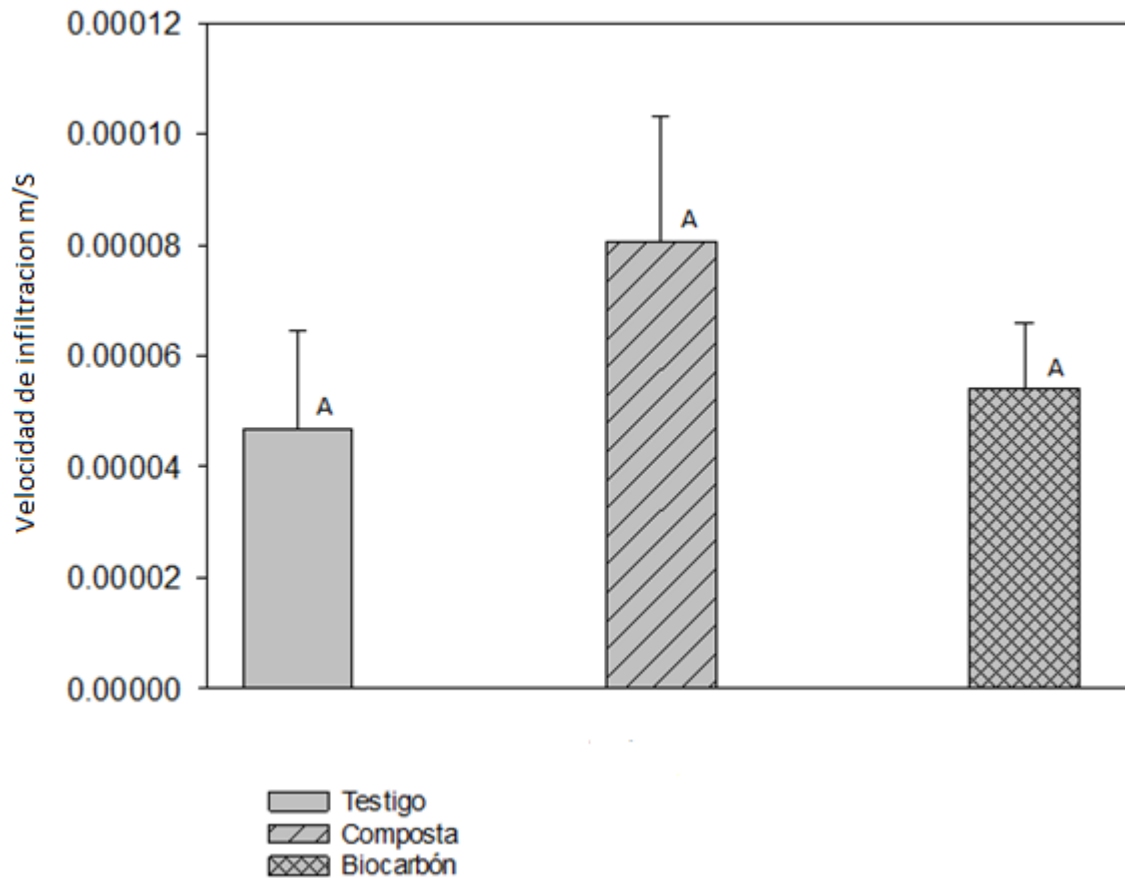


Figura 6. Velocidad de infiltración determinada en noviembre del 2017 con infiltrómetro de doble anillo dentro de cada parcela. Se muestran valores promedio con su error estándar por tratamiento. Las letras indican que las diferencias entre tratamientos no son estadísticamente significativas.

## 6.5 Tensión del agua en el espacio poroso bajo condiciones del sitio.

La figura 7 muestra los registros de las tensiones capturadas para cuatro parcelas por tratamiento, los datos reflejan el comportamiento en el transcurso de días. La baja tensión que se aprecia el día uno a las 14:00 h y el día dos a las 20:00 h es debida a los riegos realizados con la finalidad de humedecer a todas las parcelas hasta su saturación para que comenzaran a secarse al mismo tiempo y fueran comparables. Las caídas en la tensión posterior al día dos de abril son debidas a lluvias, la primera se presenta el día 3 la cual no registró cambios muy marcados en los registros de tensión; las tres lluvias posteriores los días cuatro, cinco y seis de abril fueron mayores y su influencia en la tensión es notoria (figura 7).

La parcela 18B no muestra cambios ocasionados por las lluvias, en esta parcela incrementa la tensión del agua de forma muy gradual, lo cual indica que cuenta con una buena capacidad para retener humedad. Mientras que las parcelas 12B, 2B y 7B muestran valores más altos de tensión, sin embargo, el aumento en la tensión a lo largo de los días es muy gradual y la influencia de la lluvia no es fuerte, lo cual indica que cuentan con una buena capacidad de retención de humedad.

Por otro lado, las parcelas 14C, 13C y 6C muestran valores de tensión más altos que la parcela 18B, similares a los registrados por las parcelas 12B, 2B y 7B; el incremento en la tensión es gradual, aunque es posible diferenciar la influencia de la lluvia los días cuatro y cinco, mientras que la lluvia del día seis es más notoria, incluso para la parcela 18B.

Las parcelas 10T y 3T presentan un comportamiento similar a las parcelas 12B, 2B, 7B, 14C, 13C y 16C, con un incremento gradual en la tensión y baja influencia de la lluvia; estas parcelas cuentan con una buena capacidad de retención de humedad. Por el contrario, las parcelas con los valores de tensión más altos fueron las parcelas 15T, 5T, 9C y 2B consecutivamente, lo cual indica que estas parcelas no lograron retener humedad de la misma forma que sus vecinas. En general se puede observar un comportamiento del agua uniforme entre la mayoría de las parcelas, es decir que a pesar de retener humedad de forma distinta, se saturan y secan de forma uniforme.

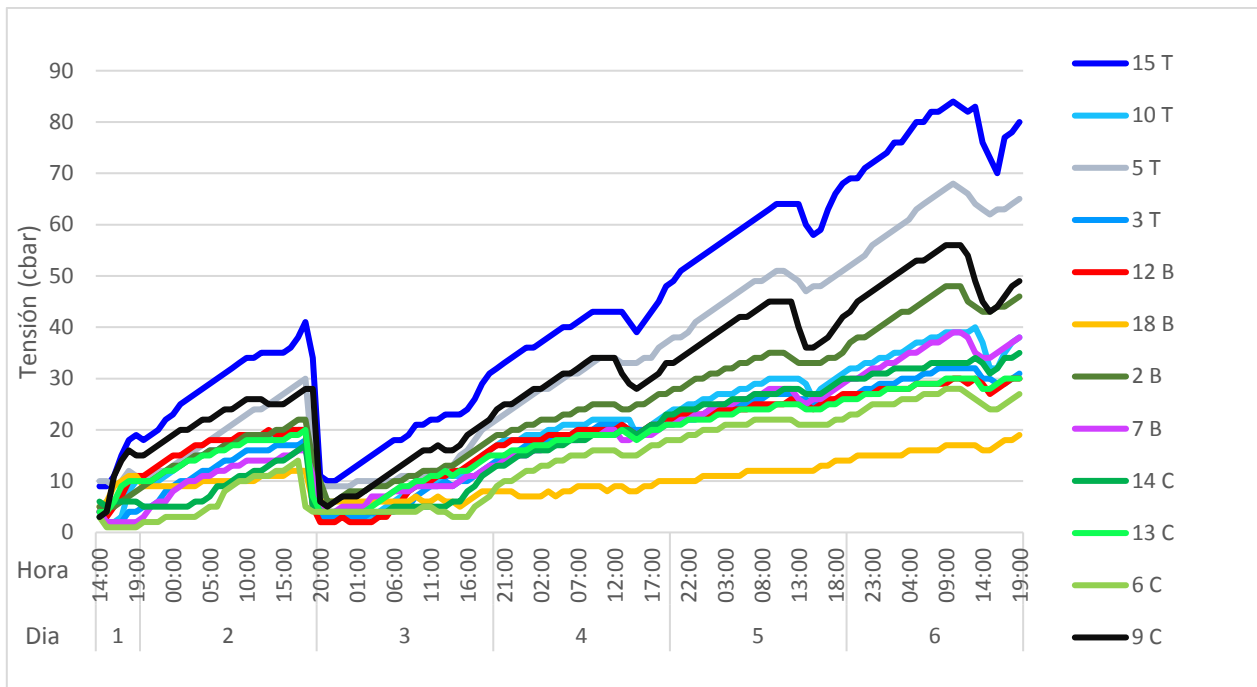


Figura 7. Tensión en cbar a la que el agua es retenida en los primeros 10 cm del suelo, determinada del 1 al 6 de abril del 2018 con bloques de yeso instalados en las parcelas, donde se muestra el día y la hora de las mediciones. Las claves denotan el número de parcela y el tipo de tratamiento donde T es testigo, C composta y B biocarbón.

Las pendientes de las curvas dan cuenta de la mayor o menor capacidad de retener el agua en contra de la gravedad y la evapotranspiración. Las variaciones en la grafica se deben a las propiedades del suelo, pero también a las condiciones del sitio, por ejemplo, a mayor o menor captación de agua de lluvia por las parcelas, la variación en la cantidad de agua recibida, la exposición solar, etc, ya que son datos obtenidos directamente en el sitio de estudio.

## 6.6 Curva de retención de humedad

Las curvas de retención de humedad muestran que en el año 2016 las enmiendas afectaron la capacidad de retención de humedad en las parcelas donde fueron aplicadas (figura 8); se puede observar que el tratamiento testigo cuenta con una muy baja capacidad de retención de humedad a tensiones de 100 a 200 cbar y tiene nula retención de humedad a tensiones mayores a 200 cbar, mientras que los tratamientos de composta y biocarbón retienen un poco más de humedad ( $0.5 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ ) al incrementar la tensión a más de 70 cbar. Lo anterior demuestra que, en los primeros dos meses de ser aplicadas las enmiendas, se observaron cambios en las propiedades hidráulicas de las parcelas.

Al comparar estas curvas con las generadas para el 2018, se observa un incremento en la capacidad de retención de humedad en los tres tratamientos (figura 8) ya que las gráficas muestran un mayor contenido de humedad en los tratamientos de biocarbón y composta a la misma tensión que los tratamientos testigos, es decir, los tratamientos con enmiendas orgánicas mantienen su humedad al aumentar la tensión, mientras que los testigos se secan.

Al comparar los valores de capacidad de campo y marchitez permanente obtenidos con las fórmulas en el manual de descripción de campo Siebe (2016) se observa que la distribución de tamaño de poro para los tratamientos fue afectada ya que aumentó la capacidad de campo de 0.12 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> a 0.28 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> para biocarbón, de 0.12 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> a 0.31 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> para composta y de 0.07 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> a 0.18 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> para los testigos. El punto de marchitez permanente también incrementó de 0.04 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> a 0.18 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> para biocarbón, 0.05 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> a 0.2 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> para composta y 0.0 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> a 0.08 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> para los testigos. Sin embargo, el agua disponible para las plantas es igual para los tres tratamientos con 0.1 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>.

	Testigo		Composta		Biocarbón	
	2016	2018	2016	2018	2016	2018
Capacidad de campo cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	0.07	0.18	0.12	0.31	0.12	0.28
Punto de marchitez permanente cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	0.0	0.08	0.05	0.2	0.04	0.18

Tabla 4. Valores de capacidad de campo y punto de marchitez permanente en cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>

La redistribución en el tamaño de poro en los 3 tratamientos probablemente se deba por el efecto de las raíces presentes en estas parcelas, las cuales lograron acondicionar el suelo, para retener mayor cantidad de humedad que cuando no contaba con presencia de raíces. Sin embargo, la cantidad de humedad que retienen los testigos en 2018 es menor a la que retienen los tratamientos con composta y biocarbón. Siendo el tratamiento con composta el que retiene mayor cantidad de humedad a menores valores de tensión, lo cual se explica por el tamaño de las partículas de este material respecto a las de biocarbón agregadas al suelo. A pesar de que la cantidad de agua disponible para las plantas, determinada de acuerdo a Brooks y Corey (1964) y Siebe et al, (2016), es la misma entre los tres tratamientos, las parcelas en las cuales se aplicaron enmiendas orgánicas retienen mayor cantidad de humedad según se observa en los datos obtenidos con SWRC Fit. (2007).

Por otro lado a pesar de observar un aumento en la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente, se observa en mayor medida en las parcelas donde se aplicaron las enmiendas incluso en etapas muy tempranas del experimento, esto probablemente debido al tamaño de aptícula que presentan las enmiendas.

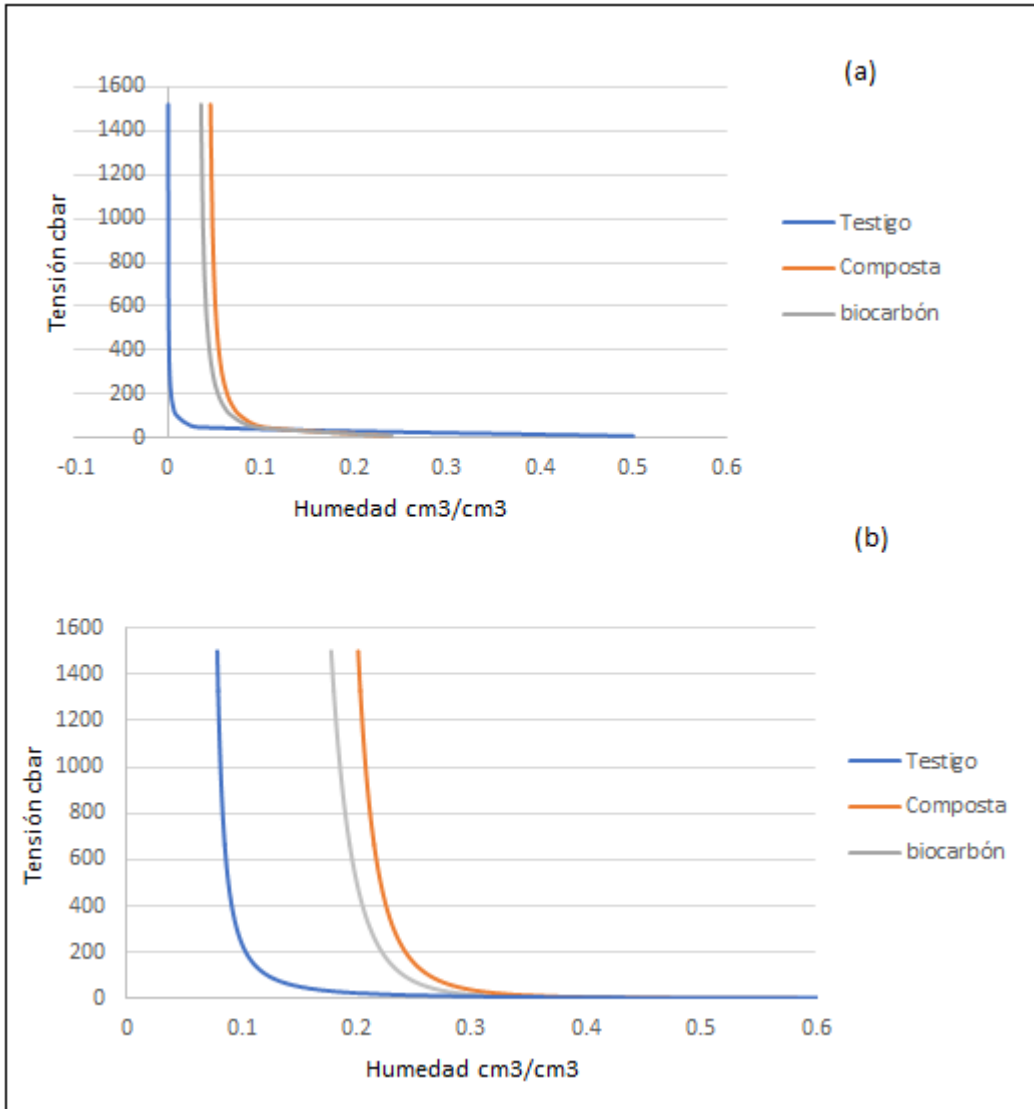


Figura 8. Valores de tensión en cbar y humedad en  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ , obtenidos a partir de la ecuación de Brook y Corey (1964) con valores promedio de humedad residual ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ), humedad de saturación ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ), distribución de tamaño de poro (mm) y succión de entrada (cbar) obtenidos con SWRC Fit (2007) para cada tratamiento biocarbón, composta y testigo, para los años 2016 (a) y 2018 (b).



## 6.7 Contenido de carbono.

La figura 10 muestra que los tratamientos con biocarbón presentan la mayor cantidad de carbono orgánico en promedio en la fracción estable del suelo, seguido por la composta y por último el testigo. Para la fracción inestable del suelo, es el tratamiento de biocarbón el que cuenta con la menor cantidad de carbono orgánico seguido por la composta y por último el testigo. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en el análisis estadístico, dado que la varianza al interior de los datos fue muy alta. Las concentraciones de carbono en la fracción de agregados estables de las parcelas testigo varió entre 1.8 y 3.3 kg/m<sup>2</sup>. Los tratamientos con biocarbón muestran valores de 1.8 a 7.2 kg/m<sup>2</sup>, mientras que en los tratamientos con composta las cantidades de carbono varían en rangos de 2.6 a 3.7 kg/m<sup>2</sup>. La mayor variación de valores en el contenido de carbono de la fracción estable se muestra en las parcelas testigo con 1.5 kg/m<sup>2</sup> sin embargo se considera como una variación poco considerable, por lo cual las parcelas testigo son homogéneas en cuanto al contenido de carbono, por otro lado las parcelas de biocarbón y composta muestra variaciones de 1.08 y 1.1 kg/cm<sup>2</sup> respectivamente, a pesar de que la variación en la fracción estable de las parcelas con biocarbón es baja, al presentar mayor contenido de carbono se sugiere un efecto por la enmienda. Los resultados del contenido de carbono en la fracción estable muestran valores mas altos en las parcelas con biocarbón teniendo una variación similar a las parcelas testigo, sin embargo, su contenido de carbono es menor al de la fracción estable de las parcelas con biocarbón, lo cual muestra un efecto por la enmienda. Las parcelas con composta mostraron una cantidad ligeramente mayor de carbono en su fracción inestable al compararlas con las parcelas testigo.

En adición a esto, el tratamiento con biocarbón presenta la mayor cantidad de carbono orgánico, así como el tratamiento con composta también muestra un valor más alto en su contenido de carbono orgánico al observar los valores promedio. Por el contrario, las parcelas testigo cuentan con una mayor cantidad de carbono orgánico en su fracción inestable teniendo la capacidad más baja para captura de carbono. Sin embargo, nuevamente los tratamientos no muestran diferencias estadísticamente significativas.

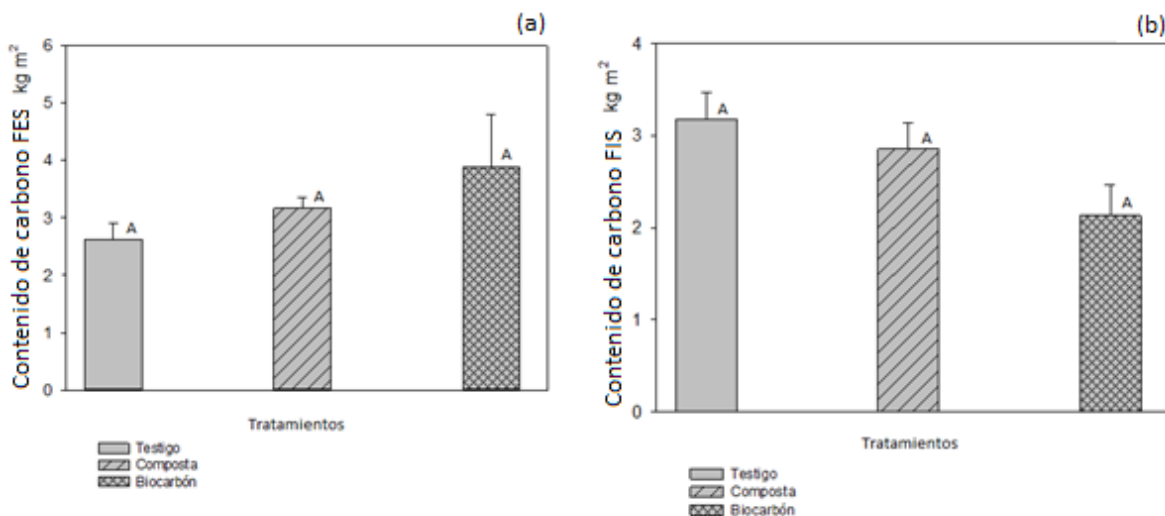


Figura 10. Contenido de carbono orgánico determinado en marzo del 2018, se muestran valores promedio y los errores estándar por tratamiento. Las letras (A) indican que las diferencias entre tratamientos no son estadísticamente significativas n=6. FES -fracción estable del suelo, FIS- fracción inestable del suelo.

## 6.8 Nitrógeno total

La figura 11 muestra que la composta cuenta con la mayor cantidad de nitrógeno en su fracción estable con un promedio de 0.25%, y con 0.32% en su fracción inestable, seguida por los testigos que cuentan con un promedio de 0.21 % en su fracción estable y 0.28% en su fracción inestable, por último, el biocarbón tiene la menor cantidad de nitrógeno con un promedio de 0.16% en su fracción estable y 0.16 en su fracción inestable. Las diferencias significativas entre los tratamientos de composta y biocarbón fueron estadísticamente significativas, tanto para las fracciones estables (FES) e inestables (FIS), donde se aprecia que es el biocarbón el tratamiento con la menor capacidad de aportar nitrógeno al suelo.

La diferencia en los valores obtenidos del contenido de nitrógeno en la fracción estable muestra que la variación de los datos es similar para los 3 tratamientos, el tratamiento de biocarbón mostró un contenido de nitrógeno muy parecido al de los testigos, sin embargo, los resultados obtenidos de las muestras de composta mostraron una cantidad ligeramente mayor a la del resto. Por otro lado, para la fracción inestable los resultados muestran valores más similares entre sí para los testigos y las parcelas con composta, los resultados de las parcelas con biocarbón muestran un contenido ligeramente menor al del resto.

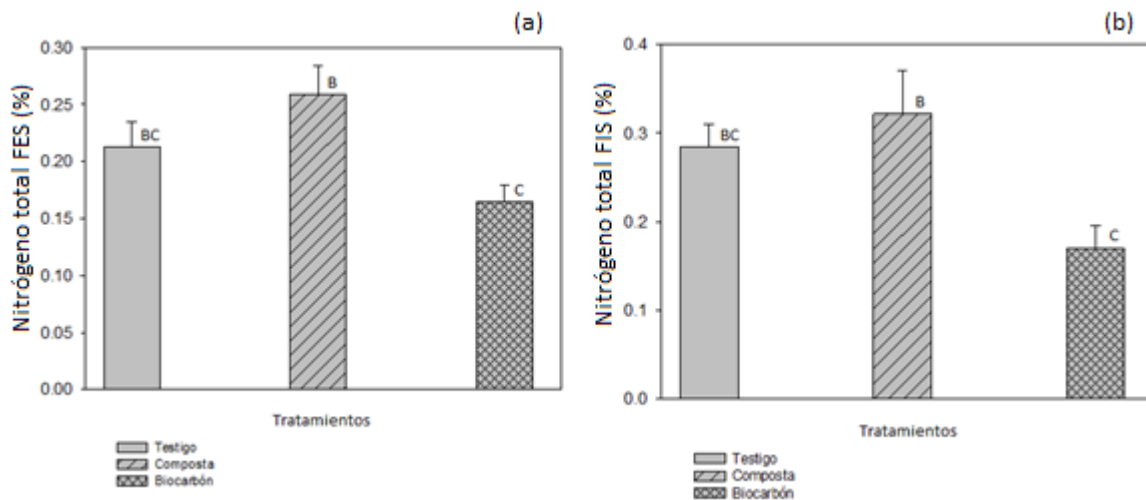


Figura 11. Contenido de nitrógeno en porcentaje determinado en marzo del 2018, se muestran valores promedio y los errores estándar por tratamiento. Donde FES- fracción estable del suelo y FIS – fracción inestable del suelo. Las letras (B, C) indican si las diferencias entre tratamientos son estadísticamente significativas  $n=6$ .

## 6.9 Cobertura vegetal

La figura 12 muestra la cobertura vegetal en metros cuadrados para cada especie vegetal en los distintos tratamientos. Los valores corresponden a mediciones realizadas en el 2017 y 2018, respectivamente. Se observa que dos años después de aplicada la enmienda, la lavanda es la especie que mayor cobertura vegetal presenta, junto con el epazote en el tratamiento de composta. Todas las especies muestran haber incrementado su cobertura vegetal del 2017 al 2018, menos el epazote en el tratamiento de composta, el cual disminuyó su cobertura. Por otro lado, el romero creció mejor en el tratamiento testigo durante el primer año del experimento. Dos años después la especie *Dysphania ambrosioides* mostró haber alcanzado una mayor cobertura vegetal en los tratamientos de biocarbón, por el contrario, el resto de las especies alcanzaron mayor cobertura vegetal en los tratamientos testigo lo cual sugiere que las enmiendas no tuvieron efectos en la cobertura de las plantas.

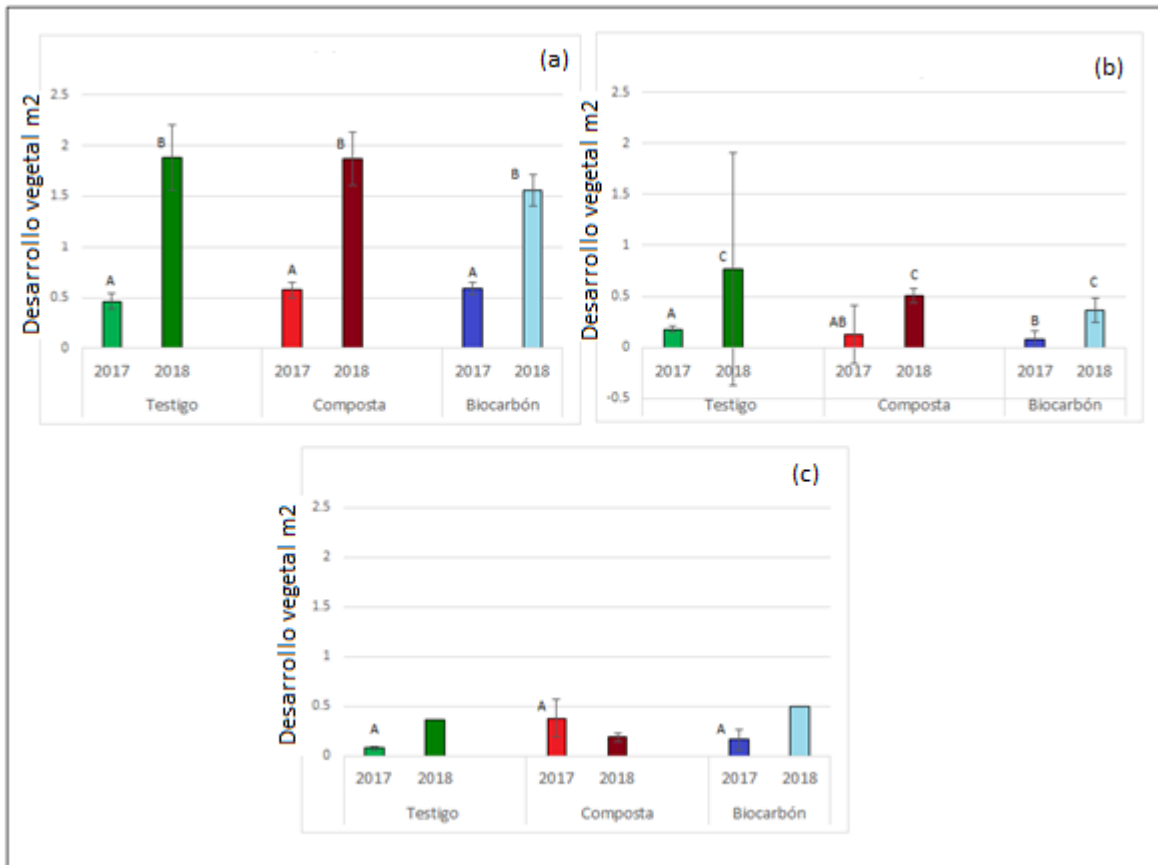


Figura 12. Cobertura vegetal determinada en el año 2017 y 2018 en el sitio. Se muestran valores promedio para cada tratamiento y los errores estándar  $n=6$ . Las diferencias significativas (letras mayúsculas A, B y C) fueron consideradas entre los grupos de datos del mismo año; para los datos de *Dysphania ambrosioides* no fue posible realizar el anova ya que los datos no se comportaron de forma normal. *Lavandula sp FR QZ* (a), *Rosmarinus officinalis RB* (b) y *Dysphania Ambrosioides L* (c).

## 6.10 Alturas máximas

La figura 13 muestra las alturas máximas registradas para cada especie vegetal. Al comparar los testigos con los tratamientos se observa que no presentaron diferencias significativas en el crecimiento de las plantas para los distintos tratamientos. Sin embargo, el crecimiento de la lavanda en 2018 fue similar en los tratamientos testigo y biocarbón, teniendo un crecimiento menor en los tratamientos de composta y para las alturas registradas en 2017 se observan valores promedio muy similares para los tres tratamientos. El romero presenta mayores alturas registradas en 2018 para los tratamientos testigo y un menor crecimiento en los tratamientos de biocarbón y composta, siendo muy similares entre ellos. Mientras que las alturas de los romeros registradas en 2017 son muy parecidas. Para las alturas registradas en 2018 para los epazotes se observa que crecieron más en los tratamientos con biocarbón, seguido por la composta y por último los testigos, sin embargo, debido a que los datos no mostraron una distribución normal (ver anexo) no fue posible realizar la prueba de Tukey. Por otro lado, en las mediciones realizadas en 2017 se observa un crecimiento muy parecido entre los tratamientos; las alturas promedio se muestran mayores en el tratamiento de biocarbón, seguido por la composta y por último el testigo, aunque las diferencias no son estadísticamente significativas.

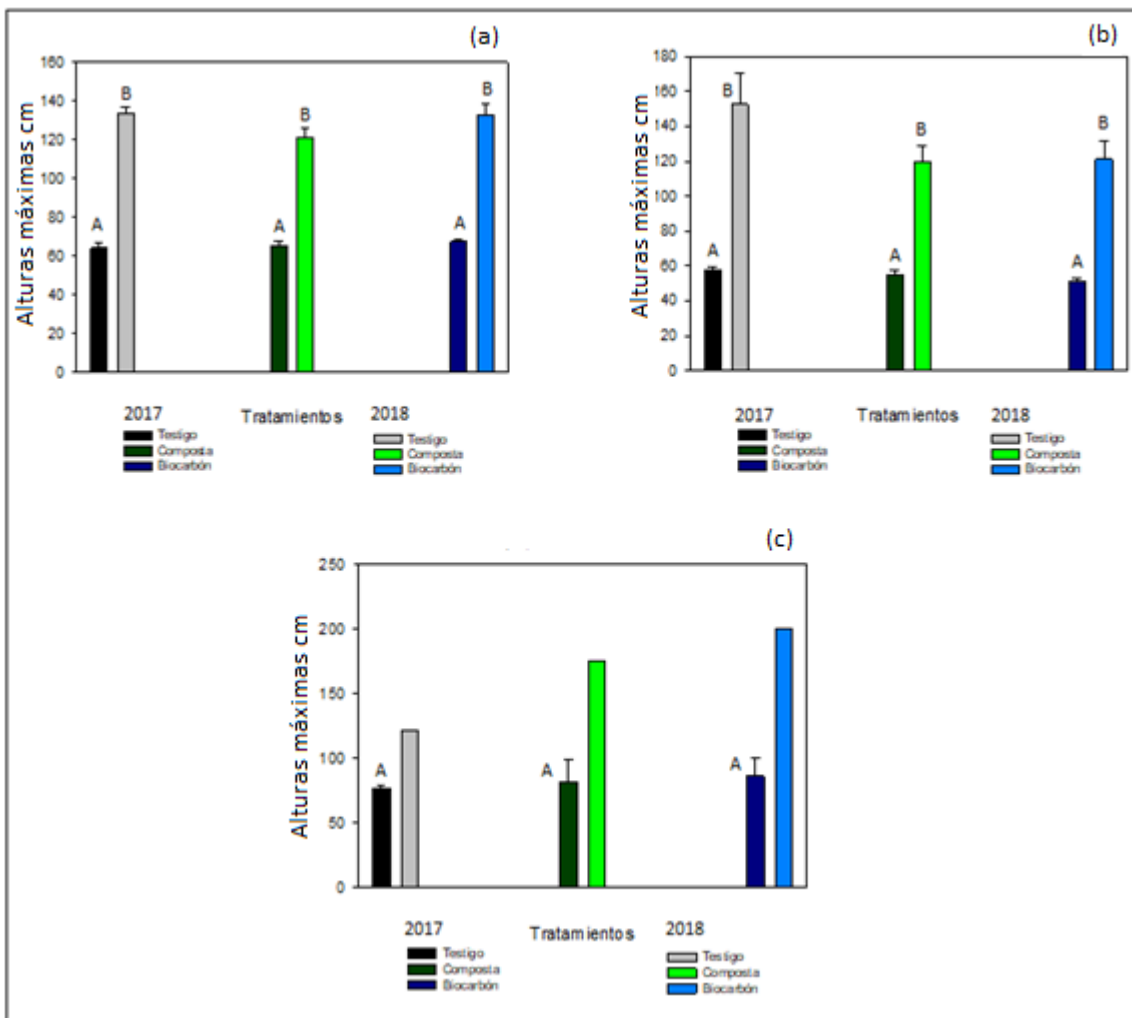


Figura 13. Alturas máximas determinadas en 2017 y 2018, se muestran los valores promedio por tratamiento y los errores estándar n=6. Las letras mayúsculas (A, B) indican si las diferencias entre tratamientos son estadísticamente significativas. *Lavandula sp FR QZ* (a), *Rosmarinus officinalis RB* (b) y *Disphania Ambrosioides L* (c).

## 7. Discusión

En diversos estudios se ha reportado que el biocarbón logra cambios en las propiedades del suelo a largo plazo (años), a diferencia de la composta cuyos beneficios se evidencian en semanas a meses. Esto se debe a que el biocarbón es altamente recalcitrante y no se degrada con facilidad por la actividad microbiana (Steiner et al., 2007; Weyers & Spokas 2011; Zimmerman et al., 2011). Debido a que la composta aporta carbono de fácil degradación, esta enmienda tiene beneficios a corto plazo en la actividad microbiana y de las plantas. Por otro lado, la composta no representa un método tan efectivo para captura de carbono (Fischer & Glaser 2012) si se compara con el biocarbón, el cual aporta mayor cantidad de carbono recalcitrante (Lehmann & Joseph 2009; Boldrin et al., 2009). A su vez el biocarbón incrementa la retención de humedad (Laird et al., 2010; Basso et al., 2013) y de nutrientes en los suelos (Sohi et al., 2009), impulsando su desarrollo.

No queda claro el por qué los tratamientos con composta y biocarbón al contar con presencia de raíces, no se vieron beneficiados sus servicios ecosistémicos en mayor proporción al compararlos con los testigos para ciertas propiedades. Ya que los tratamientos testigo presentan propiedades muy parecidas a las parcelas con biocarbón y composta, después de haber contado con presencia de raíces al igual que sus parcelas vecinas. Es probable que las parcelas donde se aplicaron las enmiendas se vieran afectadas por factores desconocidos de los sustratos subyacentes, las plantas presentes en el patio las cuales eran especies no controladas, su exposición a la luz solar o su posición topográfica. Es posible que, bajo otra temperatura de producción, el biocarbón impactara de forma distinta este suelo. También es probable que otra dosis de aplicación para la composta, pudiera haber beneficiado más a las parcelas donde fue aplicada.

### 7.1 Agregación

El carbono orgánico es el agente de mayor contribución durante la agregación de partículas, es por esto que la adición de carbono por medio de enmiendas orgánicas es una alternativa para incrementar la formación de agregados en el suelo (Tisdall & Oades, 1982; Degens, 1997, Cosentino et al., 2006; Mathan, 1994; Vetterlein & Hüttl, 1999; Pateiro-Moure et al., 2009; Fischer & Glaser, 2012). Por otro lado, la estabilidad de agregados a largo plazo está relacionada a la presencia de carbono recalcitrante (Bronick & Lal, 2005).

En este estudio no se encontraron diferencias significativas en la fracción de agregados estables entre tratamientos. Zheng et al. (2018) reporta que el efecto del biocarbón en la agregación fue incluso negativo. Por otro lado, el efecto de agregación de la composta pudo ser similar al reportado por De Leon-González et al. (2000), quienes observaron formación de agregados no estables, los cuales a pesar de ser vulnerables a la lluvia, sí protegerían al suelo de erosión eólica. Es sabido que el biocarbón y la composta contribuyen al desarrollo del suelo de forma distinta al ser usadas como enmiendas orgánicas, la composta tiene impactos positivos en un menor lapso de tiempo en comparación al biocarbón (Fischer & Glaser 2012).

Ya que la actividad microbiana juega un papel importante en la agregación del suelo (Caravaca et al., 2002), y está se ve influenciada y potenciada por la presencia de materia orgánica (Six et al, 1998; 1999). Es posible que para los primeros 10 cm de profundidad las parcelas de composta tuvieran un mayor porcentaje de agregados estables en la etapa temprana del experimento , sin embargo, ya que la enmienda fue aplicada en un solo evento, es posible que sus efecto decayera al pasar estos dos años, dando un impulso al desarrollo del suelo en un inicio y al agotarse el carbono orgánico de la enmienda decayera el desarrollo del suelo, dando como resultado un porcentaje de agregados estables menor al de los testigos.

Los resultados muestran que el contenido de carbono orgánico en las parcelas con composta es parecido al de los testigos después de dos años de haber sido aplicada, esto podría indicar que el carbono orgánico fue consumido y se viera interrumpido el desarrollo de agregados en el suelo, probablemente esta descompensación en el consumo de carbono diera como resultado una disminución en la estabilidad de los agregados. Probablemente con aplicaciones más frecuentes de composta, se logrará una mayor agregación en estas parcelas.

Por otro lado, el biocarbón por sí solo, ha demostrado tener efectos positivos en el suelo a un mayor plazo de tiempo que la composta (Weyers & Spokas, 2011), probablemente después de un lapso mayor a 2 años de haber aplicado la enmienda, estas parcelas muestren un mayor porcentaje de agregados estables que los testigos. Por otro lado, el carbono orgánico en el suelo crea regiones de heterogeneidad, lo cual lleva a hot spots de agregación (Bronick & Lal, 2005), es posible que la toma de las muestras no haya sido representativa para todo el tratamiento, descartando zonas mejor agregadas que no fueron analizadas.

Se han reportado efectos positivos en la macroagregación, con el uso de composta producida a partir de residuos orgánicos del mercado urbano, donde se aplicaron 4 kg/m<sup>2</sup> de enmienda en suelos arenosos de la zona sur del valle de México, De León-González et al. (2000) reportaron que la fracción de tamaño de agregados fue mayor en los tratamientos con composta que en los testigos tras siete meses de haber aplicado la enmienda, también se observó la formación de agregados no estables los cuales corren el riesgo de ser destruidos por efecto de la lluvia, pero a su vez pueden proteger al suelo de la erosión eólica. Por otro lado, se ha reportado que el uso de biocarbón por pirólisis lenta a temperatura de 400°C en ultisoles tiene un efecto nulo en la agregación del suelo, dónde la dosis aplicada fue de 0.1 kg/m<sup>2</sup> (Peng et al., 2016). Mientras que en otro estudio realizado en 2018 con un suelo de tipo Fluvisol, donde se utilizó biocarbón producido a partir de pajas de maíz pirolizadas a 550°C y 350°C con una dosis de aplicación de 0.0112 kg de enmienda por kg de suelo, se observó que el biocarbón tuvo un efecto negativo en la agregación del suelo (Zheng et al., 2018). Moreno-Barriaga (2017) reportó un efecto positivo en la agregación en residuos mineros, la biomasa utilizada fue estiércol, algodón, residuos agrícolas y residuos sólidos municipales, los cuales fueron secados a 60°C durante 72 horas y pirolizados durante dos horas incrementando la temperatura a 5°C/min hasta 500 °C, con una dosis de 20 gr C kg<sup>-1</sup> suelo debido a que ese contenido de carbono es el que contiene el suelo del área.

Es posible que dos años no sean suficiente tiempo para observar incrementos en la estabilidad de sus agregados entre 1 y 2 mm en el presente estudio, y que estas propiedades se vean beneficiadas en un lapso de tiempo mayor. No se cumplió la hipótesis en cuanto a que la composta presentaría una mayor estabilidad de agregados con respecto al resto de los tratamientos. No se esperaba que el biocarbón contribuyera de forma significativa en la estabilidad de los agregados, ya que es sabido que esta enmienda cuenta con carbono recalcitrante, el cual es de difícil degradación.

## 7.2 Densidad aparente

Diversos estudios han reportado disminuciones en la densidad aparente de suelos arenosos en los que se ha aplicado biocarbón como enmienda, esto probablemente sea debido a baja densidad propia del biocarbón (Basso et al., 2013). Por otro lado, la composta reduce la densidad aparente debido a su aporte de materia orgánica de baja densidad, este efecto se ha relacionado al incremento en la porosidad del suelo (Fischer & Glaser, 2012)

En este estudio no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en la densidad aparente medida después de dos años de iniciado el experimento. Se observó que los tratamientos con la menor densidad aparente promedio fueron aquellos en los que se aplicó composta, esto puede deberse al aporte carbono lábil (Fischer & Glaser, 2012). Por otro lado, las parcelas con biocarbón presentaron el promedio de densidad aparente más altos, esto puede deberse a su lenta degradación. Sin embargo, las densidades aparentes de los tres tratamientos no presentaron diferencias significativas, por lo cual la hipótesis no se cumplió. Esto podría deberse a la heterogeneidad de los sustratos donde se aplicaron las enmiendas, el tipo de suelo, dosis de aplicación o diseño de producción de las enmiendas. A diferencia de los casos expuestos por Basso et al (2013) y Laird et al (2010) donde se observó un efecto positivo en la densidad aparente al aplicar las enmiendas, como se detalla a continuación:

Basso et al (2013) utilizó biocarbón producido a partir de roble rojo (*Quercus rubra*) el cual fue pirolizado a 500°C por pirólisis rápida, éste fue aplicado en un suelo franco arenoso. El biocarbón no fue mezclado con el suelo, si no que se colocó en la parte superior o inferior de la columna de PVC utilizada, la proporción de biocarbón aplicado por masa de suelo fue de 3% (20 g biocarbón y 974 g suelo) y 6% (40 g biocarbón y 954 g de suelo), y se observó una disminución en la densidad aparente del tratamiento. Por otro lado, Laird et al (2010) también reportan efectos positivos en la densidad aparente después del uso de biocarbón como enmienda orgánica en un suelo de textura franca al cual aplicaron biocarbón producido a partir de roble por pirólisis lenta. Este biocarbón es usado principalmente en la industria siderúrgica, la dosis utilizada fue de 5, 10 y 20 g/kg de suelo seco.

La pedregosidad podría elevar la densidad aparente y también la velocidad de infiltración. La pedregosidad en la parcela 10T es la más alta de todas, haciendo que la pedregosidad para los testigos al ser promediada arroje un valor más elevado en comparación a los demás, sin embargo, las diferencias en densidad aparente y velocidad de infiltración no son tan grandes entre testigos y el tratamiento con biocarbón. Esto podría deberse a la presencia de piedras en los testigos, lo cual ocasiona que presenten valores mayores para la densidad aparente. Por otro lado, las parcelas con composta cuentan con la menor cantidad de piedras en promedio, y muestran la menor densidad aparente en promedio. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la pedregosidad de los tratamientos. Si bien dos de las réplicas del tratamiento testigo tienen la mayor pedregosidad (22% y 10%), no se observa un comportamiento recíproco en las densidades aparentes ni en las velocidades de infiltración de estas dos parcelas.

### 7.3 Velocidad de infiltración

Se han realizado estudios sobre el mejoramiento de las características hidráulicas del suelo por medio de la adición de composta, debido a que esta enmienda cuenta con carbono lábil estimula la actividad microbiana beneficiando las propiedades hidráulicas del suelo (Cogger, 2005; Novak et al., 2015). Por otro lado, estudios sobre el impacto del biocarbón en la capacidad de infiltración de agua han arrojado resultados poco consistentes (Asai et al., 2009; Brockhoff et al., 2010; Githinji, 2014).

A diferencia de los trabajos realizados por Landschoot & McNitt (1994) y Novak et al (2015), en este estudio la velocidad de infiltración no presentó diferencias significativas entre los tratamientos, por lo tanto, no se cumple con la hipótesis. Sin embargo, los valores promedio coinciden con los datos de densidad aparente, ya que, en las parcelas de composta se observan velocidades de infiltración más altas, esto podría deberse al aporte de carbono lábil lo cual incrementa el desarrollo de la estructura del suelo (Cogger, 2005) y probablemente el tiempo experimental no fue suficiente para observarlo cuantitativamente. Por otro lado, el tratamiento de biocarbón a pesar de presentar una velocidad de infiltración más baja que la composta, es ligeramente más alta que en los testigos. Es probable que la velocidad de infiltración se vea favorecida en los tratamientos de biocarbón después de un tiempo mayor a 2 años debido a su aporte de carbono estable (Steiner et al., 2007). En este tratamiento, las partículas adicionadas favorecen la presencia de macroporos, en contraste, la alta superficie específica del mismo favorece la retención de humedad a altas tensiones (Ghezzehei et al., 2007).

Ghezzehei, T.A., Kneafsey, T.J., Su, G.W., 2007. Correspondence of the Gardner and van Genuchten-Mualem relative permeability function parameters. *Water Resour.* 43.

Landschoot & McNitt (1994) observaron que el tratamiento de suelos con composta redujo la densidad aparente e incrementó la infiltración del agua al comparar el efecto de la enmienda en suelos contra tratamientos control. Novak et al (2015) aplicó biocarbón en el horizonte E (20-40 cm) de un suelo donde por más de 30 años se ha producido maíz (*Zea mays*), habas de soja (*Glycine max*) y algodón (*Gossypium hirsutum*), el biocarbón fue producido a partir de estiércol y materia prima lignocelulósica, pirolizados a 500°C por dos horas, y los autores observaron que el uso de biocarbón incrementó la tasa de infiltración de agua para este suelo.

La diferencia en las texturas de las parcelas utilizadas en este estudio podría influenciar la velocidad de infiltración de cada parcela, sin embargo, las parcelas de composta presentan ambas texturas tanto franca como franco arcillo limosa, en las parcelas de biocarbón predomina la textura franca y en los testigos también es predominante la textura franca. Las parcelas con composta a pesar de que predomina la textura franca arcillo limosa la cual tiene un porcentaje menor de arenas, podrían estar mejor estructuradas, por lo cual presentan una mejor infiltración del agua. Por otro lado, en las parcelas testigo y de biocarbón al predominar las texturas francas podrían estar menos estructuradas, lo cual para las parcelas con biocarbón se explicaría por su aporte de carbono no recalcitrante, y los testigos por no contar con ningún tratamiento.



## 7.4 Retención de humedad

El biocarbón al ser un material altamente poroso afecta directamente la capacidad de retención de humedad en suelos (Laird et al., 2010; Basso et al., 2013; Rasa et al., 2018). También se ha observado que el uso de composta modifica la estructura del suelo, esta propiedad afecta directamente el comportamiento del agua, es por eso que el uso de composta en suelos puede favorecer la capacidad de retención de humedad (Bronick & Lal, 2005).

Los tratamientos con enmiendas en su mayoría presentaron la mejor capacidad de retención de humedad. En los registros de tensión se pudo observar que el tratamiento de biocarbón logró retener humedad de tal forma que se mantuvo uniforme al paso de varios días, sin presentar un por el efecto del sol tan pronunciado, mientras que el resto de los tratamientos sí presentó variaciones a lo largo de los mismos días, se observa por su menor pendiente en las curvas. Tal como se observa en los estudios realizados por Rasa et al. (2018), Laird et al. (2010), Glaser et al. (2002), Glaser et al. (2002), Giusquiniani et al. (1995) y Foley & Cooperband (2002), el uso de biocarbón y composta demostraron contribuir a la capacidad de retención de humedad. Por otro lado las parcelas con enmiendas en las que la retención de humedad no se vio más favorecida que los testigos, pudieron no haber sido beneficiadas por el tipo y cantidad de enmienda utilizada en el tecnosuelo.

Rasa et al. (2018) aplicó biocarbón en un suelo con alto contenido de arcilla, con un contenido de materia orgánica de 9.2% y un pH de 6.3. El biocarbón empleado fue producido a partir de sauce y pirolizado a 320 °C. Estos autores observaron cambios en la estructura del suelo tales como reducción en la densidad aparente del suelo y un incremento en el agua disponible para las plantas. Por otro lado, Laird et al. (2010) en su estudio, aparte de observar que el uso de biocarbón redujo la densidad aparente, también registraron el incremento de la capacidad de retención de humedad en el suelo donde fue aplicada la enmienda. Glaser et al. (2002) también reportaron incrementos del 18% en la retención de humedad tras aplicar biocarbón como enmienda orgánica. Giusquiniani et al. (1995) registraron un incremento en la retención de humedad y estructuración del suelo al adicionar composta en suelos con bajo contenido de materia orgánica. Foley & Cooperband (2002) también reportaron un incremento en la retención de humedad y la estructuración del suelo para los primeros dos años en los que se aplicó composta como enmienda.

Las curvas de retención de humedad también mostraron cambios en el comportamiento del agua dentro de las parcelas a las cuales se les aplicaron tratamientos con composta y biocarbón, al comparar las curvas generadas para el año 2016 con las curvas del 2018 se puede observar que los tratamientos retienen mayor humedad que los testigos, los valores de capacidad de campo y el agua disponible para las plantas reflejan que los tres tratamientos cuentan con la misma cantidad de agua disponible para las plantas, sin embargo al contar con mayor capacidad de retención de humedad a capacidad de campo se infiere un cambio en la distribución de tamaño de poro (Bronick & Lal, 2005; Giusquiniani et al. 1995; Laird et al., 2010), el cual beneficia a las parcelas con biocarbón y composta ya que la presencia de agua puede impulsar el desarrollo del suelo al promover la actividad microbiana, así como beneficiar la disponibilidad de nutrientes por estar mejor estructurados, tal como lo reporta Bronick & Lal. (2005). El volumen total de poro es mayor en los tratamientos testigo, así como su capacidad de aireación, sin embargo, al ser su capacidad de campo menor al resto de los tratamientos se infiere que los tratamientos testigos se encuentran menos estructurados.

## 7.5 Desarrollo de plantas

Al emplear biocarbón con pH alcalino en un suelo ácido se tendrá un efecto de encalado en el suelo, por lo tanto, posiblemente incremente la productividad agrícola y la calidad de este (Zweiten et al., 2010; Chan et al. 2007, Chan et al. 2008). De igual forma se han reportado incrementos en la germinación de semillas, crecimiento de plantas y rendimiento de cultivos con el uso de esta enmienda (Glaser et al., 2002; Basso 2013). Por otro lado, la adición de composta debido a que impulsa la agregación de partículas finas (arena, limo y arcillas) en partículas de mayor tamaño, reduce la densidad aparente, incrementa la porosidad, mejora la retención de humedad y aumenta la velocidad de infiltración del agua (Cogger, 2005; Basso 2013), lo cual beneficia el rendimiento de cultivos (Bronick & Lal, 2005).

Los resultados de este estudio no presentaron diferencias significativas en la cobertura vegetal ni en las alturas de las plantas, a excepción de *Rosmarinus officinalis*, la cual presenta diferencias en la cobertura vegetal en las mediciones del 2017, donde esta especie creció mejor en los tratamientos testigos. No se esperaba observar un comportamiento igual entre los 3 tratamientos al comparar el desarrollo de las plantas entre sí, es probable que durante el primer año del experimento las plantas se comportaran de la manera esperada y al pasar el tiempo la materia orgánica adicionada por las enmiendas se perdiera por lixiviación y/o como CO<sub>2</sub> a la atmósfera, decayendo el efecto de las enmiendas haciendo que las parcelas donde fueron aplicadas se comportaran como las parcelas testigos.

Por otro lado, la parcela testigo presentó el mayor crecimiento para los romeros, los cuales no fueron la especie más vulnerable, pero tampoco fueron los más resistentes. Esto podría indicar que dentro de un rango en los cambios positivos que sufra el suelo, estos no se vean reflejados en la capacidad de producción vegetal, si no que depende de la especie que se trate ya que las plantas no se vieron afectadas de la misma forma entre especies. Por otra parte, la diferencia entre biocarbón y composta en cuanto a las coberturas vegetales no es tanta, a pesar de sus diferencias en densidad aparente y velocidad de infiltración. Esto podría indicar que ciertas especies vegetales son capaces de comportarse de forma similar a pesar de diferencias en la estructura del suelo. En adición a esto, la pedregosidad es también un factor importante ya que en la parcela 16T a pesar de tener la misma textura y menos pedregosidad que su vecina 10T, la población vegetal se desarrolló menos. Es posible que la pedregosidad fuera mayor por debajo de los 10 cm de profundidad en esta parcela.

Zweiten et al. (2010) utilizó biocarbón producido por pirólisis lenta a 550°C a partir de residuos de una fábrica de papel (astillas variadas) mezclándolo con lodos de aguas residuales, aplicado en un ferrosol y en un suelo calcáreo. Encontraron que la aplicación de biocarbón causó un incremento en la producción de biomasa para rábanos en el suelo calcáreo y el ferrosol, sin embargo, para la producción de soya en ferrosol y el suelo calcáreo no observó cambios por adicionar la enmienda. Chan et al. (2008) aplicó biocarbón en un alfisol, el cual cuenta con bajas concentraciones de carbono orgánico y pH de 4.5; el biocarbón fue producido a dos diferentes temperaturas, 450°C y 550°C a partir de residuos de aves. Encontró que para la producción de rábano incrementó la cantidad de materia seca en los dos tratamientos de biocarbón y el rendimiento incrementó a mayores tasas de aplicación de biocarbón hasta 5.0 kg/m<sup>2</sup>.

Tester (1990) estudió el efecto de la composta aplicada a 6, 12 y 24 Kg/m<sup>2</sup> en suelos franco arenosos, los tratamientos presentaron mayor contenido de materia orgánica, bajas densidades aparentes y baja resistencia a la penetrabilidad de raíces tras cinco años de haber aplicado la enmienda. Milinkovic et al. (2018) aplicó, en suelos urbanos, composta producida a partir de residuos orgánicos (pasto y hojas) de las áreas urbanas de Cacak, Serbia. Encontró que para las especies *Medicago sativa*, *Trifolium*

*repens*, y *Dianthus barbatus*, no se presentaron diferencias significativas en el crecimiento de las plantas al compararlas con los testigos, con excepción de las especies *Festuca* y *Lolium perenne*, las cuales presentaron mayor cantidad de materia seca en los tratamientos con composta.

A diferencia de los resultados presentados por Zweiten et al., (2010), en este estudio no se contó con diferencias grandes en el contenido de carbonatos entre parcelas y tratamientos, por lo que probablemente éste no fue un factor que afectara el efecto del biocarbón en las parcelas, ya que aunque no se presentaron diferencias significativas, los valores promedio son menores en la mayoría de los casos para el crecimiento de las plantas en los tratamientos con biocarbón. Por otro lado, puede ser que altas temperaturas en la pirólisis no contribuyan a las propiedades del biocarbón para contribuir al crecimiento de las plantas, (Zweiten et al., 2010; Chan et al., 2008). Es posible que la estructura y composición del biocarbón producido a bajas temperaturas contribuya más al crecimiento de las plantas, Tan et al, 2017 reporta que el contenido de carbono orgánico es mayor en el biocarbón al producirlo a bajas temperaturas.

El tratamiento con composta en el presente estudio no presentó diferencias significativas en ninguna de las especies, a diferencia del estudio expuesto por Milinkovic et al. (2018) donde dos de las seis especies utilizadas presentaron diferencias significativas; tal como expone Tester (1990) el efecto de la composta puede llegar a observarse hasta 5 años después de aplicada la enmienda, por otro lado, no todas las especies se verán afectadas de la misma manera, incluso algunas especies tendrán un efecto nulo (Milinkovic et al, 2008).

Es probable que en este experimento para el suelo seleccionado de pH alcalino y la composta aplicada, no sean 2 años suficiente tiempo para generar impactos positivos en el crecimiento de las plantas utilizadas, que todas son especies relativamente robustas y tolerantes a condiciones adversas como falta de agua y de nutrientes. Probablemente dos años sean tiempo suficiente para observar efectos positivos en otras especies más sensibles a déficit hídrico con más demandantes de nutrientes, para el mismo tecnosuelo.

La composta pudo haber requerido una dosis de aplicación mayor, ya que al observar los datos generados en el curso de monitoreo ambiental 2016 (Arvizu et al., 2016), se observa que las parcelas con composta emiten mayor cantidad de CO<sub>2</sub> si se comparan con los tratamientos testigo, lo que indica que comenzó a mineralizarse en las etapas tempranas del experimento. Por otro lado, los datos obtenidos en el curso para el crecimiento de las plantas, muestra que el tratamiento con composta mostró diferencias significativas en el crecimiento del epazote. Las lavandas y los romeros también crecieron más en este tratamiento, sin embargo, no mostraron diferencias significativas. La composta se mineralizó en poco tiempo, agotando su aporte de materia orgánica y nutrientes, teniendo un efecto positivo en el crecimiento de las plantas a corto plazo (Arvizu et al., 2016).

Ya que la penetrabilidad de raíces de las plantas utilizadas sobrepasa los 10 cm de profundidad, a los cuales se aplicó la enmienda, es posible que, para observar diferencias significativas en el crecimiento de las plantas, haya sido necesario el conocimiento de los sustratos subyacentes o la homogenización del sustrato a la profundidad aproximada que las raíces pueden alcanzar, antes de aplicar las enmiendas. Ya que las parcelas con tratamientos orgánicos pudieron verse afectadas por factores desconocidos del sustrato a profundidades mayores a 10 cm.

## 7.6 Contenido de carbono

Tanto el biocarbón como la composta poseen potencial significativo para la captura de carbono en el suelo. El contenido de carbono estable del biocarbón se encuentra alrededor del 70 y 90% (Hammond et al., 2011; Lehman & Joseph, 2009; Liang et al., 2010), mientras que la composta contiene entre 2 y 14% de carbono estable (Boldrin et al., 2009).

En este estudio no se presentaron diferencias significativas en el contenido de carbono a caso contrario a los experimentos expuestos por Singh et al, (2012), Sullivan et al, (2003) y Baldi, (2018). Sin embargo, para los valores promedio se observa una mayor cantidad en la fracción estable del suelo, tanto para los tratamientos con composta como para los de biocarbón. Por el contrario, para las parcelas testigo la fracción inestable del suelo cuenta con la mayor cantidad de carbono. Se observa un efecto de las enmiendas en la captura de carbono, ya que al paso de dos años se pudo almacenar carbono de forma estable en los suelos, probablemente en un periodo mayor de tiempo el biocarbón producido a altas temperaturas entre 800 y 1000°C, como el utilizado en esta tesis, sea capaz de conseguir un mayor contenido de carbono en la fracción estable del suelo. Por otro lado, las parcelas también demostraron ser capaces de sostener suficiente cobertura vegetal como para atenuar los efectos de la erosión hídrica. Es posible que estas parcelas con un lapso mayor de tiempo logren un buen desarrollo impulsado por su almacén de carbono orgánico en su fracción estable.

Es posible que por las diferentes propiedades presentes en las parcelas debido a la alta heterogeneidad que existe entre ellas de microrelieve, exposición al sol, presencia de plantas no controladas y diferencias en el sustrato a mayor profundidad, la mineralización del carbono aportado por las enmiendas no se llevara de la manera apropiada para que el almacén de carbono en los tratamientos con composta y biocarbón presentaran diferencias significativas con los testigos tal como lo expone Singh et al. (2012), Baldi. (2018) y Sullivan et al. (2003).

Liang et al. (2010) estudió antrosoles con alto y bajo contenido de carbón negro el cual ha permanecido en el sitio por pocos miles de años. Encontró que en los suelos con alto contenido de carbón negro presentan un mayor contenido de materia orgánica adicionada entre los agregados y en la fracción organomineral, en comparación con los suelos con bajo contenido de carbón negro. Singh et al. (2012) aplicó biocarbón en muestras colectadas de un vertisol, y utilizó once distintos tipos de biocarbón; el biocarbón proveniente de madera fue pirolizado a 400°C y 550°C, las mismas temperaturas fueron usadas para el biocarbón proveniente de hojas, los lodos residuales fueron pirolizados a 550°C, el biocarbón proveniente de estiércol fue pirolizado a 400°C. El resultado de este estudio mostró que la adición de biocarbón contribuyó al carbono total mineralizado en el suelo.

Sullivan et al. (2003) incorporaron 15.5 kg/m<sup>2</sup> en un suelo franco arenoso, estimaron que el 18% del carbono de la composta permaneció en el suelo después de 7 años de su aplicación. Este estudio refleja que la aplicación de composta en un solo evento puede beneficiar al suelo por lo menos varios años bajo condiciones de humedad y clima templado. Baldi et al. (2018) aplicaron composta en un cambisol calcáreo el cual es utilizado como huerto de nectarín, la composta fue producida a partir de residuos sólidos municipales y comparó su efecto contra tratamientos testigo y fertilizantes. Observaron que el contenido de carbono fue mayor (>40 g/kg) en los tratamientos con composta que en los tratamientos con fertilizante y los testigos.

## 7.7 Concentración de nitrógeno

Dependiendo de la tasa de mineralización de la composta se liberan nutrientes (N) de forma gradual (Burger & Jackson, 2003). Las tasas de mineralización de compuestos orgánicos altamente recalcitrantes como el biocarbón son mucho menores (Steiner et al., 2008). La composta puede llegar a contener concentraciones considerables de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) disponible para las plantas y amonio en menores cantidades ( $\text{NH}_4^+$ ) (Fischer and Glaser, 2012). Por otro lado, durante la pirólisis, cerca de la mitad del contenido de nitrógeno de la biomasa, es distribuido en el biocarbón. Por lo tanto, emplear biocarbón como enmienda aportará N al suelo (Laird et al., 2010), pero a tasas mucho más lentas. Algunos estudios muestran una considerable sorción de  $\text{NH}_3$  y  $\text{NO}_3^-$  con el uso de biocarbón (Li et al., 2018).

En este estudio se observó que el contenido de N total es mayor en los tratamientos de composta, lo cual concuerda con los casos expuestos por Sullivan et al. (2002) y Steiner et al. (2008), sin embargo, esta enmienda no presentó diferencias significativas con los tratamientos testigo, aunque sí con el tratamiento de biocarbón, el cual no mostró diferencias con los testigos, pero en su valor promedio es más bajo. Para este estudio el biocarbón no aportó nitrógeno al suelo después de dos años, a diferencia de los casos expuestos por Laird et al. (2010) y Li et al. (2018), donde se observó un aporte de nitrógeno por parte del biocarbón. Es posible que el nitrógeno contenido el biocarbón fuera muy lábil y éste haya presentado diferencias en la etapa temprana del experimento, teniendo un efecto a corto plazo para el aporte de N.

Por otro lado, a pesar de que el mayor contenido de N se encuentra en la fracción inestable para los tres tratamientos, la diferencia con el contenido de nitrógeno en la fracción estable no es tan grande. Por su parte el biocarbón cuenta con el menor contenido de nitrógeno, aunque favorece la retención de nutrientes, su aporte de nitrógeno es menor al de la composta.

Sullivan et al. (2002) compararon el efecto de composta producida a partir de residuos de comida aplicada a  $15.5 \text{ kg/m}^2$  contra tratamientos control, a demás aplicó fertilizante (N) a cultivos de forraje de *Festuca arundinacea*. El tratamiento con composta presentó mayor rendimiento del forraje y mayor disponibilidad de nitrógeno, en comparación con los tratamientos tesigo. Steiner et al. (2008) aplicaron composta en un ferrasol con alto contenido de arcilla, la composta fue producida a partir de residuos sólidos forestales, residuos de fruta, estiércol y gallinaza. Compararon el efecto de la composta con el efecto de tratamientos fertilizados con sulfato de amonio  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ . Observaron que el contenido total de nitrógeno fue mayor en los tratamientos con composta ( $2.0 \text{ g/kg}$ ) que en los fertilizados mineralmente ( $1.6 \text{ g/kg}$ ).

Laird et al. (2010) estudiaron el efecto de biocarbón producido a partir de *Quercus* y *Carya* por pirólisis lenta aplicado un hapludoll, y observaron un incremento en el contenido de nitrógeno por parte de la enmienda de  $20 \text{ g/kg}$ . Li et al. (2018) utilizaron biocarbón producido a partir de *Panicum virgatu* a 200, 400, 600 y  $800^\circ\text{C}$  por pirólisis lenta en un ambiente de  $\text{N}_2$  puro. Observaron que la sorción de nitrógeno en las enmiendas era considerable para el amonio, pero muy limitada para nitrato y nitrito.

## 7.8 Observaciones

La razón por la cual no se observaron diferencias significativas en la agregación, el crecimiento de plantas, la densidad aparente, el contenido de carbono y la velocidad de infiltración se atribuyó a la alta temperatura de producción del biocarbón, o a la insuficiente dosis de aplicación de la composta, o a que la alta heterogeneidad de las parcelas atenuara el efecto de las enmiendas, o a que las especies de plantas utilizadas son relativamente resistentes a la falta de agua y no demandan grandes cantidades de nutrientes.

Para este suelo, el cual cuenta con 40 años de desarrollo, valores de 2.5 kg/m<sup>2</sup> de carbono orgánico en su fracción estable y pH alcalino, el uso de estas enmiendas requiere eventualmente de mayor tiempo y mayores dosis, así como una mezcla del sustrato y la enmienda a una profundidad mayor de 10 cm para provocar cambios significativos en la agregación, la densidad aparente, la velocidad de infiltración y el almacén de carbono.

## 8. Conclusión

- 1) La adición de enmiendas orgánicas tales como biocarbón y composta en el tecnosol utilizado mejoró la retención de humedad a capacidad de campo, la capacidad de aireación y la capacidad de retención de agua disponible para las plantas, y la composta además mejoró el contenido de nitrógeno del suelo, en comparación con las parcelas testigo. Sin embargo, la aplicación de las enmiendas no tuvo un efecto a un plazo de dos años en la agregación, el crecimiento de plantas, la densidad aparente, el contenido de carbono y la velocidad de infiltración.
- 2) Ambas enmiendas contribuyeron al mejoramiento de la distribución de tamaño de poro beneficiando sus propiedades hidráulicas. Aunque el agua disponible para las plantas es la misma para los tres tratamientos, la capacidad de campo es mayor en los tratamientos con composta y biocarbón.
- 3) Es importante establecer condiciones iniciales homogéneas entre los sujetos de estudio, ya que de este modo los sustratos analizados son comparables al partir de las mismas condiciones.
- 4) Como se ha observado en numerosos estudios el uso de enmiendas orgánicas como composta y biocarbón, impulsa el desarrollo del suelo debido a su aporte de materia orgánica y nutrientes, acondicionándolos para llevar a cabo servicios ecosistémicos importantes. Por lo cual es una alternativa efectiva y viable el disponer de residuos municipales orgánicos para la producción de enmiendas destinadas a ser aplicadas en suelos urbanos para incrementar la infiltración y filtración del agua, recargar acuíferos, capturar carbono, retener metales pesados, sostener vegetación, entre otros.

## 9. Recomendaciones

Con base a lo observado en el presente estudio queda clara la importancia del diseño de producción del biocarbón, así como la dosis aplicada para ambas enmiendas. De igual forma la homogenización de los sustratos a acondicionar es importante, ya que descartaría un factor que pueda causar ruido a los datos obtenidos en las mediciones físicas o químicas que se realicen en el suelo estudiado. Así como su óptimo análisis en las etapas tempranas del experimento para conocer a detalle las propiedades de interés.

Para estudios como el realizado en este trabajo probablemente sea favorable el control de plantas ajenas al experimento (malezas) que puedan llegar a influenciar rizósfericamente las parcelas donde se han aplicado las enmiendas, así como considerar las diferencias en el microrelieve que presente el terreno. La cantidad de luz recibida también se debe contemplar buscando que sea la misma para todos los tratamientos, ya que es un factor que puede influenciar el desarrollo del suelo y de las plantas. Es también recomendable utilizar especies menos resistentes, ya que reflejarán más el efecto de las enmiendas a corto plazo, quizá especies vegetales adaptadas a otros climas u otros sustratos podrían ser mejores indicadores de si el suelo aporta mejores condiciones para las plantas.

También se observó la importancia de monitorear la actividad microbiana a lo largo del experimento para dar explicación a los mecanismos de agregación, de esta forma también sería posible observar el efecto de las enmiendas en la actividad microbiana y así determinar los tiempos a los cuales las enmiendas comienzan a producir un efecto, así como también la caída de su efecto. De esta manera sería posible saber si se están empleando las enmiendas de la manera más efectiva para un suelo en particular. Ya que en este experimento no se observó el desarrollo de la actividad microbiana a lo largo del tiempo difícil saber cuál fue el comportamiento de los efectos de las enmiendas en los sustratos aplicados

## 10. Referencias.

- Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C., 2009. The effect of organic inputs over time on soil aggregate stability- A literature analysis. *Soil Biology & Biochemistry*. 41, 1-12. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.015>
- Adesodun, J.K., Mbagwu, J.S.C., Oti, N., 2001. Structural stability and carbohydrate contents of an ultisol under different management systems. *Soil & Tillage Research*. 60, 135-142. DOI: 10.1016/S0167-1987(01)00164-7
- Agegnehu, G., Bass, A.M., Nelson, P.N., Bird, M.I., 2016. Benefits of biochar, compost and biochar-compost for soil quality: maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. *Sci. Total Environ*. 543, 295-306. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.054
- Ahmad, M., Lee, S.S., Dou, X., Mohan, D., Sung, J.K., Yang, J.E., Ok, Y.S., 2012. Effects of pyrolysis temperature on soybean stover- and peanut shell-derived biochar properties and TCE adsorption in water. *Bioresour. Technol*. 118, 536-544. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.05.042
- Ahmad, M., Lee, S.S., Lim, J.E., Lee, S.E., Cho, J.S., Moon, D.H., Hashimoto, Y., Ok, Y.S., 2014. Speciation and phytoavailability of lead and antimony in a small arms range soil amended with mussel Shell, cow bone and biochar: EXAFS spectroscopy and chemical extractions. *Chemosphere*. 95, 433-411. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.09.077
- Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S.S., Ok, Y.S., 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*. 99, 19-33. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.10.071
- Alcántara, C., Pujadas, A., Saavedra, M., 2011. Management of cruciferous cover crops by mowing for soil and water conservation in southern Spain. *Agric. Water Manag*. 98, 1071-1080. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.01.016>
- Al-Jabi, L.f., Halalsheh, M.M., Badarnah, D.M., 2008. Conservation of ammonia during food waste composting. *Environ. Technol*. 29, 1067-1073. DOI: 10.1080/09593330802175872.
- Almeida, W.S., Panachuki, E., Tarso, Olivera, P.T.S., Menezes, R.S., Sobrinho, T.A., Carvalho, D.F., 2018. Effect of

- soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. *Soil and tillage research* 175, 130-138. DOI: 10.1016/j.still.2017.07.009
- Amezketta, E., 1999. Soil aggregate stability: a review. *J. Sustain. Agric.* 14, 83-151. DOI: [https://doi.org/10.1300/J064v14n02\\_08](https://doi.org/10.1300/J064v14n02_08)
- Amlinger, F., Peyr, S., Cuhls, C., 2008. Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment. *Waste Management and Research*. 26, 47-60. DOI:10.1177/0734242X07088432
- Anex, R.P., Aden, A., Kazi, F.K., Fortman, J., Swanson, R.M., Wright, M.M., Satrio, J.A., Brown, R.C., Daugaard, D.E., Platon, A., 2010. Techno-economic comparison of biomass-to-transportation fuels via pyrolysis, gasification, and biochemical pathways. *Fuel*. 89, S29-S35. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2010.07.015>
- Arias, O., Viña, S., Uzal, M., Soto, M., 2017. Composting of pig manure and forest Green waste amended with industrial sludge. *Science of the Total Environ.* DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.118>
- Arvizu, V., Canteiro, H.M., Molina, G.G.M., Moreno, H.B.I., Ziegler, R.F.R.A., 2016. Monitoreo ambiental del suelo del traspatio del instituto de geología. Universidad Nacional Autónoma de México. Posgrado en ciencias de la tierra. Monitoreo ambiental de suelos.
- Asai, H., Samson, B.K., Stephan, H.M., Songyikhangsuthor, K., Homma, K., Kiyono, Y., Inoue, Y., Shiraiwa, T., Horie, T., 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Res.* 111, 81-84. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.10.008>
- Au, S., 1998. Rain-induced slope instability in Hong Kong. *Eng. Geol.* 51, 1-36. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(98\)00038-6](https://doi.org/10.1016/S0013-7952(98)00038-6)
- Awasthi, M.K., Wang, Q., Huang, H., Ren, X.N., Lahori, A.H., Mahar, A., Ali, A., Shen, F., Li, R.H., Zhang, Z.Q., 2016. Influence of zeolite and lime as additives on Greenhouse gas emissions and maturity evolution during sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.* 216, 172-181. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.065>
- Baran, A., Czech, T., Wiczczyk, J., 2014. Chemical properties and toxicity of soils contaminated by mining activity. *Ecotoxicol.* 23, 1234-1244. DOI: 10.1007/s10646-014-1266-y
- Bargmann, I., Rillig, M.C., Buss, W., Kruse, A., Kuecke, M., 2013. Hydrochar and biochar effects on germination of spring barley. *J. Agro. Crop Sci.* 199, 360-373. DOI: <https://doi.org/10.1111/jac.12024>
- Barrena, R., Vázquez, F., Sánchez, A., 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste manage. Res.* 24, 37-47. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X06062385>
- Barthès, B., Roose, E., 2002. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to run-off and erosion; validation at several levels. *Catena*. 47, 133-149. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00180-1](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00180-1)
- Basso, A.S., Miguez, F.E., Laird, R., Horton, R., Westgate, M., 2013. Assessing potential of biochar for increasing water-holding capacity of sandy soils. *GCB Bioenergy*. 5, 132-143. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12026>
- Baveye, P.C., 2017. Quantification of ecosystem services: beyond all the guesstimates, how do we get real data? *Ecosyst. Serv.* 24, 47-49. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.02.006
- Beare, M.H., Hendrix, P.F., Coleman, D.C., 1994. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and no tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 777-786. DOI: 10.2136/sssaj1994.03615995005800030020x
- Beesley, L., Jiménez, E.M., Eyles, J.L.G., 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environ. Pollut.* 158, 2282-2287. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.003>
- Benites, V.M., Machado, P.L.O.A., Fidalgo, E.C.C., Coelho, M.R., Madari, B.E., 2007. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil. *Geoderma*. 139, 90-97. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.01.005>
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63, 91-99. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00084-9](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00084-9)
- Bernoux, M., Cerri, C.C., Neill, C., De Moraes, J.F.L., 1998. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*. 82, 43-58. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00096-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00096-7)
- Blackwell, P.S., Ringrose-voase, A.J., Jayawardane, N.S., Olsson, K.A., McKenzie, D.C., Mason, W.K., 1990. The use of air filled porosity and intrinsic permeability to air to characterize structure of macropore space and saturated hydraulic conductivity of clay soils. *J. Soil Sci.* 41, 215-228. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00058.x>
- Baldi, E., Cavani, L., Margon, A., Quartieri, M., Sorrenti, G., Marzadori, M., Toselli, M., 2018. Effect of compost application on the dynamics of carbon in a nectarine orchard ecosystem. *Science of the total environment*. 637-638, 918-925. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.093>
- Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.J., 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *Eur. J. Soil Sci.* 64, 161-182. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>
- Blum, W., Eswaran, H., 2004. Editorial: soils and sediments in the anthropocene. *J. Soils Sediments*. 4, 71. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02991046>
- Boldrin, A., Andersen, J., Moller, J., Christensen, T., 2009. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management Research*. 27, 800-812. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X09345275>
- Bondi, G., Creamer, R., Ferrari, A., Fenton, O., Wall, D., 2018. Using machine learning to predict soil bulk density on the basis



- of visual parameters: Tools for in-field and post-field evaluation. *Geoderma*. 318, 137-147. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.035>
- Bottinelli, N., Hallaire, V., Goutal, N., Bonnaud, P., Ranger, J., 2014. Impact of heavy traffic on soil macroporosity of two silty forest soils: initial effect and shortterm recovery. *Geoderma*. 217-218, 10-17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.10.025>
- Bottinelli, N., Jouquet, P., Capowicz, Y., Podwojewski, P., Grimaldi, M., Peng, X., 2015. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? *Soil Tillage Res.* 146, 118-124. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.01.007>
- Botula, Y.D., Cornelis, W., Baert, G., Van Ranst, E., 2012. Evaluation of pedotransfer functions for predicting water retention of soils in Lower Congo (DR Congo). *Agric. Water Manag.* 111, 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.04.006>
- Brahim, N., Bernoux, M., Gallali, T., 2012. Pedotransfer functions to estimate soil bulk density for northern Africa: Tunisia case. *J. Arid Environ.* 81, 77-83. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.01.012>
- Brockhoff, S.R., Christians, N.E., Killom, R.J., Horton, R., Davis, D.D., 2010. Physical and mineral nutrition of sand-based turfgrass root zones amended with biochar. *Agron.J.* 102, 1627-1631. DOI: 10.2134/agronj2010.0188
- Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*. 124, 3-22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Brown, R.L., Naeth, M.A., 2014. Woody debris amendment enhances reclamation after oil sands mining in Alberta, Canada. *Restoration Ecology*. 22, 40-48. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12029>
- Burger, M., Jackson, L. E. 2003. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* 35, 29-36. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00233-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00233-X)
- Calero, N., Barrón, V., Torrent, J., 2008. Water dispersible clay in calcareous soils of southwestern Spain. *Catena*. 74, 22-30. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.12.007>
- Cammeraat, L.H., Imeson, A.C., 1998. Deriving indicators of soil degradation from soil aggregation studies in SE Spain and southern France. *Geomorphology*. 23, 307-321. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(98\)00012-9](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(98)00012-9)
- Caravaca, F., Hernandez, T., Garcia, C., Roldan, A., 2002. Improvement of rizosphere aggregate stability of afforested semiarid plant species subjected to mycorrhizal inoculation and compost addition. *Geoderma*. 108, 133-144. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00130-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00130-1)
- Carlesso, R., Spohr, R.B., Eltz, F.L.F., Flores, C.H., 2011. Runoff estimation in southern Brazil based on Smith's modified model and the Curve Number method. *Agric. Water Manag.* 98, 1020-1026. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.01.012>
- Carvalho, D.F., Eduardo, E.N., Almeida, W.S., Santos, L.A.F., Alves, S.T., 2015. Water erosion and soil water infiltration in different stages of corn development and tillage systems. *Rev. Bras. de Eng. Agric. e Ambiental*. 19, 1076-1082. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n11p1072-1078>
- Cerdà, A., 2000. Aggregate stability against water forces under different climates on agri-culture land and scrubland in southern Bolivia. *Soil Tillage Res.* 57, 159-166. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00155-0](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00155-0)
- Chan, K.Y., Van, Z.L., Meszaros I, Downie A, Joseph S., 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Aust J Soil Res.* 45, 629-634. DOI: <https://doi.org/10.1071/SR07109>
- Chan, Y.K., Van, Z.L., Meszaros I, Downie A, Joseph S., 2008. Using poultry litter biochars as soil amendments. *Aust J Soil Res.* 46, 437-444. <https://doi.org/10.1071/SR08036>
- Chang, J.I., Chen, Y.J., 2010. Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresour. Technol.* 101, 5917-5924. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.042>
- Cheung, H.N.B., Huang, G.H., Yu, H., 2010. Microbial-growth inhibition during composting of food waste: effects of organic acids. *Bioresour. Technol.* 101, 5925-5934. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.062>
- Choi, M.H., Park, Y.H., 1998. The influence of the years on thermophilic composting of food waste. *Lett. Appl. Microbiol.* 26, 175-178. DOI: 10.1046/j.1472-765X.1998.00307.x
- Christensen, B.T., 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.* 20, 1-90. DOI: 10.1007/978-1-4612-2930-8\_1
- Ciocca, F., Lunati, I., Parlange, M.B., 2014. Effects of the water retention curve on evaporation from arid soils. *Geophys. Res. Lett.* 41, 3110-3116. DOI: 10.1002/2014GL059827
- Cogger, Craig G., 2005. Potential compost benefits for restoration of Soils disturbed by urban development. *Compost Science and Utilization*. 13, 243-251. DOI: <https://doi.org/10.1080/1065657X.2005.10702248>
- Cornelis, W.M., Rosyn, J., Van Meirvenne, M., Hartmann, R., 2001. Evaluation of pedotransfer functions for predicting the soil moisture retention curve. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 638-648. DOI:10.2136/sssaj2001.653638x
- Cosentino, D., Chenu, C., Le Bissonnais, Y., 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2053-2062. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.12.022>
- Courtney, R.G., Mullen, G.J., 2008. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. *Bioresour. Technol.* 99, 2913-2918. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.06.034>
- Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemsen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-López, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., 2013. A blue print for mapping and modelling ecosystems

- services. *Ecosystem services*. 4, 4-14. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001>
- Crutzen, P.J., 2002. Geology of mankind. *Nature* 415, 23. DOI:10.1038/415023a
- Czyż, E.A., Dexter, A.R., 2015. Mechanical dispersion of clay from soil into water: readily- dispersed and spontaneously-dispersed clay. *Int. Agrophysics*. 29, 1-7. DOI: <https://doi.org/10.1515/intag-2015-0007>
- Dal Ferro, N., Sartori, L., Simonetti, G., Berti, A., Morari, F., 2014. Soil macro- and microstructure as affected by different tillage systems and their effects on maize root growth. *Soil Tillage Res.* 140, 55-65. DOI: 10.1016/j.still.2014.02.003
- Davidson, E.A., Janssens, I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*. 440, 165-173. DOI: 10.1038/nature04514
- Dawson, J.J.C., Smith, P., 2007. Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. *Sci. Total Environ.* 382, 165-190. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.03.023
- de Almeida W.S., Panachuki, E., Tarso, de Olivera, P.T.S., da Silva Menezes, R., Sobrinho T.A., de Carvalho, D.F., 2017. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. *Soil and tillage research*. 175, 130-138. DOI: 10.1016/j.still.2017.07.009
- De Kimpe, C.R., Morel, J.L., 2000. Urban soil management: a growing concern. *Soil Sci.* 165, 31-40. DOI: <https://doi.org/10.1097/00010694-200001000-00005>
- De Leon-Gonzalez, F., Hernandez-Serrano, M.M., Etchevers, J.D., Payan-Zelaya, F., Ordaz-Chaparro, V., 2000. Short-term compost effect on macroaggregation in a Sandy soil under low rain-fall in the valley of Mexico. *Soil Tillage Res.* 56,213-217. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00127-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00127-6)
- De Roo, A.P.J., Hazelhoff, L., Heuvelink, G.B.M., 1992. Estimating the effects of spatial variability of spatial variability of infiltration on the output of a distributed runoff and soil erosion model using Monte Carlo methods. *Hydrol. Process.* 6, 127-143. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.3360060202>
- De Vos, B., Meirvenne, M.V., Quataert, P., Deckers, J., Muys, B., 2005. Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of Forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 500-510. DOI:10.2136/sssaj2005.0500
- Deeb, M., Grimaldi, M., Lerch, T.Z., Pando, A., Gigon, A., Blouin, M., 2016a. Interactions between organisms and parent materials of a constructed Technosol shape its hydrostructural properties. *Soil*. 2, 163-174. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-2-163-2016>
- Degens, B.P., 1997. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. *Aust. J. Soil Res.* 35, 431-459. DOI: <https://doi.org/10.1071/S96016>
- Degens, B.P., Sparling, G.P., 1996. Changes in aggregation do not correspond with changes in labile organic C fractions in soil amended with 14C-glucose. *Soil Biology & Biochemistry*. 28, 453-462. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00014-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00014-4)
- Deng, Q., Cheng, X.X., Hui, D.F., Zhang, Q., Li, M., Zhang, Q.F., 2016. Soil microbial community and its interaction with soil carbon and nitrogen dynamics following afforestation in central China. *Sci. Total. Environ.* 541, 230-237. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.080>
- Derpsch, R., Franzluebbers, A.J., Duiker, S.W., Reicosky, D.C., Koeller, K., Friedrich, T., Sturny, W.G., Sá, J.C.M. Weiss, K., 2014. Why do we need to standardize no-tillage research. *Soil Tillage Res.* 137, 16-22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.10.002>
- Dexter, A.R., 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil Tillage Res.* 11, 199-238. DOI: [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(88\)90002-5](https://doi.org/10.1016/0167-1987(88)90002-5)
- Dexter, A.R., 1991. Amelioration of soil by natural processes. *Soil Tillage Res.* 20, 87-100. DOI: [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(91\)90127-J](https://doi.org/10.1016/0167-1987(91)90127-J)
- Duong, T.T.T., Penfold, D., Marschner, P., 2012. Amending soils of different texture with six compost types: impact on soil nutrient availability, plant growth and nutrient uptake. *Plant and soil*. 354, 197-209. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1056-8>
- El Khalil, H., Schwartz, C., El Hamiani, O., Kubiniok, J., Morel, J.L., Boularbah, A., 2013. Distribution of major elements and trace metals as indicators of technosolisation of urban and suburban soils. *J. Soils Sediments*. 13, 519-530. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0594-x>
- FAO-Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015.
- FAO, 2009. Guía para la descripción de suelos. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Cuarta edición
- Feeney, D.S., Crawford, J.W., Daniell, T., Hallett, P.D., Nunan, N., Ritz, K., Rivers, M. Young, I.M., 2006. Three dimensional microorganization of the soil-root-microbe system. 52, 151-158. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00248-006-9062-8>
- Feller, C., Beare, M.H., 1997. Physical control of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*. 79, 69-116. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00039-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00039-6)
- Fenton, T.E., Kazemi, M., Lauterbach-Barrett, M.A., 2005. Erosional impact on organic matter content and productivity of selected Iowa soils. *Soil Till. Res.* 81, 163-171. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.09.005>
- Fischer, D., Glaser, B., 2012. Synergisms between compost and biochar for sustainable soil amelioration. In: Kumar, S.E. (Ed.), *Management of organic waste*. In Tech, Shanghai, China. 167-198. DOI: 10.5772/31200
- Foley, B.J., Cooperband L.R., 2002. Paper mill residuals and compost effects on soil carbon and physical properties. *J. Environ. Qual.* 31, 2086-2095. DOI:10.2134/jeq2002.2086
- Fontaine, S., Barot, S., Barré, P., Bdioui, N., Mary, B., Rumpel, C., 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*. 450, 277-280. DOI: 10.1038/nature06275

- Fonte, S.J., Carolina Quintero, D., Velasquez, E., Lavelle, P., 2012. Interactive effects of plants and earthworms on the physical stabilization of soil organic matter in aggregates. *Plant Soil*. 359, 205–214. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-012-1199-2>
- Fredlund, M.D., Wilson, G.W., Fredlund, D.G., 2002. Use of the grain-size distribution for estimation of the soil-water characteristic curve. *Can. Geotech. J.* 39, 1103–1117. DOI: [10.1139/t02-049](https://doi.org/10.1139/t02-049)
- Frouz, J., Jilková, V., Cajthaml, T., Pizl, V., Tajovský, K., Hánel, L., Buresová, A., Simáková, H., Kolaríková, K., Franklin, J., Nawrot, J., Groninger, J.W., Stahl, P.D., 2013a. Soil biota in post-mining sites along a climatic gradient in the USA: simple communities in shortgrass prairie recover faster than complex communities in tallgrass prairie and forest. *Soil Biol. Biochem.* 67, 212–225. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.025>
- Frouz, J., Livecková, M., Albrechtová, J., Chronáková, A., Cajthaml, T., Pizl, V., Hánel, L., Starý, J., Baldrian, P., Lhotáková, Z., Simáková, H., Cepáková, S., 2013b. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post mining sites. *For. Ecol. Manag.* 309, 87–95. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.013>
- Frye, W., Ebelhar, S., Murdock, L., Blevins, R., 1982. Soil-erosion on properties and productivity of 2 Kentucky soils. *Soil Science Society of America Journal*. 46 (5), 1051–1055. DOI: [10.2136/sssaj1982.03615995004600050033x](https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050033x)
- Fryrear, D.W., 2013. Soil cover and wind erosion. *Trans.* 28, 0781–0784. DOI: [10.13031/2013.32337](https://doi.org/10.13031/2013.32337)
- Galloway, J.N., 2003. The global nitrogen cycle, in treatise on geochemistry, W.H. Schlesinger, Editor. Elsevier. Amsterdam. 557–583.
- García, G.M., Pachepsky, Y.A., Vereecken, H., 2014. Effect of soil hydraulic properties on the relationship between the spatial mean and variability of soil moisture. *J. Hydrol.* 516, 154–160. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.01.069>
- Ge, C.R., Zhang, Q.C., 2011. Microbial Community structure and enzyme activities in a copper-polluted soils. *Pedosphere* 21, 164–169. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(11\)60114-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60114-8)
- Gerzabek, M.H., Kirchmann, H., Pilchmayer, F., 1995. Response of soil aggregate stability to manure amendments in the Ultuna long-term soil organic matter experiment. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. 158, 257–260. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.19951580308>
- Ghezzehei, T.A., Kneafsey, T.J., Su, G.W., 2007. Correspondence of the Gardner and van Genuchten-Mualem relative permeability function parameters. *Water Resour.* 43.
- Githinji, L., 2014. Effect of biochar application rate on soil physical and hydraulic properties of a Sandy loam. *Arch. Agron. Soil Sci.* 60, 457–470. DOI: <https://doi.org/10.1080/03650340.2013.821698>
- Giusquiani, P.L., Pagliai, M., Gigliotti, G, Businelli D, Benetti, A., 1995. Urban waste compost: Effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24, 175–182. DOI: [10.2134/jeq1995.00472425002400010024x](https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400010024x)
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W., 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biol. Fertil. Soils*. 35, 219–230. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4>
- Golchin, A., Oades, J., Skjemstad, J. & Clarke, P., 1994. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state <sup>13</sup>C P/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. *Australian Journal of Soil Research*. 32, 285–309. DOI: <https://doi.org/10.1071/SR9940285>
- Gómez, J.A., Guzmán, M.G., Giráldez, J.V., Fereres, E., 2009. The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil. *Soil Tillage Res.* 106, 137–144. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.008>
- González-Sánchez, E.J., Ordoñez-Fernández, R., Carbonell-Bojollo, R., Veroz-González, O., Gil-Ribes, J.A., 2012. Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil Tillage Res.* 122, 52–60. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.001>
- Gregorich, E.G., Monreal, C.M., Schnitzer, M., Schulten, H.R., 1996. Transformation of plant residues into soil organic matter: chemical characterization of plant tissue, isolated soil fractions, and whole soils. *Soil Sci.* 161, 680–693.
- Greiner, L., Keller, A., Gret-regamey, A., Papritz, A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land use policy*. 69, 69224–237. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>
- Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S.-E., Zulia, G., 2015. A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 13, 16–27. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.008>
- Grigal DF, Brovold SL, Nord WS, Ohmann LF., 1989. Bulk density of surface soils and peat in the north central United States. *Can J Soil Sci.* 69, 895–900. DOI: <https://doi.org/10.4141/cjss89-092>
- Hafeez, F., Martin-Laurent, F., Bguet, J., Bru, D., Cortet, J., Schwartz, C., Morel, J.L., Philippot, L., 2012a. Taxonomic and functional characterization of microbial communities in technosols constructed for remediation of a contaminated industrial wasteland. *J. Soils Sediments*. 12, 1396–1406. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0563-4>
- Hafeez, F., Spor, A., Breuil, M.C., Schwartz, C., Martin-Laurent, F., Philippot, L., 2012b. Distribution of bacteria and nitrogen cycling microbial communities along constructed technosols depth-profiles. *J. Hazard. Mater.* 231–232, 88–97. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.06.041>
- Hammond, J., Shackley, S., Sohi, S., Brownsort, P., 2011. Prospective life cycle carbon abatement for pyrolysis biochar system in the UK. *Energy Policy*. 39, 2646–2655. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.02.033>
- Haygarth, P.M., Ritz, K., 2009. The future of soils and land use in the UK: Soil systems for the provision of land-based ecosystem services. *Land Use Policy*. 26, S187–S197. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.016>

- Haynes, R.J., Beare, M.H., 1997. Influence of six crop species on aggregation. *Adv. Agron.* 18, 108-169. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00078-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00078-3)
- Haynes, R.J., Francis, G.S., 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *Journal of Soil Science.* 44, 665-675. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1993.tb02331.x>
- Heiskanen, J., Makitalo, K., 2002. Soil water retention characteristics of Scots pine and Norway spruce forest sites in Finnish Lapland. *For. Ecol. Manage.* 162, 137-152. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00503-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00503-5)
- Heuscher, S.A., Brandt, C.C., Jardine, P.M., 2005. Using soil physical and chemical properties to estimate bulk density. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 51-56. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0051>
- Hodnett, M., Tomasella, J., 2002. Marked differences between van Genuchten soil water retention parameters for temperate and tropical soils: a new water-retention pedotransfer functions developed for tropical soils. *Geoderma.* 108, 155-180. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00105-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00105-2)
- Hoffmann, U., Hoffmann, T., Jurasinski, G., Glatzel, S., Kuhn, N.J., 2014. Assessing the spatial variability of soil organic carbon stocks in an alpine setting (Grindelwald, Swiss Alps). *Geoderma.* 232-234, 270-283. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.038>
- Hollis, J.M., Lilly, A., Higgins, A., Jones, R.J.A., Keay, C.A., Bellamy, P., 2015. Predicting the water retention characteristics of UK mineral soils. *Eur. J. Soil Sci.* 66, 239-252. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.12186>
- Horton, R.E., 1933. The role of infiltration in the hydrologic cycle. *Transaction 14. American Geophysical Union.*, 446-460. DOI: <https://doi.org/10.1029/TR014i001p00446>
- Hossain, M.F., Chen, W., Zhang, Y., 2015. Bulk density of mineral and inorganic soils in the Canada's Arctic and sub-arctic. *Information Processing in Agriculture.* DOI: <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2015.09.001>
- Hu, K., Wang, S., Li, H., Huang, F., Li, B., 2014. Spatial scaling effects on variability of soil organic matter and total nitrogen in suburban Beijing. *Geoderma.* 226-227, 54-63. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.001>
- Huang, G.-H., Zhang, R.-D., Huang, Q.Z., 2006. Modeling soil water retention curve with a fractal method. *Pedosphere.* 16, 137-146. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(06\)60036-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(06)60036-2)
- Huot, H., Séré, G., Charbonnier, P., Simonnot, M.O., J.L., 2015. Lysimeter monitoring as assessment of the potential for vegetation to manage former iron industry settling ponds. *Sci. Total Environ.* 526, 29-40. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.025>
- Huot, H., Simonnot, M.O., Marion, P., Yvon, J., De Donato, D., Morel, J.L., 2013. Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. *J. Soils Sediments.* 13, 555-568. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0513-1>
- Huot, H., Simonnot, M.O., Morel, J.L., 2015. Pedogenic trends in soils formed in technogenic parent materials. *Soil Sci.* DOI: [10.1097/SS.0000000000000135](https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000135)
- Huot, H., Faure, P., Biache, C., Lorgeoux, C., Simonnot, M.O., Morel, J.L., 2014. A technosol as archives of organic matter related to past industrial activities. *Sci. Total Environ.* 487, 389-398. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.047>
- Huot, H., Simonnot, M.O., Watteau, F., Marion, P., Yvon, J., De Donato, P., Morel, J.L., 2014. Early transformation and transfer processes in a technosol developing on iron industry deposits. *Eur. J. Soil Sci.* 65, 470-484. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.12106>
- Hussain, M., Farooq, M., Nawaz, A., Al-Sadi, A.M., Solaiman, Z.M., Alghamdi, S.S., Ammara, U., Ok, Y.S., Siddique, K.H.M., 2016. Biochar for crop production: potential benefits and risks. *J. Soils Sediments.* 17, 685-716. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1360-2>
- Iannotti, D. A., Pang, T., Toth, B. L., Elwell, D. L., Keener, H. M. & Hoitink, H. A. J., 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Sci. Utilization,* 1, 52-65. DOI: <https://doi.org/10.1080/1065657X.1993.10757890>
- Inyang, M.I., Gao, B., Yao, Y., Xue, Y., Zimmerman, A., Mosa, A., Pullammanappallil, P., Ok, Y.S., Cao, X., 2016. A review of biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 46, 406-433. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1096880>
- Iqbal, J., Thomasson, J.A., Jenkins, J.N., Owens, P.R., Whisler, F.D., 2005. Spatial Variability Analysis of Soil Physical Properties of Alluvial Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 1338-1350. DOI: [10.2136/sssaj2004.0154](https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0154)
- ISO 10930, 2012. Soil quality — Measurement of the stability of soil aggregates subjected to the action of water.
- IUSS Working Group WRB, 2006. World reference base for soil resources – a framework for international classification, correlation and communication. In: *World Soil Resources Reports 103.* Rome, FAO
- IUSS Working group WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources 2006. *World Soil Resources Reports No. 103.* 2<sup>nd</sup> edition. Food and agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- IUSS, 2014. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports col. 106.* FAO, Working Group WRB, Rome, Italy.
- Jarvis, N.J., 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 523-546. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00915.x>
- Jastrow, J.D., Amonette, J. & Bailey, V., 2007. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Climatic Change.* 80 (1-2), 5-23. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9178-3>

- Jastrow, J.D., Miller, R.M., Lussenhop, J., 1998. Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biology and Biochemistry*. 30 (7), 905–916. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00207-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00207-1)
- Jenkinson, D.S., Rayner, J.H., 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Sci.* 123, 298–305. DOI: [dx.doi.org/10.1097/00010694-197705000-00005](https://doi.org/10.1097/00010694-197705000-00005)
- Jenny, H. 1941. *Factors of soil formation: a system of quantitative pedology*. McGraw Hill Book Company, New York., 281.
- Jung, W.K., Kitchen, N.R., Sudduth, K.A., Anderson, S.H., 2006. Spatial Characteristics of Claypan Soil Properties in an Agricultural Field. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1387–1397. DOI: [10.2136/sssaj2005.027](https://doi.org/10.2136/sssaj2005.027)
- Kaufmann, M., Tobias, S., Schulin, R., 2010. Comparison of critical limits for crop plant growth based on different indicators for the state of soil compaction. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, 573–583. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.200900129>
- Kaur, R., Kumar, S., Gurung, H., 2002. A pedo-transfer function (PTF) for estimating soil bulk density from basic soil data and its comparison with existing PTFs. *Aust. J. Soil Res.* 40, 847–857. DOI: <https://doi.org/10.1071/SR01023>
- Kay, B.D., Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds.) 1998. *Soil structure and organic carbon: a review*. In: *Soil Processes and the carbon Cycle*. CRC Press, Boca Raton, FL., 169–197.
- Kinsbursky, R.S., Levanon, D., Yaron, B., 1989. Role of fungi in stabilizing aggregates of sewage sludge Amended soils. *Soil Science Society of America Journal*. 53, 1086–1091. DOI: [10.2136/sssaj1989.03615995005300040017x](https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300040017x)
- Kushwaha, C.P., Tripathi, S.K., Singh, K.P., 2001. Soil organic matter and water-stable aggregates under different tillage and residue conditions in a tropical dryland agroecosystem. *Applied Soil Ecology*. 16, 229–241. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00121-9](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00121-9)
- Laird, D.A., Fleming, P., Davis, D.D., Horton, R., Wang, B., Karlen, D.L., 2010. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma*. 158, 443–449. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.013>
- Lal, R., 1991. Soil structure and sustainability. *J. Sustain. Agric.* 1, 67–92. DOI: [https://doi.org/10.1300/J064v01n04\\_06](https://doi.org/10.1300/J064v01n04_06)
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 123, 1–22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Landschoot, P.A., McNitt, A., 1994. Improving turf with compost. *BioCycle*. 35(10), 54–57.
- Larsen, T.A., Gujer, W., 1996. Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). *Water Sci. Technol.* 34, 87–94. DOI: [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00560-4](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00560-4)
- Latorre, B., Peña, C., Lassabatere, L., Angulo-Jaramillo, R., Moret-Fernández, D., 2015. Estimate of soil hydraulic properties from disc infiltrometer three-dimensional infiltration curve. Numerical analysis and field application. *J. Hydrol.* 527, 1–12. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.04.015>
- Le Bissonnais, Y., 1996a. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal Soil Science*. 47, 425–437. DOI: [https://doi.org/10.1111/ejss.2\\_12311](https://doi.org/10.1111/ejss.2_12311)
- Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility. II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *Eur. J. Soil Sci.* 48, 39–48. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1997.tb00183.x>
- Le Bissonnais, Y., Blavet, D., De Noni, G., Laurent, J.Y., Asseline, J., Chenu, C., 2007. Erodibility of Mediterranean vineyard soils: relevant aggregate stability methods and significant soil variables. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 188–195. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00823.x>
- Leguédois, S., Jongmans, T., Chevallier, P., van Oort, F., 2004. Morphology, chemistry and distribution of neoformed spherulites in agricultural land affected by metallurgical point-source pollution. *Environ. Pollut.* 130, 135–148. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.12.023>
- Leguédois, S., Séré, G., Auclerc, A., Cortet, J., Huot, H., Ouvrard, S., Watteau, F., Schwartz, C., Morel, L.J., 2016. Modelling pedogenesis of technosols. *Geoderma*. 262, 199–212. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.008>
- Lehmann, A., 2006. Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soils Resources). *Int Agrophys.* 20, 129–134.
- Lehmann, A., Leifheit, E., Rillig, M., 2017. Mycorrhizal mediation of soil. Elsevier., 241–262. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804312-7.00014-0>
- Lehmann, J., Joseph, S., 2009. Biochar for environmental management: an introduction., 1–12.
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*. 528, 60–68. DOI: [10.1038/nature16069](https://doi.org/10.1038/nature16069)
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Kockaday, W.C., Crowley, D., 2011. Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1812–1836. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022)
- Leifheit, E.F., Veresoglou, S.D., Lehmann, A., Morris, E.K., Rillig, M.C., 2014. Multiple factors influence the role of arbuscular mycorrhizal fungi in soil aggregation meta-analysis. *Plant and Soil*. 374 (1–2), 523–537. DOI: [10.1007/s11104-013-1899-2](https://doi.org/10.1007/s11104-013-1899-2)
- Leonavičiūtė, N., 2000. Predicting soil bulk and particle densities by pedotransfer functions from existing soil data in Lithuania. *Aust. Geogr.* 33, 317–330.
- Levyk, V., Maryshevych, O., Brzezinska, M., Włodarczyk, T., 2007. Dehydrogenase activity of technogenic soils for former sulphur mines (Yvaoriv and Nemyriv, Ukraine). *Int. Agrophys.* 21, 255–260.

- Li, S., Barreto, V., Li, R., Chen, G., Hsieh, P.Y., 2018. Nitrogen retention of biochar derived from different feedstocks at variable pyrolysis temperatures. 133, 136-146. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.04.010>
- Liang, B., Lehman, L., Sohi, S.P., Thies, J.E., O'Neill, B., Trujillo, L., Gaunt, J., Solomon, D., Grossman, J., Neves, E., Luizao, F.J., 2010. Black carbon affects the cycling of nin-black carbon in soil. *Organic Geochemistry*. 41, 206-2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.09.007>
- Liekens, I., Broeckx, S., Smeets, N., Staes, J., Van der Biest, K., Schaafsma, M., Cerulus, T., 2013. the ecosystem services valuation tool and its future developments. In: Keune, S.J.D. (Ed.), *Ecosystem Services*. Elsevier, Boston., 249 -262. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-419964-4.00019-6>
- Ließ, M., Glaser, B., Huwe, B., 2012. Uncertainty in the spatial prediction of soil texture Comparison of regression tree and Random Forest models. *Geoderma*. 170, 70–79. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.10.010>
- Loague, K., Gander, G.A., 1990. R-5 Revisited 1. Spatial variability of infiltration on a small rangeland catchment. *Water Resour. Res.* 26, 957–971. DOI: <https://doi.org/10.1029/WR026i005p00957>
- Ludwig, J.A., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Tongway, D.J., Imeson, A.C., 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*. 86, 288–297. <https://doi.org/10.1890/03-0569>
- Lynch, J.M., Bragg, E., 1985. Microorganisms and soil aggregate stability. *Adv. Soil Sci.* 2, 133–171. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5088-3\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5088-3_3)
- Mamedov, A.I., Huang, C., Aliev, F.A., Levy, G.J., 2016. Aggregate stability and water retention near saturation characteristics as affected by soil texture, aggregate size and polyacrylamide application. *Land Degradation and Development*. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.2509>
- Manrique, L.A., Jones, C.A., 1991. Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 476–481. DOI: [DOI:10.2136/sssaj1991.03615995005500020030x](https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020030x)
- Mao, L., Li, Y., Hao, W., Zhou, X., Xu, C., Lei, T., 2016. A new method to estimate soil water infiltration based on a modified Green-Ampt model. *Soil Tillage Res.* 161, 31–37. DOI: [10.1016/j.still.2016.03.003](https://doi.org/10.1016/j.still.2016.03.003)
- Martens, D.A., 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biology & Biochemistry*. 32, 361–369. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00162-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00162-5)
- Martens, D.A., 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 32, 361-369. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00162-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00162-5)
- Martens, D.A., Frankenberger, W.T., 1992. Modification of infiltration rates in an organic-amended irrigated soil. *Agronomy Journal*. 84, 707–717. DOI: [DOI:10.2134/agronj1992.00021962008400040032x](https://doi.org/10.2134/agronj1992.00021962008400040032x)
- Martin, M.A., Reyes, M., Taguas, F.J. 2016. Estimating soil bulk density with information metrics Of soil texture. 287, 66-70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.008>
- Mathan, K.K., 1994. Studies on the influence of long-term municipal sewage-effluent irrigation on soil physical properties. *Bioresour. Technol.* 48, 275-276. DOI: [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(94\)90159-7](https://doi.org/10.1016/0960-8524(94)90159-7)
- McBratney, A., Field, D.J., Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma*. 213, 203–213. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
- Metzger, L., Levanon, D., Mingelgrin, U., 1987. The effect of sewage sludge on soil structural stability: microbial aspects. *Soil Science Society of America Journal*. 51, 346–351. DOI: [DOI:10.2136/sssaj1987.03615995005100020016x](https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100020016x)
- Milinković, M., Lalevie, B., Petrovie, J.J., Curguz, V.G., Kljujev, Raieevie, V., 2018. Biopotential of compost and compost products derived from horticultural waste- effect on plant growth and plant pathogens suppression. *Process Safety and Environment Protection*. 121, 299-306. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.09.024>
- Miller, R.M., Jastrow, J.D., 1990. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. *Soil Biology and Biochemistry*. 22 (5), 579–584. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90001-G](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90001-G)
- Milleret, R., Le Bayon, R.-C., Gobat, J.M., 2009. Root, mycorrhiza and earthworm interactions: their effects on soil structuring processes, plant and soil nutrient concentration and plant biomass. *Plant Soil*. 316, 1–12. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9753-7>
- Mohammadi, J., Motaghian, M.H., 2011. Spatial prediction of soil aggregate stability and aggregate-associated organic carbon content at the catchment scale using geostatistical techniques. *Pedosphere*. 21, 389–399. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(11\)60140-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60140-9)
- Mokma, D. & Sietz, M., 1992. Effects of soil-erosion on corn yields on Marlette soils in south-central Michigan. *Journal of Soil and Water Conservation*. 47 (4), 325–327. DOI: [10.3923/ja.2006.5.10](https://doi.org/10.3923/ja.2006.5.10)
- Monger, C.H., 2014. Soils as generators and sinks of inorganic carbon in geologic time. *Soil Carbon*. 27–36. DOI: [10.1007/978-3-319-04084-4\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-04084-4_3)
- Monger, C.H., Kraimer, R.A., Khresat, S., Cole, D.R., Wang, X., Wang, J., 2015. Sequestration of inorganic carbon in soil and groundwater. *Geology*. 43 (5), 375–378. DOI: [10.1130/G36449.1](https://doi.org/10.1130/G36449.1)
- Monsérié, M.F., Watteau, F., Villemin, G., Ouvrard, S., Morel, J.L., 2009. Technosol genesis: identification of organo-mineral associations in a young technosol derived from coking plant waste materials. *J. Soils Sediments*. 9, 537-546. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0084-y>
- Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K. 2015. Ecosystem services provided by soils of urban industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAS). *Journal of soils and sediments*. 15(8), 1659-1666. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>

- Moreno, B., Garcia-Rodriguez, S., Cañizares, R., Castro, J., Benítez, E., 2009. Rainfed olive farming in south-eastern Spain: long-term effect of soil management on biological indicators of soil quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 131, 333–339.
- Moreno-Barriaga, F., Diaz, V., Acosta, A.J., Muñoz, A.M., Faz, A., Zornoza, R., 2017. Organic matter dynamics, soil aggregation and microbial biomass and activity in technosols created with metalliferous mine residues, biochar and marble waste. *Geoderma*. 301, 19–29. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.02.011>
- Mu, L., Fang, L., Liang, Y.L., 2016. Temporal and spatial variation of soil respiration under mulching in a greenhouse cucumber cultivation. *Pesq. Agropec. Bras.* 51, 869–879. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2016000700010>
- Mubarak, I., Angulo-Jaramillo, R., Mailhol, J.C., Ruelle, P., Khaledian, M., Vauclin, M., 2010. Spatial analysis of soil surface hydraulic properties: is infiltration method dependent? *Agric. Water Manage.* 97, 1517–1526. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.05.005>
- Mueller, L., Kay, B.D., Deen, B., Hu, C., Zhang, Y., Wolff, M., Eulenstein, F., Schindler, U., 2009. Visual assessment of soil structure: part II. Implications of tillage, rotation and traffic on sites in Canada, China and Germany. *Soil Tillage Res.* 103, 188–196. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.09.010>
- Nakasaki, K., Araya, S., Mimoto, H., 2013. Inoculation of *Pichia kudriavzevii* RB1 degrades the organic acids presents in raw compost material and accelerates composting. *Bioresour. Technol.* 144, 521–528. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.005>
- Nakasaki, K., Hirai, H., 2017. Temperature control strategy to enhance the activity of yeast inoculated onto compost raw material for accelerated composting. *Waste management*. 65, 29–36. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.019>
- Nakasaki, K., Uehara, N., Kataoka, M., Kubota, H., 1996. The use of *Bacillus licheniformis* HA1 to accelerate composting of organic wastes. *Compost Sci. Util.* 4, 47–51. DOI: <https://doi.org/10.1080/1065657X.1996.10701852>
- Nanko, K., Ugawa, S., Hashimoto, S., Imaya, A., Kobayashi, M., Sakai, H., Ishizuka, S., Miura, S., Tanaka, N., Takahashi, M., Kaneko, S., 2014. A pedotransfer function for estimating bulk density of forest soil in Japan affected by volcanic ash. *Geoderma*. 213, 36–45. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.025>
- Nciizah, A.D., Wakindiki, I.I.C., 2015. Physical indicators of soil erosion, aggregate stability and erodibility. *Arch. Agron. Soil Sci.* 61, 827–842. DOI: <https://doi.org/10.1080/03650340.2014.956660>
- Norra, S., 2009. The astysphere and urban geochemistry – a new approach to integrate urban systems into the geoscientific concept of spheres and a challenging concept of modern geochemistry supporting the sustainable development of planet earth. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 539–545. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0183-8>
- Novak, J., Sigua, G., Watts, D., Cantrell, K., Shumaker, P., Szogi, A., Johnson, G.M., Spokas, K., 2015. Biochars impact on water infiltration and water quality through a compacted subsoil layer. *Chemosphere*. 142, 160–167. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.038>
- Oades, J., 1984. Soil organic-matter and structural stability - mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*. 76 (1–3), 319–337. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02205590>
- Park, J.H., Choppala, G.K., Bolan, N.S., Chung, J.W., Cuasavathi, T., 2011a. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant Soil*. 348, 439–451. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0948-y>
- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D.S., 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1173–1179. DOI: [DOI:10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x](https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x)
- Pateiro-Moure, M., Nóvoa-Muñoz, J.C., Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., 2009. Quaternary herbicides retention by the amendment of acid soils with a bentonite-based waste from wineries. *J. Hazard. Mater.* 154, 769–775. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.071>
- Peng, X., Zhu, Q.H., Xie, Z.B., Darboux, F., Holden, N.M., 2016. The impact of manure, Straw and biochar amendments on aggregation and erosion in hillslope Ultisol. *Catena*. 138, 30–70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.11.008>
- Pham, H.Q., Fredlund, D.G., 2008. Equations for the entire soil-water characteristic curve of a volume change soil. *Canadian Geotechnical Journal*. 45, 443–453. DOI: <https://doi.org/10.1139/T07-117>
- Piao, S.L., Tan, K., Nan, H.J., Ciais, P., Fang, J.Y., Wang, T., Vuichar, D.N., Zhu, B.A., 2012. Impacts of climate and CO<sub>2</sub> changes on the vegetation growth and carbon balance of Qinghai-Tibetan grasslands over the past five decades. *Global Planet. Change*. 98–99, 73–80. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2012.08.009>
- Pickett, S.T., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Boone, C.G., Groffman, P.M., Irwin, E., 2011. Urban ecological systems: Scientific Foundations and a decade of progress. *Journal of environmental management*. 92(3), 331–362. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>
- Pimentel, D. y otros, 1995. Environment and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*. 267 (5201), 1117–1123. DOI: [10.1126/science.267.5201.1117](https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117)
- Plante, A.F., McGill, W.B., 2002a. Soil aggregate dynamics and the retention of organic matter in laboratory-incubated soil with differing simulated tillage frequencies. *Soil Tillage Res.* 66, 79–92. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00015-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00015-6)
- Rasa, K., Heikkinen, J., Hannula, M., Arstila, K., Kulu, S., Hyväluoma, J., 2018. How and why does willow biochar increase a clay soil water retention capacity? *Biomass and bioenergy*. 119, 346–353. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.10.004>
- Reichert, J.M., Suzuki, L.E.A.S., Reinert, D.J., Horn, R., Hakansson, I., 2009. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. *Soil Till. Res.* 102, 242–254. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.002>

- Reidy, B., Simo, I., Sills, P., Creamer, R.E., 2016. Pedotransfer functions for Irish soils- estimation of bulk density ( $\rho_b$ ) per horizon type. *Soil*. 2, 25–39. DOI: 10.5194/soild-2-1039-2015
- Reynolds, W.D., 2018. An analytic description of field capacity and its application in crop production. *Geoderma*. 326, 56-67. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.04.007>
- Rillig, M.C., Mummey, D.L., 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*. 171 (1), 41–53. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x>
- Roldán, A., Caravaca, F., Hernández, M.T., García, C., Sánchez-Brito, C., Velásquez, M., Tiscarenó, M., 2003. No tillage, crop residue additions, and legume cover cropping effects on soil quality characteristics under maize in Patzcuaro watershed (Mexico). *Soil & Tillage Research*. 72, 64–73. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00051-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00051-5)
- Roldán, A., Garcia-Orenes, F., Lax, A., 1994. An incubation experiment to determine factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biology & Biochemistry*. 26, 1699–1707. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90323-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90323-9)
- Saer, A., Lansing, S., Davitt, N. D., Graves, R.E., 2013. Life cycle assessment of a food waste composting system: environmental impact hotspots. *Journal of Cleaner Production*. 52, 234-244. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.022>
- Saffih-Hdadi, K., Défossez, P., Richard, G., Cui, Y.J., Tang, A.M., Chaplain, V., 2009. A method for predicting soil susceptibility to the compaction of surface layers as a function of water content and bulk density. *Soil Tillage Res.* 105, 96–103. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.05.012>
- Sanchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*. 78 (3), 301-308. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00031-1)
- Schimel, J.P., Bennett, J., 2004. Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. *Ecology*, 85, 591–602
- Schnitzer, M., 2000. A lifetime perspective on the chemistry of soil organic matter. *Adv. Agron.* 68, 1–58. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60842-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60842-1)
- Scholl, P., Leitner, D., Kammerer, G., Loiskandl, W., Kaul, H.-P., Bodner, G., 2014. Root induced changes of effective 1D hydraulic properties in a soil column. *Plant and soil*. 381 (1-2): 193-213. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2121-x>
- Schulten, H.R., Leinweber, P., 2000. New insights into organic-mineral particles: composition, properties and models of molecular structure. *Biol. Fertil. Soils*. 30, 399-432. DOI: <https://doi.org/10.1007/s003740050020>
- Sreenivas, S.L., Johnston, J.R. and Hill, H.O., 1947. Some relationships of vegetation and soil detachment in the erosion process. *Proc. Soil Sci. Soc. Am.* 12, 471-474.
- Seki, K., 2007. SWRC Fit – a nonlinear fitting program with a water retention curve for soils having unimodal and bimodal pore structure, *Hydrol. Earth syst. Sci. Discuss.* 4, 407-437.
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *J. Appl. Ecol.* 48 (3), 630–636. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>
- Sequeira, C.H., Wills, S.A., Seybold, C.A., West, L.T., 2014. Predicting soil bulk density for incomplete databases. *Geoderma*. 213, 64–73. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.013>
- Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Renat, J.C., Watteau, F., Villemin, G., Morel, J.L., 2010. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *J. Soils Sediments*. 10, 1246–1254. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0206-6>
- Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Sauvage, C., Renat, J.C., Morell, J.L., 2008. Soil construction: a step for ecological reclamation of derelict lands. *J. Soils Sediments*. 8, 130-136. DOI: <https://doi.org/10.1065/jss2008.03.277>
- Shackley, S., Carter, S., Knowles, T., Middelink, E., Haeefe, S., Sohi, S., Cross, A., Haszeldine, S., 2012. Sustainable gasification-biochar systems? A case-study of rice-husk gasification in Cambodia, Part 1: context, chemical properties, environmental and health and safe issues. *Energy Policy*. 42, 49-58. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.11.026>
- Sharma, V., Canditelli, M., Fortuna, F., Cornacchia, G., 1997. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting. *Energy Convers. Manage.* 38, 453-478. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0196-8904\(96\)00068-4](https://doi.org/10.1016/S0196-8904(96)00068-4)
- Shingh, B.P., Cowie, A.L., Smernik, R.J., 2012. Biochar carbon stability in clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. *Environ. Technol.* 46, 11770-11778. DOI: 10.1021/es302545b
- Shukla, M.K., Lal, R., Van Leeuwen, D., 2007. Spatial variability of aggregate-associated carbon and nitrogen contents in the reclaimed minesoils of eastern Ohio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1748–1757. DOI:10.2136/sssaj2006.0007
- Siebe, C., Jahn, R., Stahr, K., 2016. Manual para la descripción y evaluación edafocológica de suelos en campo.
- Silva, D.M.N., Oliveira, F.L., Graziotti, P.H., Fávero, C., Quaresma, M.A.L., 2013. Organic cultivation of okra under ground cover of perennial herbaceous legumes. *Horticultura Brasileira*. 31, 450–456. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-05362013000300017>
- Silva, D.M.N., Venturium, C.H.P., Capucho, M.E.O.V., Oliveira, F.L.O., Mendoza E.S., 2018. Impact of soil cover systems on soil quality and organic production of yacon. *Scientia Horticulturae*. 235, 407-4012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.03.024>
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. & Denef, K., 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*. 79 (1), 7–31. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1350-1358. DOI:10.2136/sssaj1999.6351350x



- Slatyer, R.O., 1967. *Plant-Water Relationships*. Academic Press, New York. 73–77.
- Sohi, S., Loez-Capel, S., Krull, E., Bol, R., 2009. A review of biochar and its use and function in soil. *CSIRO Land Water Sci. Rep.* 48-82. DOI: 10.1016/S0065-2113(10)05002-9
- Sonnleitner, R., Lorbeer, E., Schinner, F., 2003. Effect of straw, vegetable oil and whey on physical and microbiological properties of a chernozem. *Applied Soil Ecology*. 22, 195–204. DOI: 10.1016/S0929-1393(02)00159-2
- Sorrenti, G., Ventura, M., Toselli, M., 2016. Effect of biochar on nutrient retention and nectarine tree performance: a three-year field trial. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 179, 336–346. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.201500497>
- SSSA, 1984. *Glossary of Soil Science Terms*. Soil Science Society of America, Madison, WI
- Steiner, C., Glaser, B., Teixeira, G.W., Lehmann, J., Blum, E.H.W., Zech, W., 2008. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171, 893–899. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.200625199>
- Steiner, C., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macedo, J.L.V., Blum, W.E.H., Zech, W., 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a high weathered central amazonian upland soil. *Plant and Soil*. 291, 275-290. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9193-9>
- Stutter, M.I., Lumsdon, D.G., Billett, M.F., Low, D., Deeks, L.K., 2009. Spatial Variability in Properties Affecting Organic Horizon Carbon Storage in Upland Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1724–1732. DOI:10.2136/sssaj2008.0413
- Sullivan, D.M., Bary, A.I., Thomas, D.R., Fransen, S.C., Cogger C.G., 2002. Food waste compost effects on fertilizer nitrogen efficiency, available nitrogen, and tall fescue yield. *Soil Sci. Soc. Am J.* 66, 154-161. DOI:10.2136/sssaj2002.1540
- Sullivan, D.M., Bary A.I., Nartea, T.J., Myrhe, E.A., Cogger, C.G., Fransen, S.C., 2003. Nitrogen availability seven years after a high-rate food waste compost application. *Compost Sci. Util.* 11, 265-275. DOI: <https://doi.org/10.1080/1065657X.2003.10702133>
- Sundberg, C., Yu, D., Franke-Whittle, I., Kauppi, S., Smars, S., Insam, H., Romantschuk, M., Joensson, H., 2013. Effects of pH and microbial composition on odor in food waste composting. *Waste manage.* 33, 204-211. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.017>
- Tan, Z., Lin, C.S.K., Ji, X., Rainey, T.J., 2017. Returning biochar to fields: A review. *Applied soil ecology* 116, 1-11. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.03.017>
- Tarnocai, C., Canadell, J.G., Schuur, E.A.G., Kuhry, P., Mazhitova, G., Zimov, S., 2009. Soil Organic Carbon Pools in the Northern Circumpolar Permafrost Region. *Global Biogeochem. Cy.* 23, 23. DOI: <https://doi.org/10.1029/2008GB003327>
- Tejada, M., Hernández, M.T., García, C., 2009. Soil restoration using composted plant residues: effects on soil properties. *Soil and tillage reserch.* 102 (1), 109-117. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.08.004>
- Tester, C.F., 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 827-831. DOI:10.2136/sssaj1990.03615995005400030035x
- Thomazini, A., Mendonça, E.S., Souza, J.L., Cardoso, I.M., Garbin, M.L., 2015. Impact of organic no-till vegetables systems on soil organic matter in the Atlantic forest biome. *Sci. Hortic.* 182, 145–155. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2014.12.002>
- Tisdall, J.M. & Oades, J., 1982. Organic-matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science.* 33 (2), 141–163. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>
- Tomasella, J., Hodnett, M.G., 1998. Estimating soil water retention characteristics from limited data in Brazilian Amazonia. *Soil Sci.* 163, 190–202. DOI: 10.1097/00010694-199803000-00003
- Uchimiyama, M., Chang, S., Klasson, K.T., 2011a. Screening biochars for heavy metal retention in soil: role of oxygen functional groups. *J. Hazard. Mater.* 190, 432-441. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.03.063
- Usman, A.R.A., Abduljabbar, A., Vithanage, M., Ok, Y.S., Ahmad, Mahtab, Ahmad, Munir, Elfaki, J., Abdulazeem, S.S., Al Wabel, M.I., 2015. Biochar production from date palm waste: Charring temperature induced changes in composition and surface chemistry. *J. Anal. Appl. Pyrolysis.* 115, 392–400. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.08.016>
- Van Es, H.M., Ogden, C.B., Hill, R.L., Schindelbeck, R.R., Tsegaye, T., 1999. Integrated assessment of space, time, and management-related variability of soil hydraulic properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1599–1608. DOI:10.2136/sssaj1999.6361599x
- Vereecken, H., 1995. Estimating the unsaturated hydraulic conductivity from theoretical models using simple soil properties. *Geoderma.* 65, 81-92. DOI: [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)92543-X](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)92543-X)
- Veresoglou, S., Halley, J. & Rillig, M., 2015. Extinction risk of soil biota. *Nature Communications.* DOI: <http://doi.org/10.1038/ncomms9862>
- Wang, B., Qiu, Y.L., 2006. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza.* 16 (5), 299–363. DOI: 10.1007/s00572-005-0033-6
- Vetterlein, D., Hüttl, R.F., 1999. Can applied organic matter fulfil similar functions as soil organic matter Risk-benefit analysis for organic matter application as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems. *Plant soil.* 213, 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1004681506901>
- Villar, M.C., Petrikova, V., Diaz-Ravina, M., Carballas, T., 2004. Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation. *Geoderma.* 122, 73–82. DOI :10.1016/j.geoderma.2003.12.005
- Volchko, Y., Norrman, J., Bergknut, M., Rosén, L., Söderqvist, T., 2013. Incorporating the soil function concept into sustainability appraisal of remediation alternatives. *J. Environ.*

- Manage. 129, 367–376. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jevman.2013.07.025>.
- Voroney, R.P., Paul, E.A., Anderson, D.W., 1989. Decomposition of wheat straw and stabilization of microbial products. *Can. J. Soil Sci.* 69, 63–77. DOI: <https://doi.org/10.4141/cjss2010-055>
- Watkinson, A. D., Lock, A. S., Beckett, P. J., Spiers, Graeme., 2016. Developing manufactured soils from industrial by products for use as growth substrates in mine reclamation. *The journal of the society for ecological restoration.* DOI: 10.1111/rec.12464
- Watteau, F., Villemin, G., 2011. Characterization of organic matter microstructure dynamics during co-composting of sewage sludge, barks and Green waste. *Bioresour. Technol.* 102, 9313–9317. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.022>
- Weil, R.R., Brady, N.C., 2016. *The Nature and Properties of Soils*, fifteenth ed. Pearson, Essex.
- Weyers, S.L. Spokas, K.A., 2011. Impact of biochar on earthworm populations: a review. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2011, 1–12. DOI: <http://dx.doi.org/10.1155/2011/541592>
- Wiesmeier, M., Sporlein, P., Geuss, U., Hangen, E., Haug, S., Reischl, A., Schilling, B., von Lutzow, M., Kogel Knabner, I., 2012. Soil organic carbon stocks in Southeast Germany (Bavaria) as affected by land use, soil type and sampling depth. *Global Chang. Biol.* 18, 2233–2245. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02699.x>
- Wu, H., Du, S., Zhang, Y., An, J., Zou, H., Zhang, Y., Yu, N., 2019. Effect of irrigation and nitrogen fertilization on free house soil organic nitrogen fraction and soil soluble nitrogen pools. *Agricultural water management.* 216, 415–424. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.02.020>
- Wu, Z., Yang, W., Chen, L., Meng, H., Zhao, J., Wang, S., 2017a. Morphology and microstructure of co-pyrolysis char from bituminous coal blended with lignocellulosic biomass: effects of cellulose, hemicellulose and lignin. *Appl. Therm. Eng.* 116, 24–32. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2017.01.061>
- Wuddivira, M.N., Camps-Roach, G., 2007. Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 722–727. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00861.x>
- Xavier, F.A.S., Maia, S.M.F., Ribeiro, K.A., Mendonça, E.S., Oliveira, T.S., 2013. Effect of cover plants on soil C and N dynamics in different soil management systems in dwarf cashew culture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 165, 173–183. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.12.003>
- Xing, X., Kang, D., Ma, X., 2017a. Differences in loam water retention and shrinkage behavior: effects of various types and concentrations of salt ions. *Soil Tillage Res.* 167, 61–72. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.11.005>
- Xing, X., Li, Y., Ma, X., 2017b. Effects on infiltration and evaporation when adding rapeseed-oil residue or wheat straw to a loam soil. *Water.* DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/w9090700>.
- Xu, L., He, N., Yu, G., 2016. Methods of evaluating soil bulk density: impact on estimating large scale soil organic carbon storage. *Catena* 144, 94–101. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.001>
- Xu, L., He, N.P., Yu, G.R., Wen, D., Gao, Y., He, H.L., 2015. Differences in pedotransfer functions of bulk density lead to high uncertainty in soil organic carbon estimation at regional scales: evidence from Chinese terrestrial ecosystems. *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* 120, 1567–1575. DOI: 10.1002/2015/JG002929.
- Young, I.M., Crawford, J.W., Nunan, N., Otten, W., Spiers, A., 2008. *Microbial Distribution in Soils: Physics and Scaling.* In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy.* Academic Press, Burlington. 100, 81–121. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)00604-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00604-4).
- Yu, J., Paterson, N., Blamey, J., Millan, M., 2017. Cellulose, xylan and lignin interactions during pyrolysis of lignocellulosic biomass. *Fuel* 191, 140–149. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.11.057>
- Zamanian, K., Pustovoytov, K., Kuzyakov, Y., 2016. Pedogenic carbonates: Forms and formation processes. *Earth Sci. Rev.* 157, 1–17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.03.003>
- Zhang, L., Dawes, W.R., Walker, G.R., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Res.* 37, 701–708. DOI: <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>
- Zheng, H., Wang, X., Luo, X., Wang, Z., Xing, B., 2018. Biochar-induced negative carbon mineralization priming effects in a coastal wetland soil: Roles of soil aggregation and microbial modulation. *Science of the total environment.* 610–611, 951–960. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.166>
- Zhong, Q., Zhang, S., Chen, H., Li, T., Zhang, C., Xu, X., Mao, Z., Gong, G., Deng, O., Deng, L., Zhang, Y., Pu, Y., Wang, L., 2019. The influence of climate, topography, parental material and vegetation on soil nitrogen fractions. *Catena.* 175, 329–338. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.027>
- Zielińska, A., Oleszczuk, P., 2015. The conversion of sewage sludge into biochar reduces polycyclic aromatic hydrocarbon content and ecotoxicity but increases trace metal content. *Biomass Bioenergy.* 75, 235–244. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.02.019>
- Zimmerman, A.R., Gao, B., Ahn, M.Y., 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effect among the variety of biochar-amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1169–1179. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.02.005>
- Zweiten, L.V., Kimber, S., Morris, S., Chan, K.Y., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., Cowie, A., 2010. Effect of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant Soil.* 327, 235–246. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0050-x>

## 11. Anexo

### 11.1 Evaluación edafocológica

Profundidad	Penetrabilidad de raíces	Volumen total de poros (%)	Capacidad de aireación (%)	Agua disponible para las plantas (l/m <sup>2</sup> )	Capacidad de campo (l/m <sup>2</sup> )
0-14/20	Buena	55- Mediano	7-Baja	25.5	81.6
14/20-27	Deficiente	41-Bajo	5.5-Muy baja	13.4	35
27-30	Mediana	39-Bajo	16-Mediana	26.5	38
30-43	Deficiente	35-Bajo	3-Muy baja	8	28
43-65	Deficiente	33-Muy bajo	12-Mediana	9	13.8
65-80	Deficiente	39-Bajo	7-Baja	18	29
80-92	Mediana	41-Bajo	3-Muy baja	12	37.7

Tabla 5. Evaluación edafocológica.

Profundidad	Conductividad hidráulica cm/día	Capacidad de intercambio catiónico (cmol <sub>c</sub> /kg)	Bases intercambiables (mol <sub>c</sub> /kg)	Humus (kg/m <sup>2</sup> )	Nitrógeno total (kg/m <sup>2</sup> )	Nitrógeno disponible (g/m <sup>2</sup> )
0-14/20	10-40 Baja-media	19 Regular	45.2	11.9	.59	2.95
14/20-27	<1-10 Muy baja	12.5 Baja	17.82	6.019	.3	1.5
27-30	40-100 Media-alta	4.5 Muy baja	5	-	-	-
30-43	<1-10 Muy baja	21 Regular	15.8	-	-	-
43-65	10-40 Baja-media	4.5 Muy baja	2.5	-	-	-
65-80	1-10 Baja	6.5 Muy baja	4.3	-	-	-
80-92	40-100 Media-alta	0 Muy baja	0	-	-	-

Tabla 6. Evaluación edafocológica.

Profundidad	Fósforo disponible (g/m <sup>2</sup> )
0-14/20	119
14/20-27	60.2

Tabla 7. Evaluación edafocológica.

En las tablas 2, 3 y 4, se muestra la evaluación edafocológica del perfil descrito en el patio de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México, donde la profundidad fisiológica es de 80 cm, la suma de los valores del agua disponible para las plantas es de 112.91 evaluada como muy

baja, la suma de las capacidades de campo es de 263.9 evaluada como baja, el drenaje natural es bueno, la erosionabilidad es de .23 evaluada como baja media, la suma de las bases intercambiables es de 90.7 evaluada como medianamente alta, la suma del humus es de 17.91, la suma del nitrógeno disponible es de 4.4 evaluada como media y la suma del fósforo es de 179.2 evaluada como mediana-alta.

## 11.2 Datos de estudio

Parcela/ Tratamiento	Cobertura vegetal (m <sup>2</sup> ) 2017			Cobertura vegetal (m <sup>2</sup> ) 2018			Agregados estables (%)
	Lavanda	Romero	Epazote	Lavanda	Romero	Epazote	
Biocarbón							
1	0.4	0.08	0.02	1.1	0.7		50.9
2	0.6	0.04		1.1	0.2		65.0
7	0.7	0.2		1.8	0.8		30.9
12	0.5	0.07	0.37	1.5	0.2		40.2
17	0.6	0.05	0.09	1.8	0.2	0.5	23.8
18	0.8	0.05		2.0	0.2		39.2
Composta							
6	0.6	0.1	0.90	1.3	0.3		44.3
8	0.6	0.18		1.6	0.5		67.4
9	0.3	0.14		1.6	0.8		59.3
11	0.7	0.12	0.30	2.5	0.5	0.2	46.4
13	0.5	0.13	0.30	1.4	0.5	0.1	47.0
14	0.9	0.1	0.01	2.8			64.9
Testigo							
3	0.2	0.09	0.06	0.7	0.6		81.3
4	0.6	0.12		1.9	0.9		62.5
5	0.4	0.21	0.13	2.3	0.9	0.4	72.2
10	0.7	0.17	0.11	2.7	0.6		48.3
15	0.4	0.2	0.07	1.8	0.4		38.5
16		0.28	0.01		1.4		68.6

Tabla 8. Se muestran los valores de cobertura vegetal (m<sup>2</sup>) y estabilidad de agregados (%), tomados en el sitio para cada tratamiento por parcela.

Tratamiento / Parcela	Velocidad de infiltración (m/s)	Densidad aparente (g/cm <sup>3</sup> )	Carbono orgánico FES (kg/m <sup>2</sup> )	Carbono orgánico FIS (kg/m <sup>2</sup> )	Contenido de nitrógeno FES (%)	Contenido de nitrógeno FIS (%)	Pedregocidad en superficie (%)
Biocarbón							
1	8.3E-05	1.2	2.6	2.1	0.15	0.17	5
2	1.7E-05	1.2	1.8	2.1	0.15	0.18	2
7	5.0E-05	1.2	7.2	1.7	0.17	0.12	1
12	2.5E-05	1.1	6.1	3.6	0.23	0.20	2
17	6.7E-05	1.3	2.5	1.2	0.13	0.09	1
18	8.3E-05	1.1	3.1	2.1	0.16	0.17	2
Composta							
6	8.3E-05	1.1	3.6	3.7	0.36	0.4	2
8	6.7E-05	1.1	3.7	3.0	0.29	0.51	1
9	1.2E-04	1.1	3.0	2.6	0.23	0.24	5
11	1.7E-05	1.2	2.6	2.2	0.22	0.26	2
13	3.3E-05	1.1	3.1	3.5	0.19	0.18	5
14	1.7E-04	1.2	2.9	2.1	0.25	0.31	7
Testigo							
3	3.3E-05	1.2	3.1	3.3	0.27	0.30	2
4	1.7E-05	1.2	2.7	3.6	0.23	0.33	5
5	8.3E-06	1.2	3.3	3.6	0.26	0.31	3
10	1.2E-04	1.2	1.8	1.8	0.14	0.18	22
15	8.3E-05	1.2	3.1	3.0	0.15	0.34	5
16	2.2E-05	1.1	1.8	3.8	0.23	0.24	10

Tabla 9. Se muestran los valores de Velocidad de infiltración (m/s), densidad aparente (g/cm<sup>3</sup>), contenido de carbono en la fracción estable (FES) e inestable del suelo (FIS) (kg/m<sup>2</sup>), contenido de nitrógeno para la fracción estable e inestable del suelo (%) y pedregocidad en superficie (%), determinados para cada tratamiento por parcela.

Tratamiento / Parcela	Altura máxima (cm) 2017			Altura máxima (cm) 2018		
	Lavanda	Romero	Epazote	Lavanda	Romero	Epazote
1	65.5	57	58	130.7	145.5	
2	68.7	43.5		115.67	77	
7	68.3	55.5		115	110	
12	64.5	50	106	143.5	117.5	
17	64	49.5	95	139.5	132	200
18	72.8	52.5		150	145	
Composta						
6	63.7	52.7	70	115.7	95	
8	67.75	48.75		123	105	
9	60	60.25		102.3	131	
11	65	49.75	102.5	125.5	101.7	174
13	72.5	63.75	115	121	134.5	176
14	64.5	54.43	39.33	138.7	151	
Testigo						
3	67	54.8	72	133	121	
4	52.5	66.7		137.3	149.7	
5	65.7	55	70.75	135.7	238	121.5
10	70	60	83.5	141	133.7	
15	65.25	53.8	77	120.5	124.8	
16		56.3	80		147.7	

Tabla 10. Se muestran los valores de las alturas máximas (cm) determinadas para cada tratamiento por parcela.

### 11.3 Análisis estadístico

<b>ANOVA de la cobertura (m<sup>2</sup>) de plantas de lavanda 2017.</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	0.025	0.858	0.445
<b>Error</b>	14	0.029		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	0.462	0.076	5	
<b>Composta</b>	0.573	0.081	6	
<b>Biocarbón</b>	0.588	0.058	6	

Tabla 11. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la cobertura (m<sup>2</sup>) de plantas de romero 2017.</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	0.014	4.628	<b>0.027</b>
<b>Error</b>	15	0.003		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	0.18	0.028	6	
<b>Composta</b>	0.13	0.012	6	
<b>Biocarbón</b>	0.08	0.024	6	
<b>Prueba de Tukey</b>				
	Testigo		Composta	
<b>Testigo</b>				
<b>Composta</b>		0.287		
<b>Biocarbón</b>		<b>0.021</b>	0.333	

Tabla 12. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza, grados de libertad y la prueba de Tukey.

<b>ANOVA de la cobertura (m<sup>2</sup>) de plantas de epazote 2017.</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	0.104	1.878	0.208
<b>Error</b>	9	0.055		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	0.08	0.021	5	
<b>Composta</b>	0.38	0.187	6	
<b>Biocarbón</b>	0.16	0.107	6	

Tabla 13. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la cobertura (m<sup>2</sup>) de plantas de lavanda 2018.</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	0.19	0.553	0.588
<b>Error</b>	14	0.34		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	1.88	0.321	5	
<b>Composta</b>	1.88	0.259	6	
<b>Biocarbón</b>	1.56	0.158	6	

Tabla 14. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la cobertura (m<sup>2</sup>) de plantas de romero 2018.</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	0.25	3.051	0.079
<b>Error</b>	14	0.08		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>n</b>	
<b>Testigo</b>	0.77	0.143	6	
<b>Composta</b>	0.51	0.073	5	
<b>Biocarbón</b>	0.36	0.121	6	

Tabla 15. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la cobertura (m<sup>2</sup>) de plantas de epazote 2018. No se puede ANOVA</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	0.034	8.154	0.240
<b>Error</b>	1	0.004		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>n</b>	
<b>Testigo</b>	0.36		1	
<b>Composta</b>	0.19	0.045	2	
<b>Biocarbón</b>	0.49		1	

Tabla 16. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.



<b>ANOVA de la altura (cm) de plantas de lavanda 2017.</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	14.17	0.610	0.557
<b>Error</b>	14	23.22		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	64.08	3.013	6	
<b>Composta</b>	65.57	1.721	5	
<b>Biocarbón</b>	67.29	1.349	6	

Tabla 17. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la altura (cm) de plantas de romero 2017.</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	61.81	2.244	0.140
<b>Error</b>	15	27.55		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	57.74	1.995	6	
<b>Composta</b>	54.93	2.426	5	
<b>Biocarbón</b>	51.33	1.978	6	

Tabla 18. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la altura (cm) de plantas de epazote 2017.</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	90.62	0.168	0.848
<b>Error</b>	9	539.19		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	76.65	2.395	5	
<b>Composta</b>	81.71	17.013	4	
<b>Biocarbón</b>	86.33	14.518	3	

Tabla 19. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la altura (cm) de plantas de lavanda 2018.</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	275.01	1.899	0.186
<b>Error</b>	14	144.81		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	133.50	3.499	5	
<b>Composta</b>	121.03	4.876	6	
<b>Biocarbón</b>	132.39	5.970	6	

Tabla 20. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la altura (cm) de plantas de romero 2018.</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	2054.81	2.014	0.168
<b>Error</b>	15	1020.19		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	152.46	17.756	6	
<b>Composta</b>	119.69	9.088	6	
<b>Biocarbón</b>	121.17	10.593	6	

Tabla 21. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la altura (cm) de plantas de epazote 2018. No se puede Anova</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	1642.09	821.05	0.025
<b>Error</b>	1	2.00		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	121.50		1	
<b>Composta</b>	175.00	1.000	2	
<b>Biocarbón</b>	200.00		1	

Tabla 22. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA del porcentaje de agregados estables (2017).</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	632.26	3.319	0.064
<b>Error</b>	15	190.52		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	61.90	6.485	6	
<b>Composta</b>	54.89	4.175	6	
<b>Biocarbón</b>	41.68	5.981	6	

Tabla 23. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la velocidad de infiltración (m s<sup>-1</sup>) (2017).</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	0.0000	0.991	0.394
<b>Error</b>	15	0.0000		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	0.00005	0.000018	6	
<b>Composta</b>	0.00008	0.000023	6	
<b>Biocarbón</b>	0.00005	0.000012	6	

Tabla 24. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la densidad (g cm<sup>-3</sup>) (2017).</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	0.004	2.276	0.137
<b>Error</b>	15	0.002		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	1.15	0.012	6	
<b>Composta</b>	1.13	0.017	6	
<b>Biocarbón</b>	1.18	0.023	6	

Tabla 25. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA del carbono orgánico FES (kg m<sup>-2</sup>) (2017).</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	2.375	1.268	0.310
<b>Error</b>	15	1.873		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	2.62	0.274	6	
<b>Composta</b>	3.17	0.183	6	
<b>Biocarbón</b>	3.88	0.910	6	

Tabla 26. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA del carbono orgánico FIS (kg m<sup>-2</sup>) (2017).</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	1.71	3.171	0.071
<b>Error</b>	15	0.54		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	3.18	0.294	6	
<b>Composta</b>	2.86	0.275	6	
<b>Biocarbón</b>	2.13	0.329	6	

Tabla 27. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>ANOVA de la concentración de nitrógeno FES (%) (2017).</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	0.014	5.275	<b>0.018</b>
<b>Error</b>	15	0.003		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>N</b>	
<b>Testigo</b>	0.21	0.022	6	
<b>Composta</b>	0.26	0.024	6	
<b>Biocarbón</b>	0.16	0.015	6	
Prueba de Tukey				
	Testigo		Composta	
<b>Testigo</b>				
<b>Composta</b>		0.280		
<b>Biocarbón</b>		0.253	<b>0.014</b>	

Tabla 28. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.

<b>Cuadro I. ANOVA de la concentración de nitrógeno FIS (%) (2017).</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	0.038	5.110	<b>0.020</b>
<b>Error</b>	15	0.007		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>n</b>	
<b>Testigo</b>	0.28	0.026	6	
<b>Composta</b>	0.32	0.049	6	
<b>Biocarbón</b>	0.17	0.025	6	
Prueba de Tukey				
	Testigo		Composta	
<b>Testigo</b>				
<b>Composta</b>		0.743		
<b>Biocarbón</b>		0.083	<b>0.020</b>	

Tabla 29. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza, grados de libertad y la prueba de Tukey.

<b>Cuadro I. ANOVA de la pedregosidad (%) (2017).</b>				
<b>Fuente</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Varianza</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Tratamiento</b>	2	51.722	2.447	0.120
<b>Error</b>	15	21.133		
<b>Fuente</b>	<b>Promedio</b>	<b>Error estándar</b>	<b>n</b>	
<b>Testigo</b>	7.83	3.049	6	
<b>Composta</b>	3.67	0.955	6	
<b>Biocarbón</b>	2.17	0.601	6	

Tabla 30. Se muestran valores promedio de los tratamientos, error estándar, número de elementos analizados, factor P y F, varianza y grados de libertad.