

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO  
MAESTRÍA EN SUELOS**



**“EL CARBÓN ACTIVADO Y EL BIOCARBÓN EN LA  
ASIMILACIÓN DEL CADMIO POR EL TOMATE (*Solanum  
lycopersicum* L.) BAJO EL INVERNADERO”**

**Presentada por:**

**RAFAEL ANANIAS BALTA CRISOLOGO**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO MAGISTER  
SCIENTIAE EN SUELOS**

**Lima - Perú  
2019**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO  
MAESTRÍA EN SUELOS**

**“EL CARBÓN ACTIVADO Y EL BIOCARBÓN EN LA  
ASIMILACIÓN DEL CADMIO POR EL TOMATE (*Solanum  
lycopersicum* L.) BAJO EL INVERNADERO”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO  
MAGISTER SCIENTIAE**

**Presentada por:**

**RAFAEL ANANIAS BALTA CRISOLOGO**

**Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:**

Ph.D. Julio Alegre Orihuela  
**PRESIDENTE**

Dr. Oscar Loli Figueroa  
**PATROCINADOR**

Ph.D. Sady García Bendezú  
**CO-PATROCINADOR**

Mg.Sc. Luis Tomassini Vidal  
**MIEMBRO**

M.Sc. Rubén Bazán tapia  
**MIEMBRO**

## DEDICATORIA

*A Dios dueño de mi triunfo, por guiarme en la trayectoria de mi vida; por enseñarme que, nada es gratis en la vida, que todo tienes que ganártelo o merecerlo; que ser útil es mejor que ser importante.*

*A mis padres María Felicita Crisologo Laiza y Luis Balta Benites por su respaldo incondicional; a mis hermanos por su comprensión, apoyo, sacrificio, estímulos de superación y por la confianza que depositaron en mí.*

*Rafael A. Balta Crisologo*

## AGRADECIMIENTO

*A mis asesores, el Dr. Oscar Oswaldo Loli Figueroa y Ph.D. Sady Javier García Bendezú; quienes me brindaron su amistad, me guiaron y orientaron en la presente investigación; y, por transmitirme sus conocimientos durante mi formación profesional.*

*Al Mg.Sc. Ing. Rubén Bazán Tapia, Mg.Sc. Luis Tomassini Vidal y Ph.D. Julio César Alegre Orihuela, por su contribución y apoyo en la ejecución de la presente investigación.*

*A todos mis amigos incondicionales, quienes me enseñaron que los problemas son retos y no obstáculos; que son los atajos los que alargan el camino, que la ruta más rápida y segura, es la que ya conozco.*

*Rafael A. Balta Crisologo*

# ÍNDICE GENERAL

	Pág.
I. INTRODUCCIÓN .....	1
II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA .....	3
2.1 Generalidades del cultivo de tomate .....	3
2.1.1 El cadmio (Cd) en la planta .....	3
2.1.2 El tomate y la toxicidad por cadmio .....	5
2.2 Carbón activado .....	7
2.2.1 Propiedades químicas .....	9
2.2.2 Formas y aplicaciones.....	10
2.2.3 Preparación de los carbones activados .....	10
2.2.3.1 Precursores lignocelulósicos .....	10
2.2.3.2 Métodos de preparación .....	11
2.3 Biocarbón (biochar) .....	12
2.3.1 El biocarbón como material para la mejora del suelo.....	13
2.3.2 Efectos del biocarbón sobre las propiedades y características del suelo .....	14
2.3.3 Materia prima para la producción de biocarbón .....	16
2.3.4 Métodos de aplicación al suelo.....	16
III. MATERIALES Y MÉTODOS .....	17
3.1 Ubicación del trabajo de investigación .....	17
3.2 Características del sustrato .....	17
3.3 Carbones vegetales .....	18
3.3.1 Flujo del proceso de producción de los carbones vegetales .....	18
3.3.1.1 Recepción de materia prima .....	18
3.3.1.2 Trozado de madera .....	18
3.3.1.3 Pirólisis.....	18
3.3.1.4 Molienda y tamizado.....	18
3.3.1.5 Activación del carbón .....	18

3.3.2	Caracterización físico - química de los carbones vegetales .....	19
3.3.2.1	Determinación de la humedad (%).....	19
3.3.2.2	Cuantificación de la materia volátil (%) .....	20
3.3.2.3	Cuantificación de la ceniza (%) .....	20
3.3.2.4	Carbono total (%) .....	20
3.4	Variables evaluadas .....	21
3.5	Diseño experimental .....	21
3.5.1	Diseño estadístico .....	21
3.5.2	Tratamientos en estudio .....	22
3.6	Materiales.....	23
3.7	Proceso de instalación de la investigación .....	23
3.7.1	Obtención de las enmiendas (biocarbón y carbón activado) .....	24
3.7.2	Instalación del experimento .....	24
3.8	Evaluación de variables .....	25
3.8.1	Materia seca .....	25
3.8.2	Análisis foliares .....	25
3.8.3	Análisis estadístico .....	25
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	27
4.1	Biocarbón (biochar) y carbón activado.....	27
4.1.1	Caracterización físico - química del biochar y carbón activado .....	28
4.2	Producción de materia seca.....	34
4.3	Absorción el cadmio (Cd) por el cultivo.....	38
4.3.1	Concentración de cadmio (Cd) en la raíz.....	38
4.3.2	Concentración de cadmio (Cd) en el tallo.....	43
4.3.3	Concentración de cadmio (Cd) en la hoja.....	44
4.3.4	Concentración de cadmio (Cd) en el fruto .....	47
4.3.5	Absorción total de cadmio (Cd) por el cultivo.....	49
4.4	Absorción total de nutrientes .....	56
4.4.1	Absorción de nitrógeno (N) .....	57
4.4.2	Absorción de fósforo (P).....	63

4.4.3 Absorción de potasio (K) .....	68
4.4.4 Absorción de calcio (Ca).....	72
4.4.5 Absorción de magnesio (Mg).....	77
V. CONCLUSIONES .....	82
VI. RECOMENDACIONES .....	83
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	89
VIII. ANEXOS .....	102

## ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Propiedades físicas y químicas del sustrato utilizado en la investigación.	17
Tabla 2. Definición de variables.	21
Tabla 3. Unidades experimentales de la investigación.	21
Tabla 4. Tratamientos establecidos en la investigación.	22
Tabla 5. Esquema del análisis estadístico.	26
Tabla 6. Caracterización físico - química del biochar y carbón activado.	29
Tabla 7. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre la producción de materia en plantas de tomate.	34
Tabla 8. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre la producción de materia seca en plantas de tomate	36
Tabla 9. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de cadmio en la raíz de plantas de tomate.	39
Tabla 10. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre el contenido de cadmio en la raíz de plantas de tomate	40
Tabla 11. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de cadmio en el tallo de plantas de tomate.	43
Tabla 12. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre el contenido de cadmio en el tallo de plantas de tomate	44
Tabla 13. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de cadmio en la hoja de plantas de tomate.	45
Tabla 14. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre el contenido de cadmio en la hoja de plantas de tomate	45
Tabla 15. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de cadmio en el fruto de plantas de tomate.	47
Tabla 16. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre el contenido de cadmio en el fruto de plantas de tomate	48
Tabla 17. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de cadmio total en plantas de tomate.	49



Tabla 18. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre el contenido de cadmio total en plantas de tomate	50
Tabla 19. Coeficientes de correlación para concentraciones de Cd en plantas de tomate.	50
Tabla 20. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de nitrógeno en plantas de tomate.	57
Tabla 21. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre el contenido de nitrógeno en plantas de tomate	58
Tabla 22. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de fósforo en plantas de tomate.	63
Tabla 23. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre el contenido de fósforo en plantas de tomate	64
Tabla 24. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de potasio en plantas de tomate.	69
Tabla 25. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre el contenido de potasio en plantas de tomate	69
Tabla 26. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de calcio en plantas de tomate.	72
Tabla 27. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre el contenido de calcio en plantas de tomate	73
Tabla 28. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de magnesio en plantas de tomate.	77
Tabla 29. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas*dosis sobre el contenido de magnesio en plantas de tomate	78

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Desarrollo ideal de la estructura de un carbón con el aumento de la temperatura de tratamiento (HTT).	8
Figura 2. Imagen tomada con microscopio de barrido electrónico (SEM) que muestra macroporosidad de un carbón derivado de la madera producido por pirólisis lenta.	8
Figura 3. Representación esquemática de los principales grupos superficiales que se pueden encontrar en un carbón activado.	9
Figura 4. Diagrama de flujo del biochar y carbón activado a partir de residuos de parques.	19
Figura 5. Croquis de la distribución al azar de las unidades experimentales.	22
Figura 6. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la producción de materia seca en plantas de tomate.	35
Figura 7. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la producción de materia seca en plantas de tomate.	37
Figura 8. Correlaciones para la absorción de cadmio en plantas de tomate.	52
Figura 9. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción total de cadmio en plantas de tomate.	54
Figura 10. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción total de cadmio en plantas de tomate.	55
Figura 11. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción nitrógeno en plantas de tomate.	61

Figura 12. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción nitrógeno en plantas de tomate.	62
Figura 13. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción de fósforo en plantas de tomate.	66
Figura 14. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción de fósforo en plantas de tomate.	68
Figura 15. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción potasio en plantas de tomate.	70
Figura 16. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción potasio por la planta de tomate.	71
Figura 17. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción calcio en plantas de tomate.	74
Figura 18. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción calcio en plantas de tomate.	76
Figura 19. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción magnesio en plantas de tomate.	79
Figura 20. Efecto de las dosis de dos fuentes orgánicas sobre la absorción magnesio en plantas de tomate.	80

## ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
Anexo 1. Producción de materia seca por el tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	103
Anexo 2. Concentración de cadmio (Cd) en los diferentes tejidos del cultivo de tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	104
Anexo 3. Concentración de nutrientes por cultivo de tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	105
Anexo 4. Análisis de varianza para la producción de materia seca del cultivo de tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	106
Anexo 5. Análisis de varianza para la concentración de cadmio (Cd) en la raíz del tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	106
Anexo 6. Análisis de varianza para la concentración de cadmio (Cd) en el tallo del tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	106
Anexo 7. Análisis de varianza para la concentración de cadmio (Cd) en la hoja del tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	107
Anexo 8. Análisis de varianza para la concentración de cadmio (Cd) en el fruto del tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	107
Anexo 9. Análisis de varianza para la absorción total de cadmio (Cd) por la planta de tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	107
Anexo 10. Análisis de varianza para la absorción de nitrógeno (N) por el tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	108
Anexo 11. Análisis de varianza para la absorción de fósforo (P) por el tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	108
Anexo 12. Análisis de varianza para la absorción de potasio (K) por el tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	108
Anexo 13. Análisis de varianza para la absorción de calcio (Ca) por el tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	109
Anexo 14. Análisis de varianza para la absorción de magnesio (Mg) por el tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> L.).	109

## RESUMEN

El cadmio (Cd) es un metal pesado muy tóxico; su presencia en los productos cosechados ha sido preocupante en la última década tanto a nivel nacional y mundial. Actualmente, diversas instituciones buscan metodologías para reducir la absorción de Cd por los cultivos; implementando el uso de fuentes de materia orgánica como el carbón activado y el biocarbón (biochar), utilizados en la remediación de suelos contaminados, debido a su alta capacidad de adsorción. Ante la situación crítica, el objetivo fue evaluar el efecto del carbón activado y el biocarbón en la absorción de cadmio por el tomate (*Solanum lycopersicum* L.); además, del efecto de estas enmiendas en la producción de materia, la absorción total de Cd y distribución en los diferentes tejidos de la planta, y el efecto en la absorción del N, P, K, Ca y Mg por el tomate. Macetas de plástico se llenaron con 5 kg de arena lavada y se aplicó 50 mg kg<sup>-1</sup> de Cd. El biocarbón y carbón activado fueron aplicados en dosis de 0.5, 1.0, 2.5 y 5.0 g kg<sup>-1</sup> arena. Se incluyó un tratamiento sin carbón como testigo. Las variables evaluadas fueron materia seca y las concentraciones de totales Cd, N, P, K, Ca y Mg en plantas de tomate. Las unidades experimentales fueron distribuidas en un DCA en arreglo factorial de 2 x 4 con cuatro repeticiones, más un testigo. Las plantas de tomate tratadas con carbón activado registraron una absorción total de 3.40 mg Cd maceta<sup>-1</sup>, mostrando diferencias estadísticas respecto a las plantas tratadas con biochar y el testigo, con valores de 5.21 y 4.03 mg Cd maceta<sup>-1</sup> respectivamente. Las plantas tratadas con biocarbon fueron más eficientes en la absorción de nutrientes; así como en la producción de materia seca con valores promedio de 23.17 g maceta<sup>-1</sup> en comparación a las tratadas con carbón activado que alcanzaron 21.10 g materia seca maceta<sup>-1</sup>; este último, a diferencia del biocarbon, no registro diferencias estadísticas respecto al testigo. En conclusión, el carbón activado es más eficiente que el biochar en reducir la disponibilidad y absorción de Cd en las plantas de tomate; pero también reduce la absorción de nutrientes como N, P, K, Ca y Mg.

**Palabras claves:** carbón activado, biocarbón, cadmio, tomate.

## ABSTRACT

Cadmium (Cd) is a very toxic heavy metal; its presence in harvested products has been concerning both nationally and globally since the last decade. Currently, several institutions are looking for methodologies to reduce Cd uptake by crops; implementing the use of organic matter sources such as activated carbon and biochar, used in the remediation of contaminated soils, due to its high adsorption capacity. In view of the critical situation, the objective was to evaluate the effect of activated charcoal and biochar on the absorption of cadmium by plants of tomato (*Solanum lycopersicum* L.); also, the effect of these amendments on dry matter production, total Cd uptake and distribution between the different plant tissues, and effect N, P, K, Ca and Mg uptake by tomato. Plastic pots were filled with 5 kg of washed sand and applied with 50 mg kg<sup>-1</sup> of Cd. Biochar and activated charcoal were applied at doses of 0.5, 1.0, 2.5 and 5.0 g kg<sup>-1</sup> of sand. A treatment without carbon application was included as control. The variables evaluated were dry matter production and concentrations of total Cd, N, P, K, Ca and Mg by tomato plants. The experimental units were distributed in a completely randomized design with factorial arrangement of 2 x 4 with four replicates, plus a control. Tomato plants treated with activated charcoal registered a total Cd uptake of 3.40 mg pot<sup>-1</sup>, showing statistical differences with respect to the plants treated with biochar and the control, with rates of 5.21 and 4.03 mg Cd pot<sup>-1</sup>, respectively. Plants treated with biochar were more efficient in the absorption of nutrients; as well as in dry matter production with average values of 23.17 g pot<sup>-1</sup> compared to those treated with activated charcoal that reached 21.10 g dry matter pot<sup>-1</sup>; the latter, unlike the biochar, did not register statistical differences with respect to the witness. In conclusion, activated charcoal was more efficient than biochar in reducing the availability and absorption of Cd by tomato plants; but it also reduced the absorption of nutrients such as N, P, K, Ca and Mg.

**Keys word:** activated carbon, biochar, cadmium and tomato.

## I. INTRODUCCIÓN

El tomate (*Solanum lycopersicum* L.) es un cultivo de gran importancia económica a nivel mundial, con una demanda que aumenta continuamente y con ella su producción. Este incremento va asociado a la calidad del producto cosechado, especialmente a concentraciones muy bajas de metales pesados, que no deben superar los límites máximos permisibles impuestos por cada país. La concentración de metales pesados en los cultivos, depende del tipo de suelo dónde estos se cultivan, del tipo de planta y de las condiciones o manejo agronómico que se le brinda a la planta. El tomate es capaz de absorber y movilizar metales pesados; entre los ellos el cadmio (Cd), que a pesar que la acumulación en el fruto no es alta, reduce significativamente el crecimiento de la planta, evidenciando un oscurecimiento de las raíces (Larbi *et al.*, 2002).

El cadmio es considerado uno de los más tóxicos debido a su alta solubilidad en agua, lo que permite que sea absorbido por las plantas y esto representa la principal ruta de entrada en la cadena alimenticia; causando serios problemas a la salud humana. Incluso a bajas concentraciones, la absorción por raíces y el transporte a órganos vegetativos y reproductivos tiene un efecto negativo en la nutrición mineral y en la homeostasis de la parte aérea de la planta y en el crecimiento y desarrollo de las raíces (DalCorso *et al.*, 2010).

Las plantas han desarrollado mecanismos altamente específicos para absorber, translocar y acumular nutrientes y metales no esenciales (Lasat, 2000). La absorción y acumulación de metales por las plantas cultivadas en suelos aumenta al incrementarse la concentración total de metales en suelos hasta que alcanza un valor máximo o umbral a partir del cual la planta no responde a mayores aplicaciones. Este umbral es diferente para cada especie vegetal en función de sus estrategias para tolerar elevadas concentraciones de metales en suelos (Cabezas *et al.*, 2004).

Todo esto implica tener un minucioso control en el manejo de los cultivos y su relación con la asimilación de metales pesados, los mismos que independiente a su efecto en el desarrollo de la planta, son perjudiciales para la salud humana. Existen diferentes métodos para fijar, adsorber, estabilizar y disminuir la movilidad de metales pesados en el suelo. Hoy en día existe un real interés por el estudio de los carbones vegetales (biochar, carbón activado), relacionados con la inmovilización de contaminantes, mitigación del cambio climático, secuestro de carbono, reducción de gases de efecto invernadero, mejorador de las propiedades físico-químicas y biológicas de los suelos (Ahmad *et al.*, 2012; Awad *et al.*, 2012; Bolan *et al.*, 2012; Lehmann y Joseph, 2009). Estos carbones, gracias a su gran área superficial y porosidad, presentan un gran poder de fijación de sustancias nocivas y paralelamente mejoran las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos (Rodríguez y Molina, 2004; Nakagawa *et al.*, 2007; Lehmann, 2009; Glaser *et al.*, 2001; Pichler, 2010). Por lo antes mencionado se planteó como hipótesis que las aplicaciones de carbón activado y biocarbón permiten reducir la absorción de cadmio en el cultivo de tomate.

Ante esta perspectiva, el objetivo general de esta investigación fue evaluar el efecto del carbón activado y el biocarbón (biochar) en la absorción de cadmio (Cd) por el tomate (*Solanum lycopersicum* L.). Asimismo, se consideró pertinente:

- Estimar el potencial de sorción de cadmio de dos fuentes de carbón: biocarbón (biochar) y carbón activado, a partir de sus propiedades físico-químicas.
- Determinar el efecto de la aplicación de biocarbón (biochar) y el carbón activado sobre la producción de materia seca en plantas de tomate (*Solanum lycopersicum* L.).
- Determinar la distribución del cadmio (Cd) en los diferentes órganos de la planta de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) bajo la aplicación de carbón activado y biocarbón (biochar).
- Determinar el efecto del biocarbón (biochar) y el carbón activado sobre absorción y distribución de macronutrientes en la planta de tomate (*Solanum lycopersicum* L.).



## **II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Generalidades del cultivo de tomate**

El tomate (*Solanum lycopersicum* L.) puede presentar básicamente dos hábitos de crecimiento: determinado e indeterminado. La planta indeterminada es la normal y se caracteriza por tener un crecimiento extensivo, postrado, desordenado y sin límite. En ella, los tallos presentan segmentos uniformes con tres hojas (con yemas) y una inflorescencia, terminando siempre con un ápice vegetativo. A diferencia de esta, la planta determinada tiene tallos con segmentos que presentan progresivamente menos hojas por inflorescencia y terminan en una inflorescencia, lo que resulta en un crecimiento limitado (Giacconi y Escaff, 2004).

El tomate es una especie de estación cálida razonablemente tolerante al calor y a la sequía y sensible a las heladas. Es menos exigente en temperatura que la berenjena y el pimiento. Aunque se produce en una amplia gama de condiciones de clima y suelo, prospera mejor en climas secos con temperaturas moderadas. Aunque el tomate puede producirse en una amplia gama de condiciones de suelos, los mejores resultados se obtienen en suelos profundos (1 m o más), de texturas medias, permeables y sin impedimentos físicos en el perfil. Suelos con temperaturas entre los 15 y 25 °C favorecen un óptimo establecimiento del cultivo después del trasplante. El pH debe estar entre 5,5 y 6,8 (Íbid.).

#### **2.1.1 El cadmio (Cd) en la planta**

En años recientes se ha incrementado el interés por conocer los efectos adversos de la absorción y acumulación de elementos potencialmente tóxicos en los frutos y partes comestibles de las hortalizas. Se tiene referencias de que el cadmio y níquel se acumula en grandes cantidades en las raíces, pero no se sabe cuánto puede acumular en los frutos de tomate. Por otra parte, muchos de los síntomas de toxicidad causados por esos elementos en las plantas no son visibles. El análisis químico del tejido vegetal es una herramienta que permite detectar su acumulación aun cuando no se presenten síntomas visuales en hojas, tallos o frutos.

El cadmio es un elemento no esencial, poco abundante en la corteza terrestre que a bajas concentraciones puede ser tóxico para todos los organismos vivos (Rodríguez *et al.*, 2008). Por ser un metal no esencial, se asume que no existen mecanismos de entrada específicos para el cadmio, sin embargo, es muy móvil dentro de la planta y su absorción puede ocurrir pasiva o metabólicamente como  $Cd^{2+}$  (Streit y Stumm, 1993).

La absorción de cadmio por las plantas puede ser facilitada por sustancias ácidas que se producen en la rizósfera, pues los exudados radiculares, especialmente los ácidos carboxílicos, incrementan la absorción de cadmio (Nigam *et al.*, 2001). En las leguminosas, la absorción de cadmio estaría favorecida por el carácter ácido del proceso de fijación simbiótica de nitrógeno (Iretskaya y Chien, 1999). Entre los factores de la planta que pueden influir en la cantidad de cadmio absorbido se encuentran: la especie, la edad y el desarrollo radicular. Algunos cultivos como lechuga, espinaca y nabo han sido considerados de alta absorción, mientras que otros como trigo, arroz, avena y trébol absorberían poco cadmio (Ferguson, 1990). La concentración de cadmio en los tejidos vegetales puede llegar a ser varias veces superior a la presente en el suelo. En plantas de lechuga (materia seca) se han determinado valores de concentración de hasta 16 veces la concentración en el suelo (Lehoczky *et al.*, 2000).

La concentración de cadmio no es la misma en las diferentes partes de la planta. Generalmente la secuencia en función de su mayor concentración, es: raíces > tallos > hojas > frutos > semillas (Nigam *et al.*, 2001). No obstante, las proporciones pueden cambiar según la especie y la etapa de crecimiento. Los tejidos vegetativos presentan en general mayores concentraciones que los tejidos de almacenamiento, lo cual sugiere la existencia de alguna barrera fisiológica que evita la acumulación del metal en éstos últimos (McGrath *et al.*, 2000).

El cadmio no tiene ninguna función fisiológica conocida en los vegetales, pero su presencia en los suelos puede limitar la absorción y translocación dentro de la planta, de otros elementos que también forman iones divalentes como calcio, magnesio, cinc, hierro y manganeso (Gupta y Gupta, 1998).

Dentro de la planta interfiere en los procesos de respiración y fotosíntesis, se combina con el azufre presente en las enzimas que tienen este elemento en su composición y da origen a

un proceso de estrés oxidativo, que produce daño celular en los tejidos y el cual se caracteriza por el incremento de las concentraciones de especies químicas como el peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), iones peróxido ( $\text{O}_2^{2-}$ ), superóxido ( $\text{O}_2^-$ ) e hidróxido ( $\text{OH}^-$ ) y radicales libres (Lagriffoul *et al.*, 1998).

Aunque el principal síntoma de contaminación de cadmio es la disminución de crecimiento de las plantas, dependiendo de la sensibilidad de la especie, también es posible la aparición de otros síntomas como clorosis, hojas arrugadas y con coloración marrón-rojiza (Ferguson, 1990). En plantas tolerantes al cadmio, la aparición de estos síntomas sólo ocurre a muy elevadas concentraciones del elemento, por lo que es posible la comercialización de partes vegetales con concentraciones de cadmio muy superiores al máximo permitido para alimentos, como productos de aparente buena calidad (Wagner, 1995).

De acuerdo a la Agencia de Salud de Alemania Federal, el límite permisible de Cd en vegetales verdes, frutas vegetales, arroz, papas, coles, coliflor, tomate, calabaza, cebolla y raíces comestibles es de  $0.1 \text{ mg kg}^{-1}$  de peso fresco (Meriam, 1991). Por otra parte, si tomamos en cuenta que más del 95 % del fruto de tomate es agua, se puede hacer una relación sobre cuánto es permisible de Cd en la alimentación con los niveles contaminantes máximos en agua potable; estos son  $0.005$  y  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente (Alabama Cooperative Extensión Service, 1995).

### **2.1.2 El tomate y la toxicidad por cadmio**

El desarrollo del tomate (*Solanum lycopersicum* L.) a igual que los demás cultivos, depende en gran medida del ambiente en el que se desarrolla. Es una especie capaz de absorber y movilizar metales pesados (Larbi *et al.*, 2002). En presencia de Cd, el crecimiento de las plantas de tomate se ve reducido y se observa un oscurecimiento de las raíces. Las hojas tienen síntomas de clorosis cuando crecen con  $10 \mu\text{M}$  Cd y zonas necróticas cuando lo hacen con  $100 \mu\text{M}$  Cd.

La entrada de Cd en las raíces se realiza a través de transportadores de otros metales y esto afecta a la absorción de micronutrientes esenciales. En raíces encontramos concentraciones menores de K y Mn y una mayor concentración de Mg. En plantas cultivadas con  $100 \mu\text{M}$  de Cd también aumentan las concentraciones de Fe, Zn y Cu, quizá por un efecto sinérgico. La distribución del Cd en el tomate es diferente según a qué concentración se haya cultivado

la planta, siendo el Cd en raíces el 66 % del total a 10  $\mu\text{M}$  de Cd y el 39 % a 100  $\mu\text{M}$  (López *et al.*, 2009). Esto indica que a bajas concentraciones de Cd el tomate utiliza la estrategia de acumular el metal en la raíz y disminuir su transporte a la hoja, algo que no se veía en la remolacha crecida con el mismo tratamiento. Sin embargo, a altas concentraciones la raíz no parece ser capaz de mantener esa estrategia de almacenamiento y no puede evitar una alta movilización de Cd hacia la hoja.

Al analizar la savia del xilema, la concentración de Cd a los cuatro días de tratamiento es el doble que la concentración en solución nutritiva, pero a los ocho días disminuye hasta valores similares a los de la solución nutritiva, lo que sugiere que en ningún momento los mecanismos de exclusión son efectivos en esta especie. Además, la presencia de Cd afecta al transporte de Fe y Zn en tomate, ya que cuando aumenta la concentración de Cd en xilema aumenta también la de Zn y disminuye la de Fe, y cuando disminuye el Cd disminuye el Zn y aumenta el Fe.

La interacción del Cd con estos dos metales es diferente, ya que la absorción de Fe en raíz está dificultada, y que la concentración de Fe en hoja es sólo la mitad de la de una planta control. Por otro lado, el efecto sinérgico del Cd en el transporte de Zn en xilema no lleva a cambios en la concentración final de Zn en hoja, lo que nos indica una ligera regulación en la descarga de Zn de xilema a hoja y/o en la toma de Zn por la célula del mesófilo.

Este comportamiento también es diferente del observado en remolacha con los mismos tratamientos de Cd, ya que la remolacha puede acumular en hoja entre el 50 y el 74% del Cd cuando crece en concentraciones de 10 y 50  $\mu\text{M}$  Cd, respectivamente. El aumento de la concentración del metal en xilema en remolacha es proporcional a la concentración de Cd en solución nutritiva y al tiempo de exposición, y además no afecta a la concentración de Zn en el xilema, aunque tiene un efecto sinérgico con el Fe. En remolacha, el Cd sí que disminuye la concentración de Zn en hoja, pero esto no ocurre ni en xilema ni en raíz, por lo que podemos especular que en esta especie existe una competición entre Cd y Zn (no entre Cd y Fe como en tomate), y que esta competición podría ocurrir en el paso de descarga de xilema a hoja.

La toxicidad por Cd afecta a la fotosíntesis en hoja de tomate reduciendo progresivamente la fijación de C y la conductancia estomática. La concentración de pigmentos fotosintéticos

también disminuye, aunque de manera más marcada en los tratamientos más bajos de Cd, como también ocurre en remolacha tratada con Cd (Larbi *et al.*, 2002).

## **2.2 Carbón activado**

El carbón activado (CA) es un material carbonoso, microcristalino y no grafitico, preparado por carbonización de materiales orgánicos, especialmente de origen vegetal, que se ha sometido a un proceso de activación con gases oxidantes, o bien a un tratamiento con adición de productos químicos, con el objeto de aumentar su porosidad y desarrollar su superficie interna, lo que confiere a los carbones activados una alta capacidad adsorbente.

Un carbón activado está constituido por microcristales elementales, y lo componen estructuras bidimensionales de planos hexagonales de átomos de carbono, como se muestra en la Figura 1, pero que carecen de orden cristalográfico en la dirección perpendicular a las láminas, es decir, los planos se encuentran desplazados unos respecto a otros y solapando entre sí, por lo que presentan un elevado porcentaje de la estructura altamente desordenada.

De esta falta de orden les viene la denominación de carbones no grafiticos. Los carbones activados, además son no grafitizables, es decir, debido a este ordenamiento al azar de las capas y al entrecruzamiento entre ellas no se pueden transformar en grafito por un tratamiento térmico por encima de los 3000 K a presión atmosférica o menor (Martínez, 2012).

Esta estructura del carbón activado, constituida por un conjunto irregular de capas de carbono con espacios producidos por los huecos creados por el plegamiento de las capas, es lo que constituye la porosidad. Esta estructura se muestra en la Figura 2.

El CA presenta un amplio rango en tamaño de poros, que abarca desde dimensiones próximas a los micrómetros hasta otros inaccesibles incluso a átomos de helio. La clasificación por tamaños más generalizada, propuesta por la IUPAC, comprende las siguientes clases de poros:

- Macroporos: poros de tamaño superior a 50 nm
- Mesoporos: poros de tamaño entre 2 y 50 nm
- Microporos: poros de tamaño inferior a 2 nm

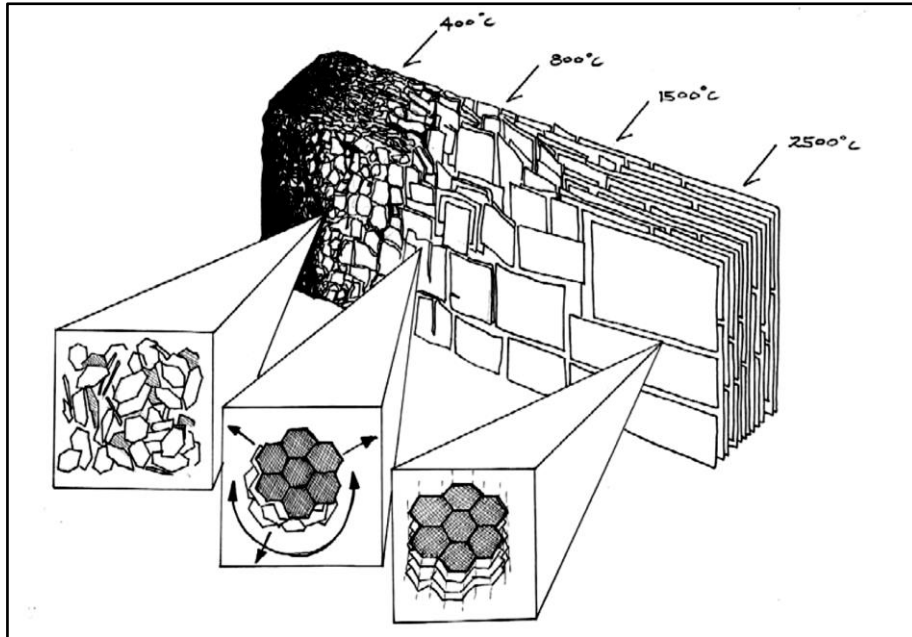


Figura 1. Desarrollo ideal de la estructura de un carbón con el aumento de la temperatura de tratamiento (HTT). (a) mayor proporción de C aromático, altamente desordenado en masa amorfa; (b) hojas crecientes de carbono aromático conjugado, dispuestas turboestráticamente; (c) la estructura se vuelve grafítica con el orden en la tercera dimensión (Lehmann y Joseph, 2009).

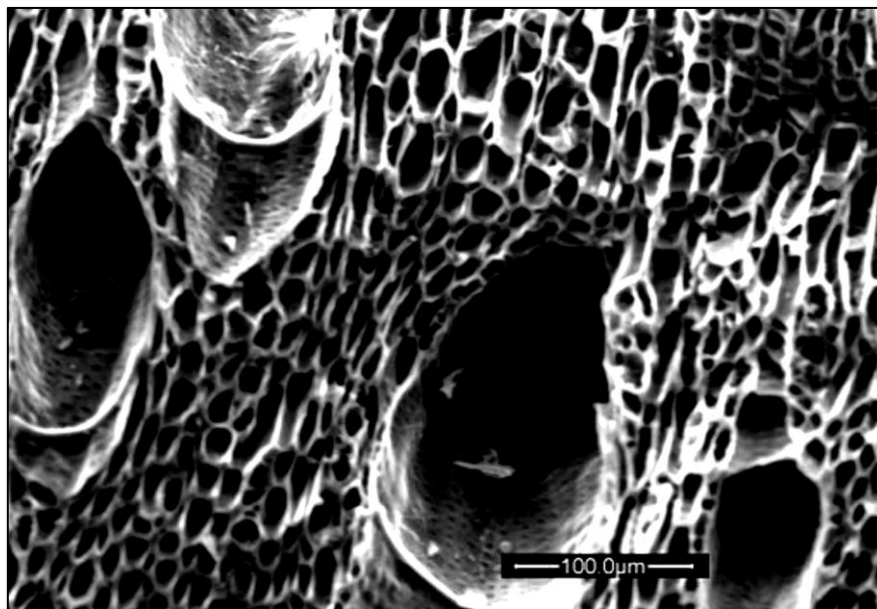


Figura 2. Imagen tomada con microscopio de barrido electrónico (SEM) que muestra macroporosidad de un carbón derivado de la madera producido por pirólisis lenta. Las muestras de carbón fueron recubiertas de cromo y se obtuvieron imágenes con una energía de haz de 20 kV en un microscopio de barrido electrónico ambiental (ESEM) (Lehmann y Joseph, 2009).

### 2.2.1 Propiedades químicas

Además de las características texturales, la naturaleza química de un CA define sus propiedades. En la superficie del carbón se encuentran ubicados diversos grupos funcionales, cuya composición y cantidad podrían afectar su naturaleza química; en consecuencia, producir cambios importantes en su capacidad de adsorción (Nakagawa *et al.*, 2007).

Los grupos funcionales en el CA son principalmente grupos oxigenados y nitrogenados, situados en los bordes de los planos gráficos del carbón. Estos grupos se forman en los procesos de activación, por interacción de los radicales libres de la superficie del carbón con átomos de O y N, que provienen del precursor o de la atmósfera. Generalmente, los grupos son oxigenados debido a la tendencia de los carbones a oxidarse incluso a temperatura ambiente. Con menos frecuencia el CA puede contener halógenos, fósforo y componentes inorgánicos como azufre, potasio y calcio (Rodríguez y Molina, 2004).

En la Figura 3 se muestran los principales grupos superficiales que suelen encontrarse en un CA. El grado de deslocalización de los electrones en los átomos de carbono (los cuales generan un entorno básico), y la presencia de los grupos funcionales son responsables de la reactividad química de la superficie del carbón. Esta reactividad afecta las propiedades adsorbentes del carbón y éste puede considerarse hidrófobo, lo que facilita su aplicación en adsorción de gases en presencia de humedad o especies en solución acuosa, de preferencia moléculas apolares (Martínez, 2012).

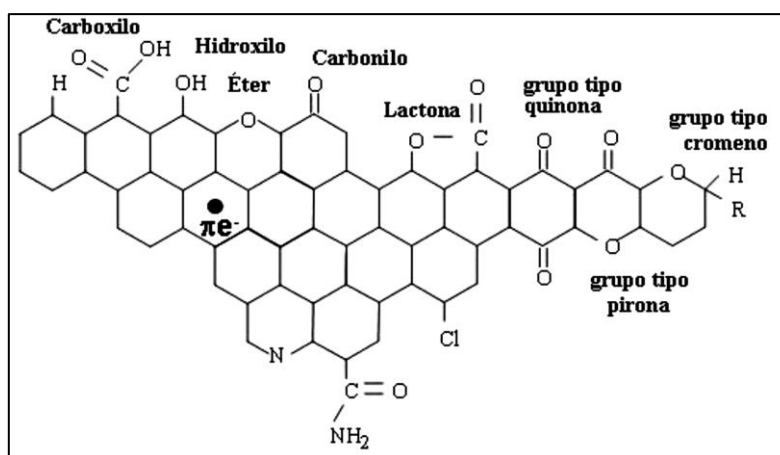


Figura 3. Representación esquemática de los principales grupos superficiales que pueden encontrarse en un carbón activado (Martínez, 2012).

La mayoría de estos grupos son grupos oxigenados, debido a la tendencia de los carbones a oxidarse incluso a temperatura ambiente. Los electrones deslocalizados de los orbitales  $\pi$ , juegan un papel muy importante en la química superficial de los carbones (Martínez, 2012). Sin embargo, en el proceso de preparación del CA se puede introducir grupos funcionales en la superficie convirtiéndolo en hidrófilo, básicamente por la presencia de grupos hidroxilo, carbonilo y carboxilo. De esta manera, el CA tiene carácter anfótero (Nakagawa *et al.*, 2007).

Los grupos carboxilo, hidroxilo y lactona se comportan como ácidos cuando el pH del medio es básico. Así, el carácter básico o ácido del CA dependerá de la cantidad y tipo de grupos superficiales. La forma y el comportamiento que adopten estos grupos, que pueden interactuar entre ellos, estará afectado además por el pH de la solución en el proceso de adsorción (Dabrowski *et al.*, 2005).

### **2.2.2 Formas y aplicaciones**

Los CA se pueden clasificar por el tamaño de partícula como: carbón activado en polvo (CAP) que usualmente tienen entre 15 y 25  $\mu\text{m}$ , y carbón activado granular (CAG) con un tamaño medio de partícula entre 1 y 5 mm. Los CA pueden tener una forma final específica como fibras, telas, estructuras monolíticas, membranas, etc. (Nakagawa *et al.*, 2007).

Los CA tienen diversas aplicaciones: tratamiento de agua potable y aguas residuales, contaminación atmosférica, recuperación de solventes, tratamiento contra intoxicaciones, tratamiento de bebidas alcohólicas, deodorización y decoloración de alimentos, almacenamiento de gases, eliminación de materia orgánica y sustancias tóxicas en gases industriales, entre otras (Orozco *et al.*, 2003; Martínez, 2012).

### **2.2.3 Preparación de los carbones activados**

#### **2.2.3.1 Precursores lignocelulósicos**

Prácticamente, cualquier material orgánico con alto contenido de carbono puede transformarse en CA. Sin embargo, para elegir un precursor adecuado se debe tener en cuenta: buena disponibilidad, bajo costo, bajo contenido en cenizas y que el carbón resultante tenga una elevada capacidad de adsorción. Los residuos agrícolas lignocelulósicos son buenos precursores de CA, porque tienen las características apropiadas, según han



demostrado diversas investigaciones. Algunos residuos como la cáscara de coco y pepas de aceituna producen CAG con mejores propiedades mecánicas que los producidos de madera o carbón mineral (Ioannidou y Zabaniotou, 2007). No obstante, todavía es complicado preparar CA con una distribución de tamaño de poros específica, usando precursores baratos y cuyo procesamiento implique el uso de temperaturas bajas, para disminuir los costos de producción (Dias *et al.*, 2007).

Por otro lado, la microestructura de los CA de origen lignocelulósico tiene una fuerte dependencia del contenido de lignina y celulosa del precursor (Suhas *et al.*, 2007). Por ello, cuando se desea obtener CA con contenido apreciable de mesoporos y macroporos, son adecuados precursores lignocelulósicos con alto porcentaje de lignina. Una composición típica de materiales lignocelulósicos es aproximadamente; 48% C, 6% H y 45% O, y bajo contenido de cenizas (Molina y Rodríguez, 2004).

### **2.2.3.2 Métodos de preparación**

Las propiedades del CA asociadas a su textura y a la química de superficie, dependen además de la naturaleza del precursor y del método empleado para la activación. La elección del método de activación dependerá de las características deseables en el CA, de sus aplicaciones y de factores económicos. Se conocen dos métodos generales para preparar carbones activados: activación física y activación química.

- a. Activación física**, llamada también activación térmica, se produce por la reacción del agente oxidante con el carbono del material precursor, las etapas son:
  - ✓ Carbonización del precursor a temperaturas del orden de los 800 °C en atmósfera inerte para eliminar las sustancias volátiles. En esta etapa se genera un producto intermedio con alto contenido de carbono, denominado comúnmente char (biochar) (Dias *et al.*, 2007).
  - ✓ Activación del char, que se realiza mediante gasificación controlada (flujo de gas, temperatura, velocidad de calentamiento, etc.), utilizando un agente oxidante suave generalmente vapor de agua o CO<sub>2</sub>, y temperaturas entre 800 y 1100 °C (Zhonghua *et al.*, 2001). En esta etapa, el oxidante reacciona con los átomos de carbono del char y produce un quemado selectivo que va formando poros en su

estructura, en forma progresiva. De esta manera, la porosidad se incrementa hasta transformar el char en un CA (Dias *et al.*, 2007).

- b. Activación química**, la principal ventaja de este método frente al método físico es que la carbonización y activación tienen lugar en una sola etapa en presencia de un agente químico, lo cual permite usar menores temperaturas que las requeridas en la activación física (Zhonghua *et al.*, 2001). No obstante, es necesaria una etapa posterior de lavado del CA para eliminar restos de agente activante. Los agentes más usados a nivel industrial son  $H_3PO_4$ , KOH y  $ZnCl_2$ , aunque el uso de este último está restringido actualmente debido a que genera un problema de contaminación ambiental (Molina y Rodríguez, 2004).

El grado óptimo de activación es función de cada agente activante y permite desarrollar carbones activados con una alta microporosidad sin una gran contribución a la mesoporosidad. El  $H_3PO_4$ , como agente activante de materiales lignocelulósicos, aumenta el volumen de microporos, pero también permite el desarrollo de los demás tamaños de poro de una forma proporcional, lo que produce carbones activados con diferentes volúmenes de microporos, pero con una misma distribución de la microporosidad (Molina y Rodríguez, 2004). El uso de  $H_3PO_4$  como agente activante permite obtener carbones activados con altas capacidades de retención para compuestos orgánicos volátiles, superiores a las que se consiguen empleando otros agentes activantes (Kim *et al.*, 2006).

### 2.3 Biocarbón

Lehmann y Joseph (2009) indican que el uso del biocarbón (biochar) se remontan a la época precolombina en Brasil conocidas como “Terras Pretas”. Estos los suelos se caracterizan por un alto contenido de carbono, hasta  $150 \text{ g C kg}^{-1}$  suelo, en comparación con los suelos circundantes ( $20 - 30 \text{ g C kg}^{-1}$  de suelo) (Glaser *et al.*, 2002).

La International Biochar Initiative (2012) define al biocarbón como un material sólido obtenido de una conversión termoquímica de biomasa en un ambiente limitado de oxígeno. El biocarbón es un material sólido rico en carbono que se crea a través del calentamiento de biomasa en un entorno pobre de oxígeno (pirólisis) y que se aplica para la mejora del suelo. La pirólisis de la biomasa se produce a temperaturas comprendidas desde un mínimo de  $350 \text{ }^\circ\text{C}$  hasta un máximo de  $900 \text{ }^\circ\text{C}$ . Otros procesos más que entran dentro de la carbonización

son la torrefacción, la carbonización hidrotérmica y la coquización, cuyos productos finales no pueden denominarse biocarbón y que, por lo tanto, requieren una consideración aparte en lo que a su aplicación en suelos se refiere.

La temperatura de pirólisis utilizada para la producción de biochar no forma grafito de manera significativa (Lehmann y Joseph, 2009), y los anillos aromáticos en el biochar no están dispuestos en láminas perfectamente apiladas y alineadas, como lo están en grafito. Se forman arreglos más irregulares de carbono durante la producción de biochar, y contienen O y H. En algunos casos, la formación de minerales depende del tipo de materia prima. En general, los biochares no están totalmente carbonizados y presentan fases carbonizadas y no carbonizadas.

El biocarbón tiene alto contenido de carbono y es altamente resistente a la descomposición, por lo que funciona como un almacén de carbono recalcitrante al ser aplicado al suelo como mejorador. Este carbono retenido y no se transforma en CO<sub>2</sub> fácilmente por lo que se libera muy lentamente a la atmósfera y contribuye a disminuir la concentración de este gas en ella, siendo un factor inhibitor del cambio climático (Amonette, 2009).

### **2.3.1 El biocarbón como material para la mejora del suelo**

El biocarbón se compone principalmente del carbono mineralizado (> 50 %) que permanece en el suelo por un periodo de 1000-2000 años, según las condiciones predominantes de este, y ni se degrada ni se erosiona (Cheng *et al.*, 2008; Lehmann, 2009). El biocarbón, además, contiene la mayoría de los nutrientes que la biomasa contiene en su forma original y pirolizada.

Los carbones vegetales constituyen un factor clave en la sostenibilidad y la fertilidad de los suelos. La materia orgánica en terra preta ha demostrado una similitud estructural con el biochar, lo que lleva a los científicos a esta explicación del alto contenido de carbono y la fertilidad de terra preta (Glaser *et al.*, 2000).

Con respecto a sus propiedades físicas, el biochar es un sólido carbonoso, de color negro, con una superficie intrincada y desordenada, cuyas características estructurales varían por el tipo y tiempo de la pirólisis. El biochar está constituido por partículas de diferentes tamaños, lo que depende de la fuente y tamaño de la materia prima (Lehmann, 2007). Posee una alta

porosidad con micro, meso y macroporos, cuyos tamaños van desde menor a 2 nm, 2 - 50 nm y mayores a 50 nm. Presenta muy baja densidad aparente, entre 0.30 a 0.43 g cm<sup>-3</sup> como es el caso de biocarbones de diferentes tipos de madera producidos en diferentes tipos de hornos.

El biocarbón (biochar) tiene la capacidad de aumentar la productividad del suelo, mejorar la capacidad de almacenamiento de agua del terreno, aumentar la capacidad de adsorción del agua y de los nutrientes (Lehmann, 2009; Glaser *et al.*, 2001; Pichler, 2010). También mejora la fijación de metales pesados y pesticidas, así como la estabilización de la materia orgánica y el impacto de gases nocivos para el medioambiente se reduce (Van Zwieten *et al.*, 2010). Asimismo, la adición de biochar al suelo resulta en un aumento en la infiltración de agua (Ayodele *et al.*, 2009), retención de agua en el suelo, capacidad de intercambio iónico y retención de nutrientes (Laird *et al.*, 2010; Lehmann *et al.*, 2003) y una mejora en la eficiencia del uso de N (Cheng *et al.*, 2012).

Gracias a todas estas propiedades tan numerosas y positivas, se considera que la utilización de biocarbón es una posibilidad muy prometedora para una mejora sostenible del suelo. Ningún estudio de los publicados hasta ahora ha podido demostrar que el suelo sufriera perjuicio alguno por utilizar biocarbón. Teniendo en cuenta el comprobado aumento de actividad en suelos en los que se ha añadido biocarbón, y según todos los estudios realizados, se puede decir que en comparación el potencial de peligro que pudiera presentar este material resulta muy bajo.

### **2.3.2 Efectos del biocarbón sobre las propiedades y características del suelo**

Cuando se incorpora biocarbón al suelo se pueden alterar las propiedades físicas tales como la estructura, la distribución del tamaño de poros, el área superficial total, la densidad aparente, con repercusión en la aireación, capacidad de retención de humedad (balance hídrico), crecimiento de plantas y facilidad de laboreo del suelo. Además, puede suceder que partículas muy pequeñas de biocarbón bloqueen parcial o totalmente los poros del suelo con efectos primeramente en la estructura, la infiltración, permeabilidad. Por sus valores muy bajos de densidad aparente, la adición de biocarbón al suelo puede reducir también la densidad del suelo, con la mejora de muchos procesos del mismo; sin embargo, puede suceder lo contrario si las partículas pequeñas llenan esos espacios porosos sin realmente mezclarse con el suelo (Lehmann y Joseph, 2009).

El biocarbón aumenta normalmente la capacidad de intercambio catiónico y, por lo tanto, la retención de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , probablemente por su gran superficie específica, mayor carga superficial negativa y mayor densidad de carga como se mencionó, aun cuando no se ha dilucidado claramente este hecho. El nitrógeno de la biomasa original puede no estar realmente disponible, el fósforo generalmente está conservado durante la volatilización de moléculas orgánicas asociadas y está presente como cenizas dentro del biocarbón, al solubilizarse, que es disponible para las plantas. Asimismo, el biocarbón puede suministrar potasio en ciertas cantidades a los cultivos (Tenenbaum, 2009). Es un agente que aumenta la adsorción de compuestos orgánicos e inorgánicos como herbicidas, pesticidas, enzimas aplicadas al suelo. Por su alta capacidad de adsorción, estos elementos resultan muy limitados en cuanto a su disponibilidad en las plantas.

El biocarbón ralentiza de forma evidente la degradación tanto de los nutrientes como de los metales pesados (Lehmann, 2009). Como De Luca *et al.* (2009) demostraron, la presencia de biocarbón en el suelo reduce de forma evidente la degradación de los fosfatos y de los nitratos. Así pues, el peligro de que los nutrientes de las plantas se diluyan en el agua del suelo o en otros tipos de aguas queda reducido, gracias al biocarbón.

La compleja y heterogénea composición física y química de los carbones vegetales proporciona una plataforma excelente para la eliminación de contaminantes. La composición química de los carbones depende del tipo de materia prima y de las condiciones de pirólisis (tiempo de residencia, temperatura, velocidad de calentamiento y tipo de reactor); por lo tanto, no todos los carbones son iguales y es difícil definir la composición química exacta (Lehmann y Joseph, 2009). Asimismo, el biochar se compone principalmente de carbono, su porción orgánica tiene un alto contenido de carbono, y la porción inorgánica contiene principalmente minerales como Ca, Mg, K y carbonatos inorgánicos (ion carbonato), dependiendo de su tipo de materia prima.

Amonette (2009) refiere a un aumento de la capacidad de retención de nutrientes en el suelo con la consecuente reducción de la necesidad de aplicar altas dosis de fertilizantes, lo cual trae consigo una reducción del impacto en las tierras cultivadas y el clima. Añadir biocarbón al compostaje aumenta su eficiencia nutricional y reduce la emisión de gases en la atmósfera (Steiner *et al.*, 2010).

### **2.3.3 Metria prima para la producción de biocarbón**

Las materias primas para la preparación del biocarbón son numerosas. Entre ellas podemos mencionar: residuos de cosechas, plantas secas, biomasa de árboles y desperdicios orgánicos de la vida urbana. Lehmann y Joseph (2009) mencionan entre dichas materias primas a la madera, estiércol, hojas, residuos de cultivos, entre otros. Brick (2010) agregó a estas, camas de pollo, algas, cascaras de naranja, de nueces y lodos residuales. La disponibilidad de estos últimos se incrementará en el futuro cercano en la medida que se construyan un mayor número de plantas de tratamiento de aguas grises. Su destino final será casi siempre el suelo, sin que se conozca mucho acerca de los contaminantes que pueda contener en su estado natural. Su transformación a biocarbón, al menos asegura, la exclusión de gérmenes que pudiesen resultar nocivos para los cultivos de consumo humano o animal.

### **2.3.4 Métodos de aplicación al suelo**

Para realizar una aplicación debe considerarse el tipo de suelo, las prácticas de cultivo, el clima, la erodabilidad del suelo, la forma de aplicación al contar o no con maquinaria, ya sea superficial (0 a 30 cm) en la cual se homogeniza con el suelo, o la profundidad (>30cm) que generalmente se realiza en banda o muy cercanas a las raíces, lo que evita la posibilidad de erosión del suelo. También el clima debe ser considerado pues debe aplicarse cuando no hay viento y humedecerlo para evitar pérdidas en el aire. Puede emplearse en forma de perdigones junto con otro tipo de mejoradores como abonos o compostas y las cantidades aplicadas deben estar basadas en resultados experimentados. Dosis de 5 a 50 t ha<sup>-1</sup> usadas con una gestión correcta de fertilización, dieron efectos positivos sobre el rendimiento de cultivos. Además, no es necesario aplicarlo repetidamente en un cultivo como en el caso de abonos o compostas, ya que su efecto perdura en el suelo debido a su recalcitrancia (Major, 2010).

Tenenbaum (2009) consignó en un estudio en macetas que una combinación de biocarbón y fertilizante incrementó la productividad del 25 – 50 % en trigo invernal, espinaca, pimiento verde, jitomate y otros cultivos sobre el tratamiento que solo se le aplicó fertilizante.

### III. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1 Ubicación del trabajo de investigación

El trabajo de investigación se desarrollará en las instalaciones de Laboratorio e Invernadero de Fertilidad del Suelo de la Facultad de Agronomía (LIFS – UNALM).

#### 3.2 Características del sustrato

Se utilizó como sustrato arena de río lavada, cuyas características se detallan a continuación:

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas del sustrato antes del experimento.

Características	Valor	Calificación (LASPAF -UNALM)
Arena (%)	95.00	
Limo (%)	3.00	
Arcilla (%)	2.00	
Clase textural (----)		Arena
pH (H <sub>2</sub> O) (----)	8.12	Moderadamente alcalino
C.E. (1:1) (dS/m)	0.44	No salino
CaCO <sub>3</sub> (%)	0.00	No calcáreo
M.O. (%)	0.70	Baja
Fósforo disponible (mg/kg)	2.50	Bajo
Potasio disponible (mg/kg)	56.00	Bajo
CIC (cmol <sub>c</sub> /kg)	5.12	Baja
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> /kg)	4.28	Bajo
Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> /kg)	0.57	Bajo
K <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> /kg)	0.12	Bajo
Na <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> /kg)	0.15	Bajo
H <sup>+</sup> + Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> /kg)	0.00	Bajo
PSB (%)	100.00	Alto

El sustrato utilizado se caracteriza por ser ligero de clase textural arena, con una reacción moderadamente alcalina, sin problemas con las concentraciones de carbonatos, ni de sales, baja materia orgánica, pero con síntomas de acumulación de acuerdo con la concentración de arcillas, bajo fósforo y potasio disponible, baja capacidad de intercambio catiónico que

esta relacionada con el complejo arcillo húmico presente, alta saturación de bases que obedece al pH de la muestra.

### **3.3 Carbones vegetales**

Fueron empleados carbones vegetales (biocarbón y carbón activado) producidos a partir de residuos de parques y jardines.

#### **3.3.1 Flujo del proceso de producción de los carbones vegetales**

**3.3.1.1 Recepción de materia prima:** los residuos provenientes de parques y jardines fueron recepcionados y seleccionados a fin obtener una parte para la fabricación de compost y otra parte para biochar. Los residuos seleccionados para fabricar el biochar fueron materiales ricos en lignina y/o celulosa (madera).

**3.3.1.2 Trozado de madera:** una vez seleccionada la materia prima, se procedió al trozado de dicha madera. Se cortaron trozos de 30 cm de longitud y con diámetros entre 2 – 3 cm, los mismos que fueron colocados en el horno pirolítico para su respectiva carbonización.

**3.3.1.3 Pirólisis:** obtenidos los trozos de madera con las dimensiones especificadas, éstos fueron colocados en el horno pirolítico para su carbonización. El llenado del horno se realizó meticulosamente, a fin de no crear interferencias en la carbonización en el interior del horno. Este proceso se realizó a una temperatura de 350 °C por tiempo de 2 horas, al termino del cual se obtuvo el biocarbón (biochar).

**3.3.1.4 Molienda y tamizado:** finalizando el tiempo de la pirólisis y cuando la temperatura del horno disminuyó completamente a 0 °C, se procedió a extraer el biochar del horno. La molienda se realizó manualmente con ayuda de un mortero. El producto obtenido, se lo pasó por un tamiz de 1 mm de diámetro para su respectiva activación.

**3.3.1.5 Activación del carbón:** el biochar obtenido de la molienda y el tamizado, fue activado mediante procesos físicos. En crisoles de porcelana se colocó el biochar, para luego ser sometido a una activación física en una mufla a una temperatura de 800 °C por un tiempo de una hora. Como resultado se obtuvo el carbón activado.



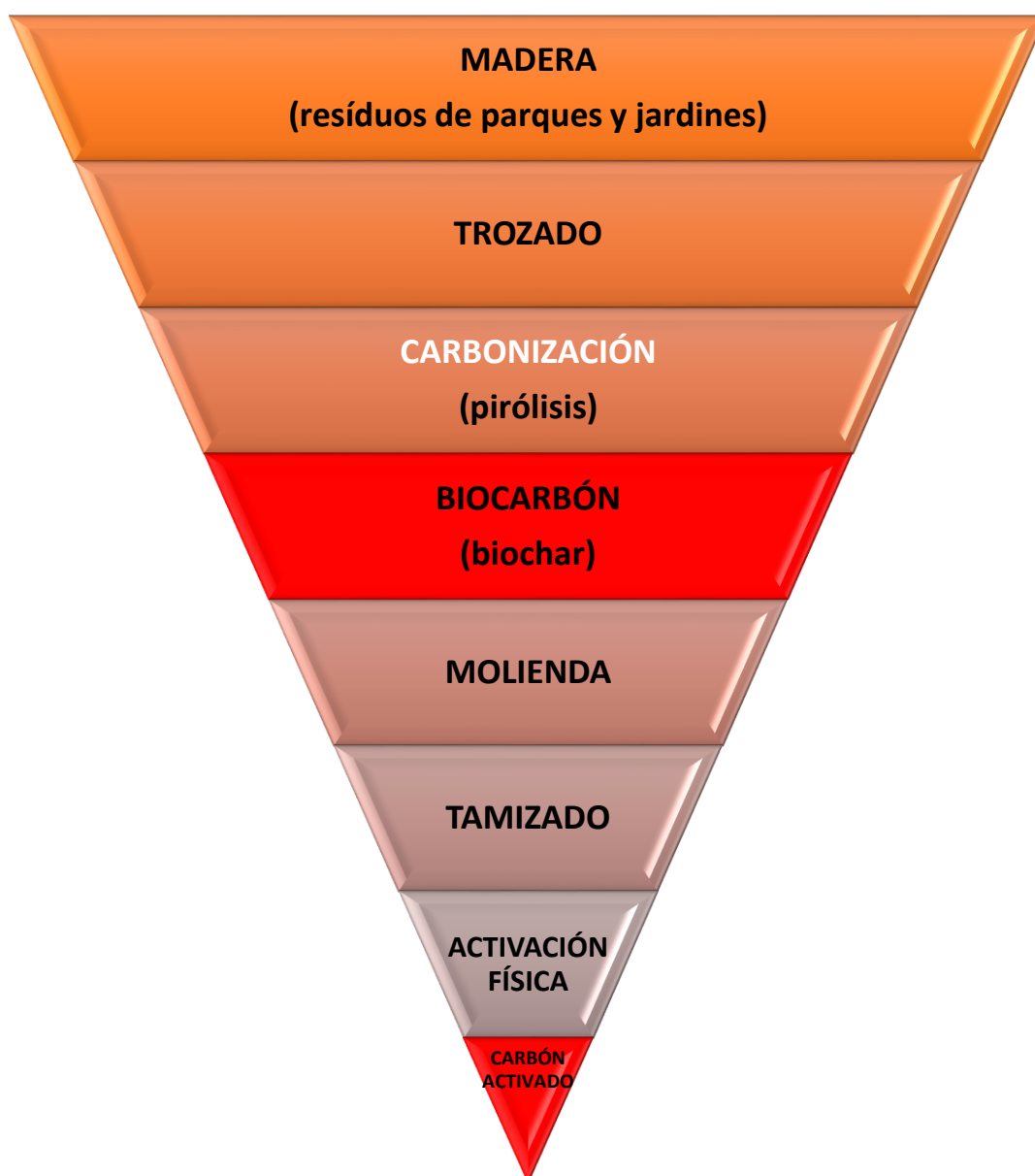


Figura 4. Diagrama de flujo del biochar y carbón activado a partir de residuos de parques

### 3.3.2 Caracterización físico - química de los carbones vegetales

Se utilizó la metodología de Delgadillo (2011) para determinar humedad, materia volátil, cenizas y carbono total. El pH, C.E, CIC, cationes cambiabiles que se determinaron en el laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas y Aguas y Fertilizantes - LASPAF de la UNALM.

#### 3.3.2.1 Determinación de la humedad (%)

- Se peso 5 g de muestra ( $P_{mhd}$ ) en cuatro cápsulas de porcelana, se colocaron en una estufa y se secaron a 105 °C por 24 horas.
- Luego enfriar las muestras y pesar hasta obtener un peso seco constante ( $P_{mse}$ ).

$$\text{Humedad (\%)} = \frac{Pmhd - Pmse}{Pmse} \times 100$$

### 3.3.2.2 Cuantificación de la materia volátil (%)

- Estando el crisol tapado, el mismo que contiene la muestra seca ( $Pmse$ ); se calcinó a  $950^{\circ}\text{C}$  por 15 minutos. Se dejó enfriar la muestra para posteriormente pesarla.
- Pesar la masa del crisol, la tapa y lo que quedó de la muestra calcinada ( $Pmca$ ). Teniendo en cuenta que la masa inicial fue de 5 gramos, determinar de material volátil.

$$\text{Materia Volátil (\%)} = \frac{(Pmse - Pmca)}{Pmhd} \times 100$$

### 3.3.2.3 Cuantificación de la ceniza (%)

- Destapar el crisol que contienen la muestra calcinada ( $Pmca$ ) y calcinar a  $950^{\circ}\text{C}$  por 1 hora.
- Luego enfriar las muestras y pesar hasta obtener un peso constante de la ceniza ( $Pceniza$ ).

$$\text{Ceniza (\%)} = \frac{(Pmca - Pceniza)}{Pmhd} \times 100$$

### 3.3.2.4 Carbono total (%)

$$\text{Carbono total (\%)} = 100 - (\% \text{ Humedad} + \% \text{ Materia Volatil} + \% \text{ Cenizas})$$

El pH y la CE se determinaron en extracto acuoso en relación 1:1; la CIC fue determinada por saturación con acetato de amonio y posterior destilación (método de Kjeldahl), los cationes cambiabiles fueron determinados por espectrofotometría de absorción atómica en el extracto anterior.

### 3.4 Variables evaluadas

Tabla 2. Definición de variables.

Tipo de variable	Variable	Definición conceptual	Indicadores	Instrumento
<b>Independiente</b>	Carbón activado y biocarbón	Sustancias orgánicas con un gran poder adsorbente.	Adsorción de Cd.	Análisis de suelos
<b>Dependiente</b>	Plantas de tomate y el cadmio (Cd)	Cultivo cuyo destino es el consumo humano. El Cd, es un metal nocivo para la salud humana.	Concentración Cd en la planta.	Análisis Foliar.

### 3.5 Diseño experimental

**3.5.1 Diseño estadístico:** se utilizó un Diseño Completo al Azar (DCA) en arreglo factorial de 2 x 4 x 4 repeticiones más 1 adicional (testigo).

Tabla 3. Unidades experimentales de la investigación.

Repeticiones	Carbón activado					Biocarbón			
	Tratamientos								
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
<b>R1</b>	T1R1	T2R1	T3R1	T4R1	T5R1	T6R1	T7R1	T8R1	T9R1
<b>R2</b>	T1R2	T2R2	T3R2	T4R2	T5R2	T6R2	T7R2	T8R2	T9R2
<b>R3</b>	T1R3	T2R3	T3R3	T4R3	T5R3	T6R3	T7R3	T8R3	T9R3
<b>R4</b>	T1R4	T2R4	T3R4	T4R4	T5R4	T6R4	T7R4	T8R4	T9R4

Modelo aditivo lineal:

$$Y_{ij} = \mu + T_i + \varepsilon_{ij} \quad i = 1, \dots, t \quad j = 1, \dots, r_i$$

Dónde:

$Y_{ij}$  = es el valor o rendimiento obtenido en el  $i$ -ésimo tratamiento,  $j$ -ésima repetición.

$\mu$  = es el efecto de la media general.

$T_i$  = es el efecto del  $i$ -ésimo tratamiento.

$\varepsilon_{ij}$  = es el efecto del error experimental en el  $i$ -ésimo tratamiento,  $j$ -ésima repetición.

$t$  = es el número de tratamientos.

$j$  = es el número de bloques.



Figura 5. Croquis de la distribución al azar de las unidades experimentales.

**3.5.2 Tratamientos en estudio:** para establecer los tratamientos y las dosis de aplicación de los carbones vegetales, se consideró lo establecido por Basso *et al.* (2000), estableciendo lo siguiente:

Tabla 4. Tratamientos establecidos en la investigación.

Tratamiento	Fuente	Cadmio (mg kg <sup>-1</sup> )	Dosis de carbón (g kg <sup>-1</sup> arena)	Arena esteril (kg)
T1	Testigo	50.0	0.00	5.00
T2	Carbón activado	50.0	0.50	5.00
T3	Carbón activado	50.0	1.00	5.00
T4	Carbón activado	50.0	2.50	5.00
T5	Carbón activado	50.0	5.00	5.00
T6	Biochar	50.0	0.50	5.00
T7	Biochar	50.0	1.00	5.00
T8	Biochar	50.0	2.50	5.00
T9	Biochar	50.0	5.00	5.00

### **3.6 Materiales**

#### **a. Material vegetal**

- Plantas de tomate

#### **b. Material de campo**

- Macetas de 5 kg
- Rótulos de madera.

#### **c. Material de gabinete**

- Computadora
- Libreta de apuntes
- Lápiz
- Hojas Bond A<sub>4</sub>
- Bolígrafos
- Cámara digital
- Balanza de precisión
- Estufa
- Bolsa de papel kraft

#### **d. Insumos**

- Carbón activado
- Biocarbón
- Arena
- Cadmio metálico
- Ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>)
- Agua destilada

### **3.7 Proceso de instalación de la investigación**

La investigación se llevó en macetas de 5 kg de capacidad, las mismas que fueron en número de treinta y seis (36), el experimento fue conducido en el invernadero del Laboratorio de Fertilidad del Suelo, Departamento de suelo de la Facultad de Agronomía (LIFS – UNALM).

### **3.7.1 Obtención de las enmiendas (biocarbón y carbón activado)**

- Se identificó y seleccionó la materia prima procedente de los residuos arbóreos de parques, del distrito de la Molina, Lima - Perú.
- Una vez realizada la selección, se realizó el trozado de la madera.
- La madera fue sometida a un proceso pirolítico en un ambiente libre de oxígeno (horno pirolítico) y a una temperatura 350 °C por 2 horas a fin de carbonizarla completamente y obtener el biocarbón (biochar).
- Una vez completado el proceso pirolítico y con el biochar completamente frío, se realizó a la molienda y se hizo pasar por un tamiz de 1 mm de diámetro.
- Este biochar fue sometido a una activación física a una temperatura de 800 °C y en ausencia de oxígeno por un tiempo prolongado de una hora dentro de una mufla.

### **3.7.2 Instalación del experimento**

- En las macetas utilizadas para las unidades experimentales, se colocó 5 kg arena lavada de río.
- Al sustrato se le adicionó una dosis de 50 ppm de Cd (50 mg Cd kg arena<sup>-1</sup>), a fin de que se logre estabilizar la arena con el Cd. Como fuente de cadmio, se utilizó cadmio metálico previamente disuelto con ácido nítrico (5 ml de HNO<sub>3</sub> g<sup>-1</sup> Cd).
- Paralelo a esto se estableció almacigo de tomate.
- A los 15 días después de haber adicionado el Cd a la arena, se adicionó a las macetas el biochar y el carbón activado, según las dosis establecidas para cada tratamiento (0.0 – 2.5 – 5.0 – 7.5 – 10.0 g enmienda kg<sup>-1</sup> arena).
- El carbón activado y biochar aplicados, fueron mezclados en un sustrato (arena + Cd).
- El trasplante de plántulas de tomate se realizó a los 15 días después de la emergencia.
- Para suplir las necesidades nutricionales de la planta se aplicó 200 – 200 – 200 ppm N-P-K. Se fraccionó las dosis de aplicación de N-P-K; a los 10 días después de realizado el trasplante se aplicó el 50 % y a los dos meses después del trasplante el 50%.
- Las evaluaciones sintomatológicas se realizaron periódicamente durante todo el ciclo del cultivo.

- La cosecha de frutos se realizó a partir del cuarto mes después de realizado el trasplante hasta el sexto mes, en el cual se sacrificaron las plantas para los respectivos análisis.
- En el muestreo las plantas fueron separadas en sus diferentes órganos (raíz, tallo, hojas, fruto). Se determinó el peso seco y contenido de nutrientes de plantas muestreadas y determinar la cantidad de materia seca y las cantidades de nutrientes extraídas por el cultivo por maceta.
- Las plantas cosechadas fueron secadas en una estufa a 75 °C hasta obtener un peso constante, obteniéndose la materia seca.
- Obtenida la materia seca, se realizaron análisis foliares para observar las concentraciones de cadmio en los diferentes tejidos y su relación con otros nutrientes (N, P, K, Ca y Mg). Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Análisis Suelos, Aguas y Plantas de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM).
- Para la toma de datos se emplearon hojas de registro.

### **3.8 Evaluación de variables**

#### **3.8.1 Materia seca**

Fue determinada en sus diferentes órganos (raíz, tallo, hoja y fruto), de cada unidad experimental. El material cosechado se colocó en bolsas de papel y se llevó a estufa a una temperatura de menor 75 °C hasta alcanzar un peso constante, para luego poder pesarla.

#### **3.8.2 Análisis foliares**

El nitrógeno fue determinado por el método de micro-Kjeldahl (Jones, 1991). Porciones de tejido previamente secadas y molidas fueron digeridas en mezcla nitro-perclórica (Zasoski y Burau, 1977), el fósforo fue medido por colorimetría empleando el reactivo sulfomolibdico. Los contenidos de Cd, Ca, K y Mg fueron determinados por espectrofotometría de absorción atómica en el extracto anterior.

#### **3.8.3 Análisis estadístico**

Se realizó análisis de varianza para un experimento con Diseño Completo al Azar en arreglo factorial y las medias fueron comparadas por la prueba de Duncan ( $\alpha=0.05$ ), con el software EXCEL y con el software SAS (SAS, 2014).

Tabla 5. Esquema del análisis estadístico.

<b>Fuentes de variación</b>	<b>de</b>	<b>Grados de libertad (gl)</b>	<b>Suma de cuadrados (SC)</b>	<b>Cuadrados medios (CM)</b>	<b>Fc</b>
<b>Tratamientos</b>		8	SC(Trat)	$\frac{SC(Trat)}{gl(Trat)}$	$\frac{CM(Trat)}{CM(Error)}$
<b>A (Enmiendas)</b>		1	SC(A)	$\frac{SC(A)}{gl(A)}$	$\frac{CM(A)}{CM(Error)}$
<b>B (Dosis)</b>		3	SC(B)	$\frac{SC(B)}{gl(B)}$	$\frac{CM(B)}{CM(Error)}$
<b>AB</b>		3	SC(AB)	$\frac{SC(AB)}{gl(AB)}$	$\frac{CM(AB)}{CM(Error)}$
<b>Fact.*Adicionante</b>		1	SC(FA)	$\frac{SC(FA)}{gl(FA)}$	$\frac{CM(FA)}{CM(Error)}$
<b>Error experimental</b>		27	SC(Error)	$\frac{SC(Error)}{gl(Error)}$	
<b>Total</b>		35	SC(Total)		



## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de esta investigación se han interpretado considerando su finalidad, realizando un análisis crítico y objetivo. En adelante, se presentan los datos representativos obtenidos en la investigación, los mismos que están representados en tablas y figuras. Antes de proceder a los resultados se quiere aclarar los conceptos de las dos fuentes de carbono probadas.

### 4.1 Biocarbón (biochar) y carbón activado

El biochar es un producto de fácil obtención, gracias a la suficiente biomasa disponible, tal es el caso de los subproductos de actividades agroforestales o residuos orgánicos urbanos, que pueden ser usados como materia prima. Aunque la producción de carbones vegetales y su aplicación al suelo son nuevas tecnologías empleadas en varias partes del mundo. Estos carbones vegetales son producidos mediante pirólisis de diferentes residuos orgánicos.

El biochar utilizado en esta investigación fue producido a una temperatura de 350 °C; mientras que, el carbón activado a 800 °C. Por su parte Brewer *et al.* (2009) sostienen que el biochar se puede producir por pirólisis de biomasa típicamente entre 350 – 700 °C. Asimismo, el carbón activado y el biochar se han distinguido considerando el uso final (Lehmann y Joseph, 2009); mientras que, el carbón activado se utiliza como combustible y energía, en descontaminación de aguas residuales y agua potable, el biochar se dirige hacia la agricultura, el manejo ambiental y el secuestro de carbono.

Las características físico-químicas de los carbones vegetales, están muy relacionados y dependerán de las condiciones del ambiente en la éstos son producidos; es así, como el tiempo de la pirólisis y la temperatura tienen mucha incidencia en las características presentadas por los carbones vegetales. El área superficial, pH, conductividad eléctrica y la capacidad de intercambio catiónico se ven afectados directamente por la temperatura de pirólisis.

Una pirólisis de temperatura más alta ( $\geq 550$  °C) produce biocarbones estables y altamente aromáticos con una alta área superficial ( $> 400$  m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>) de Brunauer-Emmett-Teller (BET) (Joseph *et al.*, 2010; Keiluweit *et al.*, 2010). Una baja temperatura ( $< 550$  °C) de pirólisis es una opción menos costosa, pero produce menor condensación estructural del biochar que se espera que sea más biodegradable (Fuertes *et al.*, 2010; Joseph *et al.*, 2010; Khodadad *et al.*, 2011).

El uso biochar como enmienda del suelo, se traduce en un aumento en el contenido de carbono, permaneciendo estable por cientos de años en el suelo influyendo en la mejora de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (la fertilidad, la infiltración, porosidad, densidad aparente, estabilidad estructural, balance hídrico, etc). Según Glaser *et al.* (2000) la estructura aromática policíclica del biochar dificulta la descomposición biológica y la oxidación química, lo que explica su persistencia durante siglos en el medio ambiente.

#### **4.1.1 Caracterización físico-química del biochar y carbón activado**

El proceso de pirólisis involucra una red compleja de reacciones asociadas a la descomposición de los principales constituyentes de la biomasa, como son; la celulosa, la hemicelulosa y la lignina, que se caracterizan por su reactividad diferente. La celulosa es uno de los componentes importantes de los residuos agrícolas, por ello resulta interesante observar cuál es su cambio durante la pirólisis. Su degradación térmica entre 250 y 350 °C da lugar a muchos compuestos volátiles (vapores de agua y alquitrán, hidrocarburos, ácidos, H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CO y CO<sub>2</sub>) quedando una matriz de carbono amorfa y rígida (Novak *et al.*, 2009). Al aumentar la temperatura, se incrementa la proporción relativa de carbono aromático por la pérdida de compuestos volátiles y se lleva a cabo la conversión de carbonos, de oxialquilos a arilos y oxiarilos cuyas estructuras son semejantes a la del furano (Baldock y Smernik, 2002). Los resultados de la caracterización físico-química del biochar y del carbón activado se muestran en la Tabla 6.

Las características físicas y químicas de los carbones vegetales dependen de las condiciones de la pirólisis y tipo de materia prima principalmente, lo cual se ve reflejado en los productos obtenidos y su influencia en su uso más adecuado. El biochar presentó un pH (8.12) moderadamente alcalino, ligeramente salino (C.E = 2.12 dS m<sup>-1</sup>), una capacidad de intercambio catiónico de un nivel medio (CIC = 20.8 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>), una humedad de 8.00 %, un contenido de materia volátil de 43 %, ceniza equivalente a 6.00 % y 43.00 % de carbono

total. En cuanto al carbón activado, presentó un pH (11.25) muy fuertemente alcalino, es fuertemente salino (C.E = 16.60 dS m<sup>-1</sup>), una capacidad de intercambio catiónico de un nivel bajo (CIC = 8.80 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>), una humedad de 9.0 %, materia volátil equivalente a 36.0 %, ceniza equivalente a 8.0 % y 47.0 % de carbono total.

Tabla 6. Caracterización físico - química del biochar y carbón activado.

<b>Variable</b>	<b>Biochar</b>	<b>Carbón activado</b>
pH *	8.12	11.25
C.E (dS/m)*	2.17	16.60
CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )*	20.80	8.80
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )*	10.49	1.54
Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )*	1.80	2.58
K <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )*	7.90	3.74
Na <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )*	0.61	0.94
H <sub>2</sub> O (%) **	8.00	9.00
Materia Volátil (%) **	43.00	36.00
Ceniza (%) **	6.00	8.00
Carbono total (%) **	43.00	47.00

\* Fuente LASPAF

\*\* Metodología de Delgadillo, 2011.

Los valores encontrados reflejan que el efecto marcado de la temperatura en las diferentes características físico-químicas. Con el incremento de la temperatura el pH y conductividad eléctrica (CE) se incrementaron drásticamente, debido a la producción de ceniza, su composición elemental y a su efecto encalante.

El pH del biochar aumenta ligeramente con la temperatura de pirólisis, y este aumento se debe al aumento asociado en el contenido de cenizas, por la oxidación de los cationes. El pH del biochar también se ve más afectado por el tipo de materia prima que por la temperatura de pirólisis. Como es evidente, cuando se producen a la misma temperatura, las materias primas no leñosas (por ejemplo, estiércol, rastrojos y algas) generalmente tienen un pH más alto que las materias primas de madera (Enders *et al.*, 2012; Mukome *et al.*, 2013). El proceso de producción y la temperatura aún afectan el pH del biochar, por ello con temperaturas de producción más bajas generalmente resultan en un biochar más ácido que en temperaturas más altas. La basicidad del biocarbón surge de la presencia de sales, como

carbonatos y cloruros de potasio y calcio, en la ceniza, además de grupos funcionales ricos en oxígeno, como los grupos  $\gamma$ -pyrona, cromeno, dicetona o quinona (Montes-Morán *et al.*, 2004). Aunque el contenido de oxígeno de las materias primas disminuye al aumentar la temperatura de pirólisis, la formación de compuestos tales como levoglucosan (de la pirólisis del material de celulosa) y sus subproductos (levoglucosenona, furfural, 2,3-butanodiona y 5-metilfurfural) también da como resultado grupos funcionales ricos en oxígeno (Kawamoto *et al.*, 2003).

Cuando las materias primas contienen gran cantidad de cenizas (por ejemplo: hierba, cáscara de arroz y estiércol), produciendo un biochar fuertemente alcalino (pH tan alto como 10) a una temperatura alta de pirólisis (Novak *et al.*, 2009).

La CE del biochar se correlaciona más con el tipo de pirólisis y con la temperatura de la misma (Joseph *et al.*, 2010; Rajkovich *et al.*, 2012). Altos valores de CE están asociados con altas cantidades de sales solubles, típicamente presentes en las materias primas de biochar. Los efectos de la temperatura de pirólisis no son uniformes, en algunos estudios se muestran aumentos de la CE directamente proporcionales a la temperatura de pirolisis (Kloss *et al.*, 2012; Singh *et al.*, 2010) y en otros se muestran un aumento inicial de hasta 400 - 500 °C y luego un descenso posterior (Hossain *et al.*, 2011).

Por otro lado, se muestra una disminución con respecto al contenido de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Na}^+$  intercambiables y capacidad de intercambio catiónico (CIC), esto puede estar asociado a la liberación o pérdida de grupos funcionales carboxílicos y grupos fenólicos. Por otro lado, con el incremento de la temperatura tienden a romperse enlaces con los cuales se liberan iones, pues a temperaturas mayores de 500 °C la mayoría de los elementos empiezan a sublimarse.

Los valores de CIC del biochar varían dependiendo de la materia prima de la biomasa y las condiciones de la pirólisis. En un estudio que comparaba el biochar vegetal (madera de eucalipto y hojas) y el biochar a base de estiércol (lecho de aves de corral y estiércol lácteo), se informaron CIC más altos y cationes intercambiables en el biochar de estiércol (Singh *et al.*, 2010). También se ha demostrado que la producción a pirólisis rápida produce un biochar con un CIC más alto que una pirólisis y gasificación lenta (Lee *et al.*, 2010). Sin embargo, los efectos de la temperatura son menos concluyentes, con algunos estudios que muestran

una CIC mayor asociada con una temperatura de pirólisis creciente (Gaskin *et al.*, 2008), pero otros muestran una disminución de la CIC al aumentar la temperatura (Kloss *et al.*, 2012).

Para la tendencia creciente, se ha propuesto que la alta CIC está impulsada por un área superficial específica alta y la presencia de grupos carboxilo de superficie (Cheng *et al.*, 2006; Sohi *et al.*, 2010). Por el contrario, la tendencia decreciente se atribuye a una pérdida de grupos funcionales ácidos con el aumento de la temperatura de pirólisis (Guo y Rockstraw, 2007). También se ha sugerido que el CIC de biochar aumenta a medida que envejece o envejece el biochar, con condiciones de almacenamiento (contenido de humedad y temperatura) que impactan significativamente en estos procesos, pero las tasas y mecanismos aún no se han investigado (Verhejien *et al.*, 2010).

Debido a la superficie cargada negativamente de biocarbón, la adición de biocarbón para suelo se ha demostrado que aumenta la CIC del suelo, es decir, una mayor retención de los cationes a través electrostáticas interacciones (Liang *et al.*, 2006; Mbagwu y Piccolo, 1997). Sin embargo, la duración y la efectividad del aumento de las enmiendas del suelo con biochar aún no se conocen del todo.

Según los valores registrados en la Tabla 6, la materia volátil y el carbono total son inversamente proporcionales, pues a mayor temperatura la materia volátil disminuye y aumenta el contenido de carbono total y con ello su estabilidad, reduciendo su degradación en el tiempo. La materia volátil o móvil, es la fase gaseosa que se produce cuando el biocarbón es calentado. Este contenido de materia volátil es utilizado como una medida de la susceptibilidad de los carbones a degradarse. McLaughlin *et al.* (2009) afirman que a mayor contenido de material volátil es mayor la repelencia del biocarbón al agua.

Kim *et al.* (2013) observaron que el contenido de C en los biocarbones aumentó de 68.48 % a 90.71 % como consecuencia del aumento de temperatura de 300 °C a 600 °C, mientras que el contenido de materia volátil disminuyó de 41.87 % a 7.70 %, principalmente debido a la descomposición de hemicelulosas y celulosa (Lee *et al.*, 2012).

A 600 °C, el proceso dominante es la carbonización, lo que provoca la remoción de la mayoría de átomos no carbonosos como Ca, Mg, K, que se mantienen en la materia original

por lo que aumenta aún más la proporción relativa de carbono, que puede ser mayor del 90 % en peso en los biocarbones de materias primas de madera (Antal y Gronli, 2003). Novak *et al.* (2010) investigaron la química superficial de un biocarbón derivado de cáscara de nuez y revelaron que los principales grupos funcionales existentes eran hidroxil fenólico, C=O aromático, grupos alifáticos, entre otros.

Es comúnmente aceptado que cada partícula de biocarbón consiste de dos fracciones estructurales principales: láminas juntas de grafeno cristalino y estructuras aromáticas amorfas ordenadas, ambas asociadas con enlaces de carbono en forma de anillos de tipo benceno con oxígeno o hidrógeno (Lehmann y Joseph, 2009). Estos enlaces entre estructuras aromáticas de C-O y C-H gobiernan la estabilidad del biocarbón y son usados para medir su grado de aromaticidad (Hammes *et al.*, 2006). También tiene estructuras de carbono oxidadas y alifáticas muy fácilmente degradables.

En cuanto al contenido de ceniza dependerá mucho de las condiciones de pirólisis (temperatura y la concentración de oxígeno del medio) y tipo de materia prima, pues si la concentración de oxígeno en medio es alta, se producirá mayor ceniza y menos carbón y viceversa. Si se utiliza materias primas con bajo contenido de lignina, celulosa; las posibilidades de obtener una mayor cantidad de carbón se reducen.

El contenido de cenizas es un indicador de los componentes inorgánicos (macro y micronutrientes) de los carbones que quedan después de la eliminación de la materia orgánica y el agua durante la combustión. Por lo tanto, el contenido de cenizas es un reflejo del contenido inorgánico de la materia prima original. Durante los procesos de pirólisis y gasificación, C y O son los principales elementos perdidos, y el contenido de cenizas de los biochares generalmente aumenta al aumentar la temperatura o el método de producción. Los componentes inorgánicos comunes incluyen P, S, K, Ca, Mg, Na, Fe y Zn, con cantidades que varían entre los biochares dependiendo del tipo de materia prima (Lehmann *et al.*, 2011).

El contenido de cenizas de biocarbón es muy variable, con una dependencia del método de producción y la materia prima (Enders *et al.*, 2012; Mukome *et al.*, 2013). Como propiedad, se ha demostrado que el contenido de cenizas está estrechamente relacionado con el pH del biochar, la conductividad eléctrica y la composición mineral (Lehmann *et al.*, 2011). Estas correlaciones denotan la fuente de ceniza en el biochar como carbonatos y óxidos formados

a partir de los productos de hidrólisis de las sales de Ca, K y Mg en las materias primas. por ejemplo, muchos biochares no derivados de madera tienen altos contenidos de sal, tales como carbonatos y cloruros de potasio y calcio, y son altamente básicos y elevan el pH del suelo significativamente (Montes-Morán *et al.*, 2004).

Los cambios inducidos por el biochar en el pH del suelo pueden atenuarse seleccionando la materia prima apropiada; así como, las condiciones de la pirólisis y tasa de enmienda. Por ejemplo, la madera contiene un mínimo cenizas y es más adecuado para suelos alcalinos. La estabilidad de biochar hacia la degradación microbiana y abiótica (que resulta en la liberación de CO<sub>2</sub>) aumenta en función de la temperatura de la pirólisis (Zimmerman, 2010).

Tras la incorporación al suelo y dependiendo de la tasa de aplicación, la ceniza tiene un efecto enalante (Van Zwieten *et al.*, 2010); se ha asociado con un aumento de la hidrofobicidad del suelo (Kookana *et al.*, 2011); y puede causar la retención potencial de agroquímicos hidrofóbicos, como el grupo herbicida de fenilureas (Sopeña *et al.*, 2012). Los estudios también han demostrado que el contenido de ceniza afecta la composición y la actividad microbiana (Pietikainen *et al.*, 2000; Van Zwieten *et al.*, 2010) y el obstáculo de la detección de célula a célula entre microbios (Masiello *et al.*, 2013).

El contenido de carbono en los carbones vegetales, está relacionado con la materia prima y las condiciones en la que éste fue obtenido, por lo general a mayores temperaturas el porcentaje de carbono aumentará.

Una de las propiedades más importantes del biocarbón es su contenido relativamente alto de C orgánico que se almacena principalmente en anillos aromáticos condensados recalcitrantes con algunos grupos funcionales reactivos (Xu *et al.*, 2012). Cuando se habla del C del biochar, es importante diferenciar entre el contenido de carbono total (CT) (combinado inorgánico y C orgánico) y C orgánico. Los estudios de biochar han usado tradicionalmente CT, típicamente determinado por la combustión total, como la medida para el contenido de carbono. Sin embargo, el uso de C orgánico ha sido discutido como una mejor medida de C del biochar, ya que, tras la pirólisis, algunos biochares tienen un alto contenido de carbonatos debido al alto contenido de cenizas. El contenido de C orgánico del biochar está directamente relacionado con la materia prima y la pirólisis, o las condiciones de gasificación (Mukome *et al.*, 2013).

La evaluación de los datos de espectroscopía revela que el aumento de la temperatura de pirólisis y la duración de la producción de biochar da como resultado espectros con picos disminuidos correspondientes a C-O, O-H y C-H alifático y con picos aumentados de restos aromáticos (Keiluweit *et al.*, 2010; Peng *et al.*, 2011). Este impacto de la temperatura de pirólisis se puede explicar ya que la deshidratación inicial conduce a la disminución de las bandas O-H; las temperaturas elevadas dan como resultado picos incrementados correspondientes a C=C, C=O, C-O y C-H de lignina y celulosa; y finalmente, a temperaturas muy altas, hay una disminución general en los picos a medida que el C se condensa en estructuras de anillos aromáticos.

#### 4.2 Producción de materia seca

Para que un cultivo desarrolle óptimamente se necesita de varios factores como luz, CO<sub>2</sub>, agua, nutrientes minerales, que intervienen en el crecimiento vegetal interactuando entre sí. Asimismo, el rendimiento del cultivo viene a ser la respuesta a las interacciones de estos factores. Se observó diferencias estadísticas altamente significativas ( $\alpha = 0.05$ ) en los tratamientos en estudio respecto a la producción de materia seca (Anexo 4).

Los tratamientos con carbón activado 0.5 y 1.0 g kg<sup>-1</sup> arena; así, como los tratamientos con biochar de 1.0, 2.5 y 5.0 g kg<sup>-1</sup> arena, fueron estadísticamente superiores los rendimientos en materia seca que el testigo absoluto (Tabla 7).

Tabla 7. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre la producción de materia seca en plantas de tomate.

Dosis (g kg <sup>-1</sup> arena)	Carbón activado	Biochar	Testigo
	(g materia seca maceta <sup>-1</sup> )		
0.0	Testigo	Testigo	
0.5	<b>24.02 abc</b>	18.92 de	
1.0	22.66 bc	<b>24.42 ab</b>	21.37 dc
2.5	19.51 de	<b>25.97 a</b>	
5.0	18.20 e	<b>23.36 abc</b>	
<b>CV: 7.87 %</b>			

Las dosis de 0.5 y 1.0 g kg<sup>-1</sup> arena, de carbono activado permitieron una mayor producción estadística de materia seca que los tratamientos de 2.5 y 5.0 g kg<sup>-1</sup> arena; es decir a mayor concentración de carbono activado se redujeron los rendimientos en materia seca. Mientras



que los rendimientos de aplicaciones de biochar fueron estadísticamente mayores que los alcanzados por 0.5 g kg<sup>-1</sup> arena.

Si comparamos la disponibilidad de nutrientes del biochar y el carbón activado, éste último presentó un menor potencial nutricional en relación a su capacidad para suministrar nutrientes al cultivo (Tabla 6). Estos resultados se ven reforzados por la Figura 6 en la cual, la menor producción de materia seca es registrada en los tratamientos con carbón activado, en comparación con el tratamiento de biochar. Puede asociarse a la menor potencialidad de nutrientes que el carbono activado posee y su alta capacidad de adsorción electrostática de iones comparada con el biochar. Por otro lado, el déficit de nutrientes retrasa el desarrollo de un cultivo; debido a que los nutrientes intervienen en el metabolismo de la planta, lo que va a permitir una mayor tasa de fotosíntesis neta que repercute en la disminución del crecimiento y rendimiento del cultivo. Asimismo, Brendová *et al.* (2015) al estudiar el efecto del biochar en la inmovilización de Cd y Zn, encontraron que los contenidos de Cd y Zn disminuyeron en un 99 %. Sostienen que el biochar parece ser un regulador muy efectivo de la disponibilidad de los elementos pesados y un agente mejorador para la producción de biomasa de las plantas y muy eficiente en la remediación de suelos contaminados.

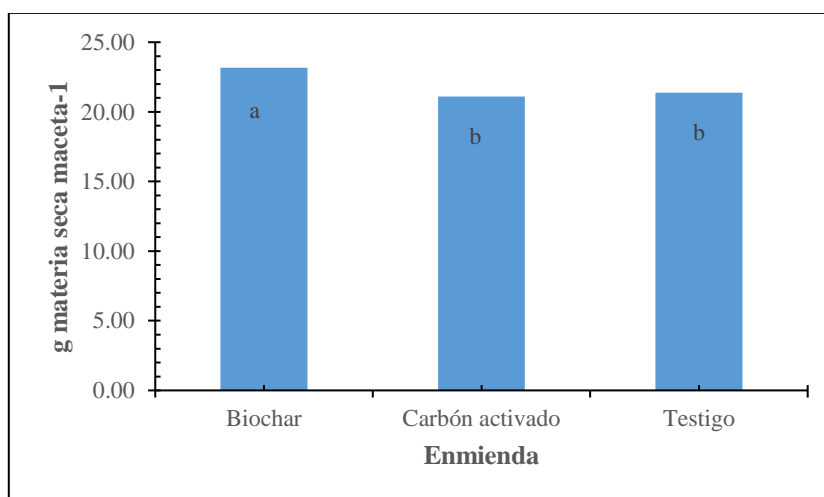


Figura 6. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la producción de materia seca en plantas de tomate.

Por otro lado, es preciso mencionar que, ambas fuentes difieren estadísticamente, reduciendo una mejor producción de materia seca en las plantas tratadas con biochar con un promedio de 23.17 g materia seca maceta<sup>-1</sup> que las tratadas con carbón activado con un promedio de

21.10 g materia seca maceta<sup>-1</sup>; asimismo, éste último no presentó diferencias respecto al testigo (Figura 6).

Por su parte Graber *et al.* (2010) determinaron con éxito el efecto de las adiciones de biochar en el desarrollo y productividad de plantas de tomate y pimiento, al observar el área foliar; materia seca; número de nudos; y rendimientos de brotes, flores y frutas.

Es preciso mencionar que el biochar presenta una menor capacidad retención y/o adsorción de iones que el carbón activado, que debido a la mayor área superficial y mayor carga negativa superficial que presenta; limita y dificulta la absorción de nutrientes por la planta. Esto se refleja en un menor crecimiento vegetativo (crecimiento de nuevas hojas, tallos y raíces), menor producción de materia seca y menores rendimientos que son reflejados en la etapa reproductiva del cultivo (floración y fructificación).

Tabla 8. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre la producción de materia seca en plantas de tomate.

i/j		Biochar				Carbón activado				Testigo
		g kg <sup>-1</sup> arena								
		0.5	1.0	2.5	5.0	0.5	1.0	2.5	5.0	0.0
Biochar	0.5		0.0001	<.0001	0.0012	0.0003	0.0051	0.6317	0.5649	0.0553
	1.0	0.0001		0.2152	0.3975	0.7500	0.1641	0.0004	<.0001	0.0197
	2.5	<.0001	0.2152		0.0425	0.1232	0.0118	<.0001	<.0001	0.0009
	5.0	0.0012	0.3975	0.0425		0.5951	0.5731	0.0041	0.0003	0.1169
Carbón activado	0.5	0.0003	0.7500	0.1232	0.5951		0.2775	0.0010	<.0001	0.0400
	1.0	0.0051	0.1641	0.0118	0.5731	0.2775		0.0161	0.0012	0.3034
	2.5	0.6317	0.0004	<.0001	0.0041	0.0010	0.0161		0.2952	0.1407
	5.0	0.5649	<.0001	<.0001	0.0003	<.0001	0.0012	0.2952		0.0154
Testigo	0.0	0.0553	0.0197	0.0009	0.1169	0.0400	0.3034	0.1407	0.0154	

La Tabla 8 expone que el biochar es más eficiente que el carbón activado en la producción de materia seca en el tomate. Las plantas tratadas con biochar responden mejor a la producción de materia seca a las dosis 1.0, 2.5 y 5.0 g biochar kg<sup>-1</sup> arena; asimismo, exhiben una mejor respuesta las plantas tratadas con biochar que con carbón activado en la producción de materia seca. Las plantas tratadas con carbón activado respondieron mejor a las dosis 0.5 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; por otro lado, las dosis 1.0, 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena no se diferenciaron estadísticamente del testigo.

Brendová *et al.* (2015) al estudiar el efecto del biochar en la inmovilización de Cd y Zn, encontraron que los contenidos de Cd y Zn disminuyeron en un 99 %. Sostienen que el biochar parece ser un regulador muy efectivo de la disponibilidad de los elementos pesados y un agente mejorador para la producción de biomasa de las plantas y muy eficiente en la remediación de suelos contaminados.

De acuerdo con el tipo de procesamiento termoquímico (pirólisis lenta y rápida, gasificación, hidrotermal y carbonización instantánea) en la obtención de carbones vegetales; los productos y sus porcentajes varían significativamente.

El biochar ha sido propuesto como una estrategia de remediación de bajo costo, utilizado para aumentar el pH del suelo, reducir la lixiviación de elementos tóxicos y mejorar el establecimiento de la planta. De acuerdo con la cantidad de investigaciones, la aplicación de biochar ha demostrado muchos beneficios ambientales, como la mejora físicoquímica y propiedades biológicas de los suelos y un aumento significativo de crecimiento de la planta y rendimiento de la cosecha (Kookana *et al.*, 2011; Powlson *et al.*, 2011).

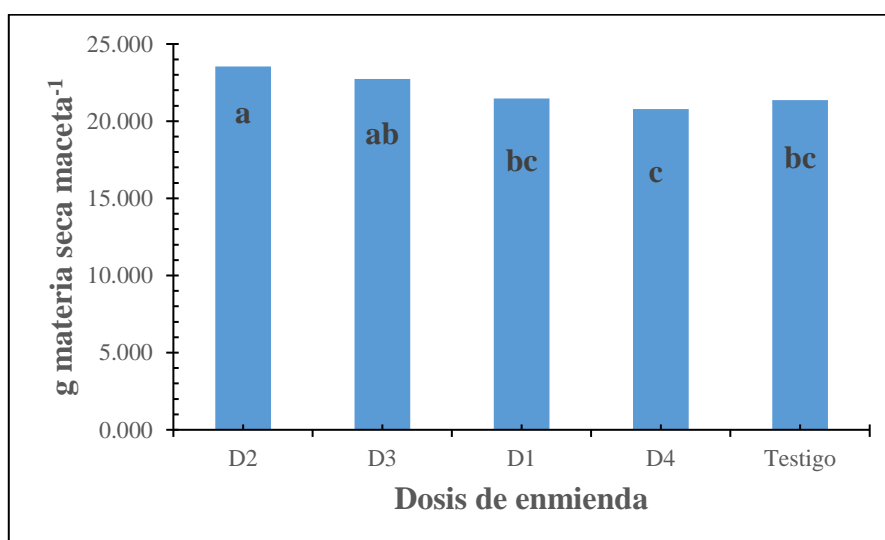


Figura 7. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la producción de materia seca en plantas de tomate.

El efecto de las dosis de las enmiendas en la producción de materia se refleja en la Figura 7. Las plantas tratadas con la dosis de 1.0 g kg<sup>-1</sup> arena (D2), presentaron una mejor respuesta y un mejor promedio en producción de materia seca (23.54 g maceta<sup>-1</sup>), diferenciándose estadísticamente de las demás dosis. Las dosis 0.5, 2.5 g kg<sup>-1</sup> arena (D1 y D3) y el Testigo,

no presentaron diferencias estadísticas significativas, presentando promedios de 22.74, 21.47 y 21.37 g maceta<sup>-1</sup> respectivamente. Las plantas tratadas con la dosis de 5.0 g kg<sup>-1</sup> arena (D4), son las que menor producción de materia seca presentaron con un promedio de 20.78 g maceta<sup>-1</sup>.

El efecto del incremento en las dosis de aplicación en la producción de materia seca (Figura 7), refleja una relación inversamente proporcional, pues, a mayor dosis de aplicación disminuye la producción de materia seca; por lo tanto, se evidencia que si aplicamos una mayor cantidad de carbón (biochar o carbón activado) la adsorción y/ retención de iones por la superficie de estos será mayor, limitando la absorción de nutrientes por la raíz. Esto puede ser mayor en plantas tratadas con carbón activado debido a que presenta una mayor carga por superficie comparado con el biochar, esto está reflejado en la Figura 6, en la cual se ve claramente que, a las mismas dosis de aplicación, la respuesta en producción de materia seca fue mejor el biochar.

El biochar tiene la capacidad de mejorar el nivel de nutrientes de los suelos y mejorar el crecimiento de las plantas (Schulz y Glaser, 2012; Sohi *et al.*, 2010).

### **4.3 Absorción el cadmio (Cd) por el cultivo**

De todos los metales pesados no esenciales, el cadmio (Cd) es quizás el metal que actualmente atrae la mayor atención en la ciencia del suelo y en la nutrición de plantas debido a su toxicidad para el hombre y su movilidad relativa en el sistema suelo-planta.

Hasta la fecha aún no existe una metodología clara para el manejo del cadmio en sistemas agrícolas. Una de las dificultades para el manejo del Cd en el sistema suelo-planta, es su disponibilidad en el suelo, su absorción y translocación en la planta. Existen diversos factores que pueden afectar la disponibilidad del Cd en el suelo, como reacciones e interacciones con otros componentes del suelo, otros metales, nutrientes, tipo de plantas, clima y factores de manejo, que inciden en la entrada del Cd a la cadena alimentaria.

#### **4.3.1 Concentración de cadmio (Cd) en la raíz**

En el suelo el Cd es muy móvil a comparación de otros elementos, siendo aún mayor a pH ácidos. Su absorción es por vía pasiva y es muy móvil dentro de la planta. Su concentración en la parte aérea se incrementa en respuesta a altas concentraciones en el medio externo. El

análisis de varianza respecto a la concentración de cadmio (Cd) en la raíz, muestra diferencias estadísticas altamente significativas en los tratamientos en estudio (Anexo 5).

Tabla 9. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de cadmio en la raíz de plantas de tomate.

Dosis (g kg <sup>-1</sup> arena)	Carbón activado	Biochar	Testigo
	(mg Cd maceta <sup>-1</sup> )		
0.0	Testigo	Testigo	
0.5	2.22 b	2.43 b	
1.0	1.98 b	3.85 a	1.96 b
2.5	<b>1.37 c</b>	4.00 a	
5.0	<b>1.12 c</b>	2.40 b	
<b>CV: 12.81 %</b>			

Comparando el biochar y el carbón activado respecto a las concentraciones de Cd en raíz, es con este último dónde las plantas mostraron menores concentraciones de Cd (Tabla 9). Las dosis donde se mostró una mejor respuesta fue con 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena, estas dosis registraron los menores valores de concentración de Cd con promedios de 1.37 y 1.12 mg Cd maceta<sup>-1</sup> respectivamente; éstas dosis se diferenciaron estadísticamente del testigo y de las dosis 0.5, 1.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena. Respecto al biochar, en todas las dosis, no hubo una respuesta positiva significativa respecto a la concentración de cadmio en la raíz.

Los resultados obtenidos en la Tabla 9, es el reflejo del efecto de los tratamientos en la absorción de Cd, evidenciando una mayor eficiencia en plantas tratadas con carbón activado que las plantas tratadas con biochar. Esto puede atribuirse a la mayor capacidad de carga superficial que presenta el carbón activado respecto del biochar, teniendo una mayor influencia electrostática en la retención de iones.

La Tabla 10 expone que carbón activado es más eficiente en reducir la asimilación de cadmio en raíces de plantas de tomate. Las plantas tratadas con biochar no presentaron diferencias estadísticas respecto al testigo, registrándose una menor asimilación de cadmio las dosis 1.0 y 2.5 g biochar kg<sup>-1</sup> arena. Las plantas tratadas con carbón activado respondieron mejor a las dosis 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; diferenciándose estadísticamente del testigo.

Tabla 10. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre el contenido de cadmio en la raíz de plantas de tomate.

i/j		Biochar				Carbón activado				Testigo
		g kg <sup>-1</sup> arena				g kg <sup>-1</sup> arena				0.0
		0.5	1.0	2.5	5.0	0.5	1.0	2.5	5.0	0.0
Biochar	0.5		<.0001	<.0001	0.8990	0.3252	0.0433	<.0001	<.0001	0.0373
	1.0	<.0001		0.4905	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	2.5	<.0001	0.4905		<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	5.0	0.8990	<.0001	<.0001		0.3899	0.0565	<.0001	<.0001	0.0489
Carbón activado	0.5	0.3252	<.0001	<.0001	0.3899		0.2732	0.0005	<.0001	0.2450
	1.0	0.0433	<.0001	<.0001	0.0565	0.2732		0.0087	0.0004	0.9448
	2.5	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	0.0005	0.0087		0.2496	0.0102
	5.0	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	0.0004	0.2496		0.0005
Testigo	0.0	0.0373	<.0001	<.0001	0.0489	0.2450	0.9448	0.0102	0.0005	

El equilibrio de un ión en solución y la fase sólida del suelo, está determinada tanto por las propiedades del suelo como su composición de la solución. Una determinada cantidad de un metal en la fase sólida determinará su concentración e intensidad en solución. Asimismo, el pH del suelo es el que influencia en los diferentes procesos de sorción, que son los que definen la disponibilidad y movilidad de un ión. La incorporación de carbones vegetales al suelo modifica todos los procesos de sorción de los metales en el suelo, considerando que estos productos poseen carga eléctrica negativa en su superficie, lo que a su vez afecta la disponibilidad en solución.

Varios estudios han demostrado la efectividad de algunos biochares para mejorar la toxicidad del metal en suelos minados. Por ejemplo, después de la incorporación de un biochar derivado de un huerto en una mina Pb y Zn de pH 8.2, la capacidad de retención de pH, retención de nutrientes, CIC y H<sub>2</sub>O aumentó y disminuyeron las concentraciones de Cd, Pb, Tl y Zn biodisponibles (Fellet *et al.*, 2011).

La superficie del biochar tiene una alta densidad de grupos cargados negativamente de átomos de carbono y oxígeno llamados grupos carboxilato. Estos grupos carboxilo se originan de la oxidación superficial y esta puede ser la razón del aumento de la capacidad de retención de nutrientes de terra preta (Kim *et al.*, 2006).

El biochar es un sustituto económicamente viable del carbón activado para eliminar contaminantes inorgánicos y orgánicos de suelo y agua, porque el biochar se puede obtenerse de diversas fuentes de biomasa que tienen una alta volatilidad (Liu *et al.*, 2011).

Los iones se pueden retener en el suelo por sorción, precipitación, y reacciones de complejación, y se eliminan desde el suelo por absorción, la lixiviación y la volatilización de la planta (Bolan *et al.*, 2014).

Los grupos funcionales de superficie que contienen oxígeno juegan un papel importante en el proceso de adsorción iniciando la unión química entre especies adsorbentes y adsorbidas. La carga negativa y los grupos funcionales químicos en la superficie del biochar determinan su capacidad para la sorción del metal (Pan *et al.*, 2013). La eficiencia de sorción del biochar depende de la polaridad, los grupos funcionales de superficie, la distribución del tamaño de poro y el área de superficie (Kolodynska *et al.*, 2012). La ventaja del biochar sobre otros biosorbentes es la forma estable de la estructura C que los hace difíciles de degradar.

Los mecanismos principales de las interacciones biochar con metales incluyen interacción electrostática, intercambio iónico, precipitación química y complejación con grupos funcionales en la superficie del biochar. La sorción puede incluir la atracción electrostática y la complejación de la esfera interna con grupos funcionales  $\text{COOH}^-$ ,  $\text{OH}^-$  alcohólico o fenólico  $\text{OH}^-$  en la superficie del biochar, así como también la coprecipitación.

Es preciso mencionar que alrededor del sistema radicular existe una zona exclusiva de la planta, que se conoce como rizosfera. Esta es la zona es el nicho ecológico que comprende la superficie de las raíces y la región de suelo colindante; tiene características muy diferenciales respecto al suelo, debido a que esta zona, es la zona de deposición de los diferentes productos orgánicos que la planta sintetiza. La rizosfera cambia completamente el comportamiento de los elementos; por un lado, puede darle mayor movilidad o mayor solubilidad para que ingresen, y por otro lado puede, disminuir su movilidad y solubilidad, restringiendo su absorción.

Lindsay (1979) menciona que al igual que con Zn, el movimiento de especies acuosas de Cd dentro de la rizosfera a los sitios de absorción en las superficies de las raíces debe limitarse en su mayoría por difusión. El pH de la solución del suelo influirá en las tasas de difusión

en gran medida debido al fuerte efecto que el pH tiene sobre la solubilidad del Cd en los suelos. La formación de complejos que aumentan la solubilidad de Cd (por ejemplo, con ligandos, tales como Cl o compuestos orgánicos solubles) contribuirá significativamente al transporte por difusión y flujo másico. La rizosfera tendrá grandes efectos sobre la cantidad de Cd que se difunde a las superficies de la raíz.

Por otro lado, las plantas han desarrollado diferentes mecanismos de defensa que regulan la absorción de metales pesados. La mayoría de metales pesados pueden ser retenidos en la raíz debido a la quelación con ligandos como fitoquelatinas y metalotioneínas. La mayoría de los metales pesados que entran a la planta se mantienen en células de la raíz, donde se desintoxican por quelación con varios ligandos como fitoquelatinas y metalotioneínas y / o se secuestran en vacuolas (Hall, 2002, Hasan *et al.*, 2009).

Los microporos son responsables de la alta capacidad de sorción (es decir, retención de agua, gases, metales pesados, sustancias orgánicas y nutrientes) de la mayoría de los carbones vegetales.

Diversos autores sostienen que, para suelos no agrícolas altamente contaminados, el biochar se puede utilizar como un costo competitivo estrategia de remediación junto con el carbono secuestro (Wang *et al.*, 2012; Gao y Wu, 2013).

Es importante mencionar que el Cd al igual que otros elementos compite por su ingreso con otros nutrientes como Ca, Mg, Zn, K, etc. Asimismo, muchos autores consideran que no es necesario el uso de transportadores para la absorción de cadmio; sólo basta el gran potencial negativo de membrana plasmática de las células de la raíz para proporcionar la energía suficiente para la captación de Cd incluso a actividades bajas de Cd en el medio (McLaughlin y Singh, 1999).

Beesley *et al.* (2011) menciona que el biochar se ha utilizado como enmienda del suelo para estabilizar contaminantes orgánicos e inorgánicos, disminuyendo su concentración y disponibilidad en solución. Asimismo, la estabilización de metales pesados en el suelo depende en gran medida de la cantidad de grupos funcionales de superficie que contienen oxígeno (especialmente carboxilo) en metal complejo iones (Uchimiya *et al.*, 2012).



### 4.3.2 Concentración de cadmio (Cd) en el tallo

El tallo más que un órgano de almacén, constituye un medio de sostén. Esto explica las bajas concentraciones de Cd en comparación con otros órganos de la planta. Por otro lado, la concentración de cadmio (Cd) en el tallo, mostró diferencias estadísticas en los tratamientos en estudio (Anexo 6).

Al igual que en la raíz, la concentración de Cd en el tallo fue menor en las plantas tratadas con carbón activado que en las tratadas con biochar (Tabla 11). En las plantas tratadas con carbón activado, es preciso mencionar que, las dosis 1.0, 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena, fueron las que se mostraron una mejor eficiencia en la absorción de Cd, y cuyos valores promedios de la concentración de Cd obtenidos fueron de 0.16, 0.16 y 0.15 mg Cd maceta<sup>-1</sup> respectivamente, no mostraron diferencias estadísticas entre ellas; pero si se diferenciaron estadísticamente con el Testigo. En lo que respecta a las plantas tratadas con biochar, se obtuvo una mejor respuesta en la dosis 1.0 g biochar kg<sup>-1</sup> arena, con una concentración de 0.16 mg Cd maceta<sup>-1</sup>, no presentando diferencias significativas respecto a las plantas tratadas con carbón activado; asimismo, respecto a las demás dosis, no presentaron diferencias estadísticas respecto al Testigo.

Tabla 11. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de cadmio en el tallo de plantas de tomate.

Dosis (g kg <sup>-1</sup> arena)	Carbón activado	Biochar (mg Cd maceta <sup>-1</sup> )	Testigo
0.0	Testigo	Testigo	
0.5	0.21 ab	0.19 abcd	
1.0	0.16 bcd	<b>0.16 cd</b>	0.21 abc
2.5	<b>0.16 cd</b>	0.22 a	
5.0	<b>0.15 d</b>	0.21 ab	
<b>CV: 17.47 %</b>			

La Tabla 12 expone que carbón activado es más eficiente en reducir la asimilación de cadmio en el tallo de plantas de tomate. Las plantas tratadas con biochar no presentaron diferencias estadísticas respecto al testigo, registrándose una menor asimilación de cadmio las dosis 1.0 g biochar kg<sup>-1</sup> arena. Las plantas tratadas con carbón activado respondieron mejor a las dosis 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; diferenciándose estadísticamente del testigo.

Tabla 12. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre el contenido de cadmio en el tallo de plantas de tomate.

i/j		Biochar				Carbón activado				Testigo
		g kg <sup>-1</sup> arena				g kg <sup>-1</sup> arena				0.0
		0.5	1.0	2.5	5.0	0.5	1.0	2.5	5.0	0.0
Biochar	0.5		0.196	0.134	0.329	0.235	0.235	0.196	0.163	0.385
	1.0	0.196		0.008	0.028	0.017	0.913	1.000	0.913	0.036
	2.5	0.134	0.008		0.586	0.743	0.010	0.008	0.006	0.513
	5.0	0.329	0.028	0.586		0.827	0.036	0.028	0.022	0.913
Carbón activado	0.5	0.235	0.017	0.743	0.827		0.022	0.017	0.013	0.743
	1.0	0.235	0.913	0.010	0.036	0.022		0.913	0.827	0.046
	2.5	0.196	1.000	0.008	0.028	0.017	0.913		0.913	0.036
	5.0	0.163	0.913	0.006	0.022	0.013	0.827	0.913		0.028
Testigo	0.0	0.385	0.036	0.513	0.913	0.743	0.046	0.036	0.028	

Las concentraciones de Cd en el tallo no son muy distantes entre los tratamientos, esto debido que el tallo no constituye un órgano de reserva de la sabia elaborada, más bien, es un medio por el cual se redistribuye la sabia bruta (xilema) y la sabia elaborada (floema) hacia los diferentes órganos de reserva.

El cadmio puede movilizarse en la savia del xilema como un catión inorgánico (Cd<sup>2+</sup>) y en complejos con otras moléculas orgánicas. Una vez dentro de la planta el Cd se moviliza con la corriente de transpiratoria y se descarga de la savia de la xilema a los espacios apoplásmicos de las células del mesófilo de las hojas medio (McLaughlin y Singh, 1999). En la planta el Cd forma enlaces con grupos sulfhidrilo o grupos de ligandos con el N y O. Por lo tanto, cisteína y otros compuestos que contienen sulfhidrilo (fitoquelatinas, glutatión, etc.) y diversos ácidos orgánicos (citrate, etc.) y otros aminoácidos en la savia del xilema podrían ser importantes para transportar el Cd de las raíces a los brotes. En el floema el cadmio está presente bajo formas complejas como fitoquelatinas, fitometaloporos, glutatión, cisteína y otras moléculas que contienen el grupo sulfhidrilo (McLaughlin y Singh, 1999).

#### 4.3.3 Concentración de cadmio (Cd) en la hoja

La hoja es el órgano de la planta cuyas funciones principales son realizar los procesos de fotosíntesis, intercambio gaseoso y la transpiración. Además, de una serie de reacciones que ocurren en los procesos mencionados y otros, las hojas tienen la capacidad de almacenar y acumular nutrientes y/o sustancias nocivas como metales pesados para la salud humana. El

análisis de varianza concerniente a la concentración de cadmio (Cd) en la hoja, muestra diferencias estadísticas significativas en los tratamientos en estudio (Anexo 7).

Tabla 13. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de cadmio en la hoja de plantas de tomate.

Dosis (g kg <sup>-1</sup> arena)	Carbón activado	Biochar	Testigo
	(mg Cd maceta <sup>-1</sup> )		
0.0	Testigo	Testigo	
0.5	1.62 abc	<b>1.40 bcd</b>	
1.0	1.80 ab	1.89 a	1.72 abc
2.5	<b>1.30 cd</b>	1.89 a	
5.0	<b>1.12 d</b>	1.63 abc	
<b>CV: 18.24 %</b>			

Las plantas tratadas con carbono activado presentaron concentraciones de cadmio significativamente menores a las obtenidas con los tratamientos con biochar y el testigo, específicamente con las dosis 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena. No encontrándose diferencias estadísticas entre las concentraciones de cadmio del biochar con respecto al testigo (Tabla 13).

Tabla 14. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre el contenido de cadmio en la hoja de plantas de tomate.

i/j	Biochar				Carbón activado				Testigo
	g kg <sup>-1</sup> arena								
	0.5	1.0	2.5	5.0	0.5	1.0	2.5	5.0	0.0
Biochar	0.5	0.0240	0.0253	0.2686	0.3055	0.0640	0.6141	0.1850	0.1288
	1.0	0.0240	0.9808	0.2173	0.1888	0.6481	0.0073	0.0008	0.4161
	2.5	0.0253	0.9808	0.2261	0.1967	0.6654	0.0077	0.0009	0.4298
	5.0	0.2686	0.2173	0.2261	0.9329	0.4298	0.1127	0.0192	0.6654
Carbón activado	0.5	0.3055	0.1888	0.1967	0.9329	0.3831	0.1317	0.0233	0.6058
	1.0	0.0640	0.6481	0.6654	0.4298	0.3831	0.0215	0.0028	0.7184
	2.5	0.6141	0.0073	0.0077	0.1127	0.1317	0.0215	0.4027	0.0475
	5.0	0.1850	0.0008	0.0009	0.0192	0.0233	0.0028	0.4027	0.0069
Testigo	0.0	0.1288	0.4161	0.4298	0.6654	0.6058	0.7184	0.0475	0.0069

La Tabla 14 expone que carbón activado es más eficiente en reducir la asimilación de cadmio en la hoja de plantas de tomate. Las plantas tratadas con biochar no presentaron diferencias estadísticas respecto al testigo, registrándose una menor asimilación de cadmio las dosis 0.5 g biochar kg<sup>-1</sup> arena. Las plantas tratadas con carbón activado respondieron mejor a las dosis 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; diferenciándose estadísticamente del testigo.

Las concentraciones de Cd reflejadas en la Tabla 13, muestran claramente que eficacia del carbón activado en disminuir la absorción de cadmio por las raíces. Anteriormente se describió que es la raíz el órgano en donde se mantienen la mayor concentración de Cd, impidiendo o limitando su ingreso hacia la parte aérea.

La raíz, restringe en gran medida la translocación a los órganos sobre el suelo, protegiendo así los tejidos de las hojas, particularmente las células fotosintéticas activas metabólicamente del daño relacionado con metales pesados. Por otro lado, los hipoacumuladores exhiben un comportamiento opuesto por la absorción activa de cantidades excesivamente grandes de uno o más metales pesados del suelo. Además, los metales pesados no se retienen en las raíces, sino que, se trasladan al tallo y se acumulan en los órganos superiores, especialmente las hojas, en concentraciones 100 a 1000 veces más altas que las encontradas en especies no hiperacumuladoras sin mostrar ningún síntoma de fitotoxicidad (Reeves, 2006). La acumulación del metal en los tricomas de la superficie foliar también es un mecanismo de inmovilización y defensa celular (Salt *et al.*, 1995).

Por su parte Puga *et al.* (2015) al estudiar el efecto del biochar en suelos contaminados, indican que es factible enmendar los suelos contaminados con metales pesados con biochar para reducir los metales en la solución suelo-agua y mitigar los riesgos de lixiviación en aguas proximales. Sin embargo, se debe tener cuidado porque las plantas aún se pueden acumular grandes concentraciones de metales en sus tejidos a pesar del biocarbón reduciendo la biodisponibilidad; esto puede significar que, el riesgo para la transferencia trófica de contaminantes todavía está presente.

La incorporación de biochar a suelos contaminados redujo la concentración de Cd en la biomasa del cultivo de *B. napus* L. (Houben *et al.*, 2013). Los carbones vegetales presentan grupos funcionales muy reactivos que pueden adsorber metales pesados de suelos contaminados. Esta capacidad de adsorción dependerá de la materia prima y la temperatura de pirólisis. Esto limita la disponibilidad del Cd en solución, su absorción y translocación hacia los órganos superiores de la planta. Melo *et al.* (2013) que un carbón producido a 700 °C tiene una capacidad de sorción de Cd y Zn cuatro veces mayor que la producida a 400 °C, que puede atribuirse a la mayor superficie específica obtenida a mayor temperatura.

#### 4.3.4 Concentración de cadmio (Cd) en el fruto

El fruto es el órgano de la planta dónde se acumulan la mayor parte de productos obtenidos en la fotosíntesis, los nutrientes minerales y metales pesados o sustancias nocivas absorbidos por las raíces. La concentración de cadmio (Cd) en el fruto, mostró diferencias estadísticas altamente significativas en los tratamientos en estudio (Anexo 8).

Tabla 15. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de cadmio en el fruto de plantas de tomate.

Dosis (g kg <sup>-1</sup> arena)	Carbón activado	Biochar	Testigo
	(mg Cd maceta <sup>-1</sup> )		
0.0	Testigo	Testigo	
0.5	0.14 ab	<b>0.10 c</b>	
1.0	0.13 b	0.16 a	0.14 ab
2.5	<b>0.09 c</b>	0.16 a	
5.0	<b>0.08 c</b>	0.13 ab	
<b>CV: 15.66 %</b>			

Los datos obtenidos en la Tabla 15, reflejan que la eficiencia del carbón activado es mayor que la del biochar en la retención y adsorción del Cd. Es en las dosis 2.5 y 5.0 carbón activado kg<sup>-1</sup> arena, donde se registró una menor concentración de Cd con promedios de 0.085 y 0.075 mg Cd maceta<sup>-1</sup>, diferenciándose estadísticamente del testigo. Con respecto a las plantas tratadas con biochar no se registraron valores significativos entre las dosis y el testigo.

El fruto es el órgano de donde se acumulan la mayor parte de los productos sintetizados por la planta; sin embargo, respecto a la acumulación de cadmio es en la raíz donde se ha encontrado una mayor concentración de este metal. Esto puede atribuirse a que la raíz gracias procesos de quelación. Valdivieso *et al.* (2015) encontraron la misma secuencia en la concentración de cadmio en tomate, ellos describen que son las raíces donde se concentra mayormente el cadmio, además sostienen que tanto en la hoja como en el fruto las concentraciones son similares.

La Tabla 16 expone que el carbón activado registró mayor eficiencia y menores valores en la asimilación de cadmio en el fruto de plantas de tomate. Las plantas tratadas con biochar en las dosis 1.0, 2.5 y 5.0 g biochar kg<sup>-1</sup> arena no presentaron diferencias estadísticas respecto al testigo, pero la dosis 0.5 g biochar kg<sup>-1</sup> arena, registró una menor asimilación de cadmio, no diferenciándose estadísticamente respecto al carbón activado. Las plantas tratadas con

carbón activado respondieron mejor a las dosis 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; diferenciándose estadísticamente del testigo.

Tabla 16. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre el contenido de cadmio en el fruto de plantas de tomate.

i/j		Biochar				Carbón activado				Testigo
		g kg <sup>-1</sup> arena								
		0.5	1.0	2.5	5.0	0.5	1.0	2.5	5.0	0.0
Biochar	0.5		0.0002	<.0001	0.0171	0.0047	0.0384	0.3723	0.1141	0.0030
	1.0	0.0002		0.7195	0.0807	0.2148	0.0384	<.0001	<.0001	0.2859
	2.5	<.0001	0.7195		0.0384	0.1141	0.0171	<.0001	<.0001	0.1581
	5.0	0.0171	0.0807	0.0384		0.5907	0.7195	0.0019	0.0003	0.4742
Carbón activado	0.5	0.0047	0.2148	0.1141	0.5907		0.3723	0.0005	<.0001	0.8574
	1.0	0.0384	0.0384	0.0171	0.7195	0.3723		0.0047	0.0007	0.2859
	2.5	0.3723	<.0001	<.0001	0.0019	0.0005	0.0047		0.4742	0.0003
	5.0	0.1141	<.0001	<.0001	0.0003	<.0001	0.0007	0.4742		<.0001
Testigo	0.0	0.0030	0.2859	0.1581	0.4742	0.8574	0.2859	0.0003	<.0001	

Chan y Hale (2004) sostienen que el cadmio se acumula preferentemente en la raíz secuestrado en la vacuola de las células, y solo una pequeña parte es transportada a la parte aérea de la planta concentrándose en orden decreciente en tallos, hojas, frutos y semillas. El mecanismo posible de la entrada del cadmio en la vacuola es mediante un cotransportador de Cd<sup>2+</sup>/H<sup>+</sup> ubicado en la membrana de la misma (Salt y Wagner, 1993). Una vez en la raíz, el cadmio puede pasar al xilema a través del apoplasto y/o a través del simplasto formando complejos (Clemens *et al.*, 2002).

Una vez dentro de la célula el cadmio puede coordinarse con ligandos de S como glutation o fitoquelatinas y ácidos orgánicos como el citrato (Clemens, 2006; Domínguez *et al.*, 2004). Otras posibles moléculas responsables de la quelación del cadmio son pequeñas proteínas ricas en cisteína denominadas metalotioneínas. De esta forma, los complejos Cd-ligando pueden ser transportados al interior de la vacuola o a otras células (Shah y Nongkynrh, 2007).

Gupta y Chatterjee (2014), señalan que las plantas han desarrollado una serie de mecanismos de defensa que regulan la absorción, la acumulación y la translocación de estos elementos tóxicos y los desintoxican al excluir las formas iónicas libres del citoplasma. La mayoría de estas especies de plantas que toleran las concentraciones de metales pesados, que son altamente tóxicas para las otras plantas, se comportan como hiperacclutadores no hipertelentes. Las estrategias de hipertelencia ayudan a estas plantas a limitar la entrada de

metales mediante (i) establecimiento de asociaciones simbióticas con microorganismos del suelo como micorrizas que limitan el movimiento de iones de metales pesados y la absorción por la planta, (ii) unión a los grupos aniónicos de las paredes celulares y, finalmente, a los exudados de las raíces, (iii) reducir la afluencia a través de la membrana plasmática, (iv) acción de proteínas relacionadas con el estrés causado por metales pesados (proteínas de choque térmico).

#### 4.3.5 Absorción total de cadmio (Cd) por el cultivo

El análisis de varianza realizado, reflejó diferencias estadísticas respecto a la absorción total de cadmio (Anexo 9). La efectividad en disminución de la disponibilidad de cadmio para la planta se explica en la Tabla 17, donde las plantas tratadas con carbón activado, tienen una menor concentración total de cadmio comparadas con las plantas tratadas con biochar. Esto se explica por la gran capacidad de retención de iones por los carbones activados, debido a su alta porosidad y gran área superficial de que presentan, la misma que en su mayor parte se encuentra con carga eléctrica negativa.

Tabla 17. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de cadmio total en plantas de tomate.

Dosis (g kg <sup>-1</sup> arena)	Carbón activado	Biochar	Testigo
	(mg Cd maceta <sup>-1</sup> )		
0.0	Testigo	Testigo	
0.5	4.19 b	4.12 b	
1.0	4.06 b	6.06 a	4.03 b
2.5	<b>2.90 c</b>	6.27 a	
5.0	<b>2.46 c</b>	4.38 b	
CV: 11.94 %			

En la Tabla 17, se puede apreciar que hay una relación inversamente proporcional entre la concentración de Cd y el aumento en la dosis de carbón activado. Los valores más bajos en la concentración de Cd, se registraron en las dosis 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena, con promedios de 2.90 y 2.46 mg Cd maceta<sup>-1</sup> respectivamente, diferenciándose estadísticamente respecto de las demás dosis, las que a su vez no se diferenciaron estadísticamente con el testigo. Las plantas tratadas con biochar no presentaron diferencias respecto al testigo.

Tabla 18. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre el contenido de cadmio total en plantas de tomate.

i/j		Biochar				Carbón activado				Testigo
		g kg <sup>-1</sup> arena								
		0.5	1.0	2.5	5.0	0.5	1.0	2.5	5.0	0.0
Biochar	0.5		<.0001	<.0001	0.4689	0.8476	0.8746	0.0023	<.0001	0.8208
	1.0	<.0001		0.5562	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	2.5	<.0001	0.5562		<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	5.0	0.4689	<.0001	<.0001		0.5933	0.3793	0.0003	<.0001	0.3440
Carbón activado	0.5	0.8476	<.0001	<.0001	0.5933		0.7265	0.0014	<.0001	0.6758
	1.0	0.8746	<.0001	<.0001	0.3793	0.7265		0.0035	0.0001	0.9453
	2.5	0.0023	<.0001	<.0001	0.0003	0.0014	0.0035		0.2306	0.0041
	5.0	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	0.0001	0.2306		0.0002
Testigo	0.0	0.8208	<.0001	<.0001	0.3440	0.6758	0.9453	0.0041	0.0002	

La Tabla 18 manifiesta que el carbón activado registró mayor eficiencia y menores valores en la asimilación de cadmio total en plantas de tomate. Las plantas tratadas con biochar, no presentaron diferencias estadísticas respecto al testigo. Las plantas tratadas con carbón activado respondieron mejor a las dosis 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; diferenciándose estadísticamente del testigo.

La efectividad en disminución de la disponibilidad de cadmio para la planta se explica claramente en la Tabla 17, donde las plantas tratadas con carbón activado, tienen una menor concentración total de cadmio comparadas con las plantas tratadas con biochar. Esto se explica por la gran capacidad de retención de iones por los carbones activados, debido a su alta porosidad y gran área superficial de que presentan, la misma que en su mayor parte se encuentra con carga eléctrica negativa.

Tabla 19. Coeficientes de correlación para concentraciones de Cd en plantas de tomate.

Variables	Raíz	Tallo	Hoja	Fruto	Parte Aérea
	1	0.24916	0.60896	0.71241	0.63228
Raíz		<b>0.1428 ns</b>	<b>&lt;.0001 **</b>	<b>&lt;.0001 **</b>	<b>&lt;.0001 **</b>
Tallo	0.24916	1	0.4173	0.3454	0.50062
	0.1428 ns		0.0113 *	0.0391 *	0.0019 **
Hoja	0.60896	0.4173	1	0.67554	0.99321
	<.0001 **	0.0113 *		<b>&lt;.0001 **</b>	<b>&lt;.0001 **</b>
Fruto	0.71241	0.3454	0.67554	1	0.72577
	<.0001 **	0.0391 *	<.0001 **		<b>&lt;.0001 **</b>
Parte Aérea	0.63228	0.50062	0.99321	0.72577	1
	<.0001 **	0.0019 **	<.0001 **	<.0001 **	

\*: Significativo, \*\*: Altamente significativo, ns: No significativo



Uchimiya *et al.* (2011), examinaron la capacidad del grupo funcional de fósforo (ligandos de éster de ortofosfato) y notaron una alta afinidad por los iones metálicos  $Ni < Cd < Cu < Pb$  y coincidieron con el grado relativo de eliminación de estos cuatro metales pesados del suelo.

No hay una correlación significativa entre la concentración de Cd en raíz y la concentración de Cd en el tallo, reflejándose en un bajo grado de asociación entre estos parámetros (24.92 %), lo que significa que, si tengo concentraciones moderadas de cadmio en la raíz, la probabilidad que se trasladen hacia el tallo es baja, debido a que el tallo, es por lo general un órgano de reserva de paso y no de almacén de nutrientes u otros elementos. Asimismo, existe una correlación significativa entre la concentración de cadmio en raíz y las concentraciones de cadmio en hoja, fruto y toda la parte aérea de la planta, como también entre la concentración de cadmio en la hoja y la concentración de cadmio en el fruto; lo que significa que, si tengo altas concentración de cadmio en la raíz, existe una alta probabilidad que se traslade a la parte aérea y acumularse en los órganos de reserva (Tabla 19 y Figura 8). Esto es debido a que, el cadmio en el suelo es muy móvil comparado con otros elementos, su ingreso a la planta es vía pasiva, a través de la corriente transpiratoria, dentro de la planta es muy móvil y por lo tanto tendrá a acumularse más en la parte aérea de planta y mayor aún en los órganos de almacén (frutos). La hoja es el órgano de la planta considerada como la fuente de azúcares, carbohidratos, proteínas, etc., y de cuales cantidades mayores a 60 % son acumulados en fruto que por lo general es el almacén de todos estos productos resultado de la fotosíntesis y la diversas reacciones que la acompañan.

La solución suelo está compuesta por un menú muy variado de elementos necesarios para el normal desarrollo de la planta y por elementos perjudiciales (metales pesados como Cd, Pb, etc.) tanto para la planta como para el ser humano que consume estas plantas. Para nutrirse la planta no hace distinción alguna de los iones que absorbe, pues toma de lo que hay disponible en la solución suelo. Esta disponibilidad de los diferentes elementos presentes en la solución suelo depende de muchos factores como las características del suelo, clima, prácticas agronómicas que repercuten en la forma y presentación de los elementos para las plantas.

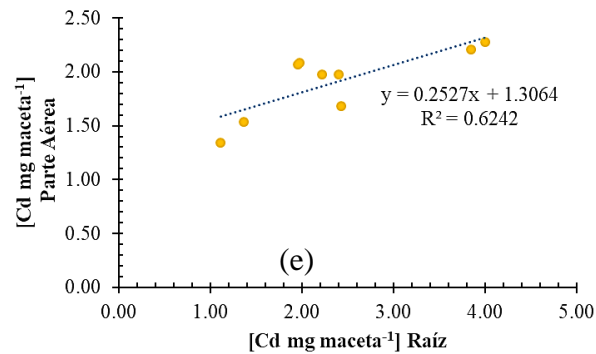
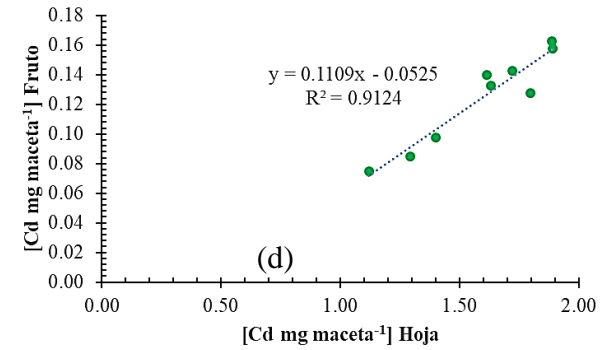
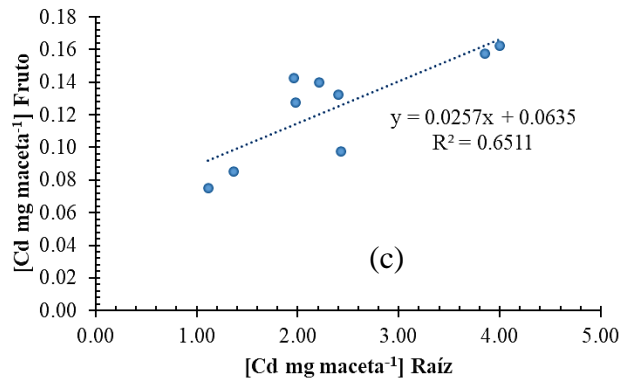
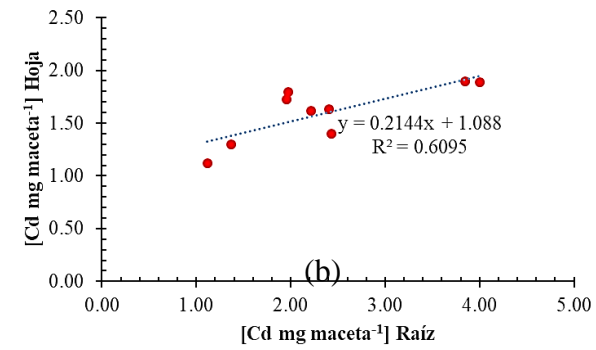
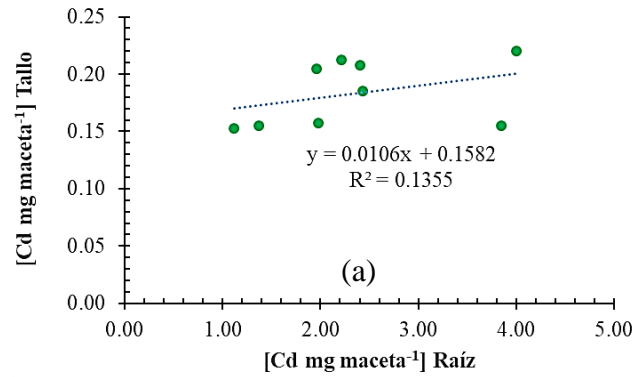


Figura 8. Correlaciones para la absorción de cadmio en plantas de tomate. (a) Correlación de la concentración de Cd en raíz y la concentración de Cd en tallo; (b) Correlación de la concentración de Cd en raíz y la concentración de Cd en hoja; (c) Correlación de la concentración de Cd en raíz y la concentración de Cd en fruto; (d) Correlación de la concentración de Cd en hoja y la concentración de Cd en fruto; (e) Correlación de la concentración de Cd en raíz y la concentración de Cd en parte aérea (tallo, hoja y fruto).

Las necesidades nutrimentales de las plantas cambian con sus etapas de crecimiento, que a menudo no coinciden con los nutrientes disponibles en las soluciones del suelo. Los nutrientes disponibles pueden ser excesivos o deficientes. Recientemente se ha encontrado que las plantas adoptan mecanismos especiales para adquirir nutrientes para satisfacer sus necesidades, independientemente de su concentración en la solución del suelo (Naeem *et al.*, 2017).

Beesley y Marmiroli (2011) observaron concentraciones reducidas de Cd y Zn del lixiviado de un suelo contaminado con múltiples elementos de pH 6,2 cuando se añadió un biochar derivado de la madera dura. Otros estudios han reportado la inmovilización específica de los elementos por el biochar, donde algunos elementos se inmovilizan preferencialmente y otros se movilizan (Namgay *et al.*, 2010; Uchimiya *et al.*, 2011). La efectividad del biochar como enmienda del suelo en los dos relaves mineros difirió dependiendo de las características iniciales de los relaves. El biochar de madera de pino fue más efectivo para aumentar el pH del suelo y aumentar el contenido de catión en la cola, con un pH inicial relativamente más alto y menos efectivo en la cola con un pH más bajo. Los autores de estos estudios recomendaron que el biochar puede ser una estrategia efectiva para la recuperación de suelos si la tasa de aplicación es lo suficientemente grande como para proporcionar una capacidad de sorción suficiente y elevar el pH lo suficiente como para mitigar la posible toxicidad.

Las características físicas y químicas de los carbones vegetales, dependen en gran medida de las condiciones en las éstos son obtenidos. Estas características son las que van a determinar la adsorción y retención de iones. En la Tabla 17, se evidencia que la capacidad de retención de Cd del carbón activado es mayor que la del biochar. Esta diferencia se puede explicar desde el punto de vista de las condiciones en que cada carbón fue obtenido, entre ellas las diferencias de temperatura entre uno y otro.

El efecto del biochar aplicado a un suelo de mina contaminado con metales pesados, disminuyó el contenido de Cd, Pb y Zn disponibles; mientras que, aumenta las concentraciones de nutrientes, como P. Asimismo, la aplicación de biochar también redujo la absorción de Cd, Pb y Zn por dos plantas, judías verdes y mucuna aterrima (Puga *et al.*, 2015).

Los carbones presentan una gran área de superficie y una alta capacidad de intercambio de catiónico, por lo que, tienen la capacidad de retener contaminantes inorgánicos y orgánicos del suelo (Beesley *et al.*, 2011). El rendimiento de los carbones depende de la temperatura de pirólisis, velocidad de calentamiento, tamaño de partícula y lignina contenido de la biomasa utilizada en la pirólisis (Demirbas, 2004; Laird *et al.*, 2009; Mohan *et al.*, 2006). Muchos estudios han demostrado que el biochar producido a temperaturas más altas tiene una mayor área de superficie y volumen de poro (Ahmad *et al.*, 2012; Ghani *et al.*, 2013).

Kim *et al.* (2013) notaron un aumento en el pH y el área de superficie a temperaturas pirolíticas  $\leq 500$  °C, lo que incrementó la capacidad de sorción de Cd. Un aumento en la temperatura de pirólisis ha demostrado que aumenta (Cao *et al.*, 2009) o disminuye (Uchimiya *et al.*, 2010) la acidez total en los carbones. La adición de biochar aumenta el pH, mejorando así la inmovilización de metales pesados ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  y  $\text{Pb}^{+}$ ) (Uchimiya *et al.*, 2010). La retención de metales por el biochar también se puede explicar por su precipitación como compuestos de (hidro) óxido, carbonato o fosfato.

Respecto a las enmiendas, difieren estadísticamente, reluciendo una mejor respuesta y un menor promedio de absorción de cadmio en las plantas tratadas con carbón activado ( $3.40 \text{ mg Cd maceta}^{-1}$ ) que las tratadas con biochar ( $5.21 \text{ mg Cd maceta}^{-1}$ ), las que a su vez no se diferencian estadísticamente del testigo (Figura 9).

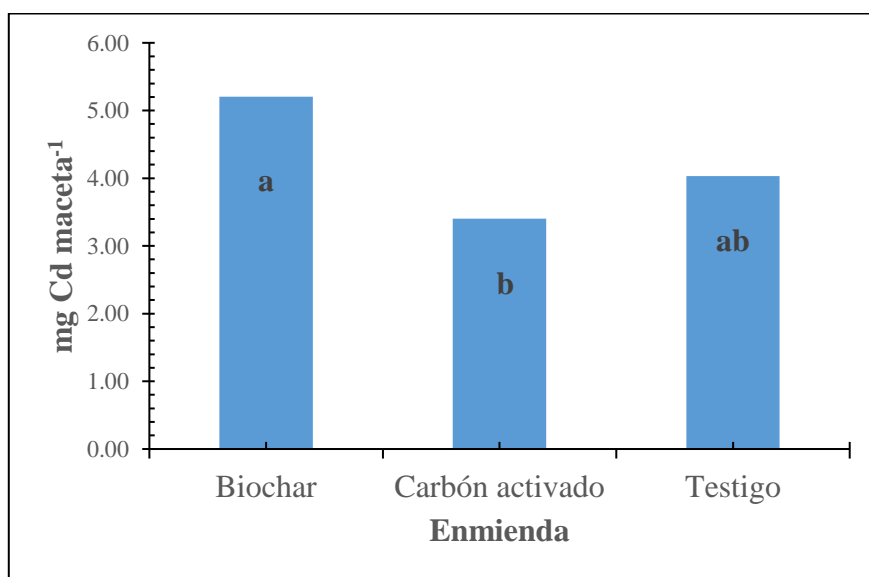


Figura 9. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción total de cadmio en plantas de tomate.

La magnitud de las interacciones entre el biochar y el medio ambiente del suelo se puede explicar por el área superficial del biochar. Beesley y Marmiroli (2011) demostraron que biochar de maderas duras presentaron una gran área superficial y una sorción de Cd y Zn, reduciendo las concentraciones de estos metales en lixiviados de un suelo contaminado en 300 y 45 veces, respectivamente. Además de las propiedades de la materia prima, la superficie específica de los carbones depende en gran medida de las condiciones de la pirólisis, como la temperatura, el flujo de gas y la presencia de aire. Mukherjee *et al.* (2011) sostienen que, al aumentar la temperatura de pirólisis, se libera la materia volátil presente en los rellenos de los poros, produciendo carbones con máxima superficie específica.

La Figura 10, evidencia que la mejor respuesta se obtuvo en las plantas tratadas con la dosis 5.0 g kg<sup>-1</sup> arena (D4) que presentaron una menor y un mejor promedio de absorción de cadmio (3.42 mg Cd maceta<sup>-1</sup>), diferenciándose estadísticamente de las demás dosis y del Testigo. Las dosis 0.5 y 2.5 g kg<sup>-1</sup> arena (D1 y D3) no presentaron diferencias estadísticas significativas, presentando una absorción promedio de cadmio de 4.15 y 4.59 mg Cd maceta<sup>-1</sup> respectivamente. Las plantas tratadas con la dosis 1.0 g kg<sup>-1</sup> arena (D2), son las que presentaron una mayor absorción promedio de cadmio (5.06 mg Cd maceta<sup>-1</sup>). El testigo no presentó diferencias estadísticas respecto a las dosis D1, D2 y D3.

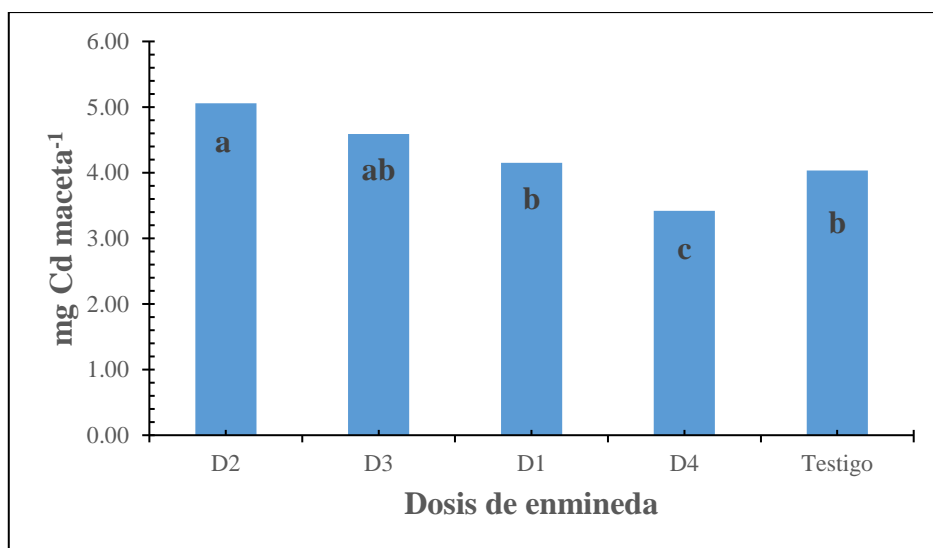


Figura 10. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción total de cadmio en plantas de tomate.

La Figura 9 y 10, son el reflejo de que los carbones vegetales producidos a mayores temperaturas desarrollan una mayor eficiencia en la reducción de la disponibilidad de  $\text{Cd}^{2+}$  en solución. Esto se traduce en una menor absorción de cadmio por la planta y disminuyendo su concentración.

La temperatura de pirólisis afecta el grado de carbonización, el desarrollo del área de superficie y la aromaticidad en la fuente material (Keiluweit *et al.*, 2010). El mecanismo de adsorción predomina en la fracción carbonizada, mientras que la partición ocurre en la fracción lábil, parcialmente carbonizada (Chun *et al.*, 2004). La polaridad, aromaticidad, área de superficial y distribución del tamaño de poro son los que controlan la sorción de solutos polares y no polares en los carbones de plantas a 300 - 700 °C (Chun *et al.*, 2004; Chen *et al.*, 2008). La capacidad de adsorción del biochar difiere con las propiedades fisicoquímicas, como el pH, el área superficial y los grupos funcionales que dependen de la biomasa y los métodos de producción (Kolodynska *et al.*, 2012).

#### **4.4 Absorción total de nutrientes**

Las plantas absorben los nutrientes minerales por su metabolismo y crecimiento. Como primer paso, los nutrientes minerales deben transportarse a través de la membrana plasmática de las células capilares desde la raíz hasta el citoplasma para su uso en el metabolismo de las plantas. Investigaciones recientes indican que este proceso está bajo estricto control genético (Naeem *et al.*, 2017). Los nutrientes minerales tienen funciones esenciales y específicas durante el crecimiento vegetal. Estos nutrientes minerales pueden funcionar como constituyentes estructurales o cumplir funciones enzimáticas directa o indirectamente. Los nutrientes del suelo requeridos por las plantas se denominan nutrientes esenciales e incluyen macronutrientes (C, H, O, N, P, K, S, Ca y Mg) y micronutrientes (B, Mn, Cu, Zn, Fe, Mo y Cl). Tener suficiente disponibilidad de nutrientes esenciales es fundamental para optimizar la fertilidad y la productividad del suelo.

La aplicación de biochar también puede aumentar significativamente la capacidad de intercambio de cationes (CIC), la capacidad de retención de agua y la biodisponibilidad de nutrientes, como P, Ca, S, N, Zn y Mn, debido a su naturaleza porosa y su gran superficie (Liang *et al.*, 2006; Novak *et al.*, 2009; Hass *et al.*, 2012; Chintala *et al.*, 2014).

Los carbones: (i) aumentan la CIC, el pH y la retención de agua para mejorar la retención de nutrientes y la biodisponibilidad; (ii) absorción y liberación de nutrientes y pesticidas inorgánicos y orgánicos en micro y mesoporos y (iii) generan un ambiente poroso para hongos y bacterias como hábitat físicamente protegido de predadores más grandes, y alteración de la dinámica de señalización aleloquímica entre las raíces de las plantas y los microorganismos colonizadores dentro de la rizosfera (Glaser *et al.*, 2002; Masiello *et al.*, 2013). La mayoría de los macronutrientes como P, K, Ca y Mg y aproximadamente la mitad del N y S de las plantas, en la biomasa pueden dividirse en la fracción de biocarbón en el proceso de producción de biochar (Laird *et al.*, 2010).

#### 4.4.1 Absorción de nitrógeno (N)

El nitrógeno es uno de los elementos más ampliamente distribuidos en la naturaleza. Su función en la planta principalmente es estructural, siendo parte de la clorofila, aminoácidos, proteínas, etc., y su deficiencia, constituye una de las mayores limitantes del crecimiento vegetal. El análisis de varianza reporta que hubo diferencias estadísticas respecto a la absorción total de nitrógeno (N) por la planta de tomate (Anexo 10).

Tabla 20. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de nitrógeno en plantas de tomate.

Dosis (g $\text{kg}^{-1}$ arena)	Carbón activado	Biochar	Testigo
	(g N maceta <sup>-1</sup> )		
0.0	Testigo	Testigo	
0.5	0.32 ab	0.22 e	
1.0	0.34 ab	0.36 a	0.26 cde
2.5	0.27 cd	0.34 ab	
5.0	0.25 de	0.30 bc	
<b>CV: 9.93 %</b>			

Las plantas tratadas con biochar registraron una mayor absorción de nitrógeno para las dosis 1.0, 2.5 y 5.0 g biochar  $\text{kg}^{-1}$  arena, reportando valores promedios de concentración de 0.36, 0.34 y 0.30 g N maceta<sup>-1</sup> respectivamente. En las plantas tratadas con carbón activado, las dosis de 0.5 y 1.0 g carbón activado  $\text{kg}^{-1}$  arena, reportaron los mejores promedios en concentración de 0.32 y 0.34 g N maceta<sup>-1</sup> respectivamente. De acuerdo a los resultados obtenidos, se puede mencionar que, para el caso de carbón activado, a mayores dosis de aplicación la asimilación de N disminuye gradualmente. Para el caso del biochar, la disminución en la absorción de N, recién empieza cuando se aplican dosis altas de esta

enmienda. Asimismo, el testigo no presentó diferencias respecto al biochar en la dosis 0.5 g biochar kg<sup>-1</sup> arena y respecto al carbón activado en la dosis 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena (Tabla 20).

Tabla 21. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre el contenido de nitrógeno en plantas de tomate.

i/j		Biochar				Carbón activado				Testigo
		g kg <sup>-1</sup> arena								
		0.5	1.0	2.5	5.0	0.5	1.0	2.5	5.0	0.0
Biochar	0.5		<.0001	<.0001	0.0006	<.0001	<.0001	0.0221	0.1929	0.0488
	1.0	<.0001		0.4726	0.0095	0.1007	0.4029	0.0002	<.0001	<.0001
	2.5	<.0001	0.4726		0.0488	0.3401	0.9043	0.0015	<.0001	0.0006
	5.0	0.0006	0.0095	0.0488		0.2842	0.0626	0.1567	0.0168	0.0797
Carbón activado	0.5	<.0001	0.1007	0.3401	0.2842		0.4029	0.0168	0.0011	0.0071
	1.0	<.0001	0.4029	0.9043	0.0626	0.4029		0.0021	0.0001	0.0008
	2.5	0.0221	0.0002	0.0015	0.1567	0.0168	0.0021		0.2842	0.7185
	5.0	0.1929	<.0001	<.0001	0.0168	0.0011	0.0001	0.2842		0.4726
Testigo	0.0	0.0488	<.0001	0.0006	0.0797	0.0071	0.0008	0.7185	0.4726	

La Tabla 21 refleja que la dosis 1.0 g enmienda kg<sup>-1</sup> arena, es en la que se tuvo una mayor eficiencia en la asimilación de nitrógeno en el tomate. Las plantas tratadas con biochar responden mejor a la asimilación de nitrógeno en las dosis 1.0, 2.5 g biochar kg<sup>-1</sup> arena. Las plantas tratadas con carbón activado respondieron mejor a las dosis 0.5 y 1.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; por otro lado, las dosis 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena no se diferenciaron estadísticamente del testigo.

La aplicación de biochar en las tierras de cultivo puede reducir la demanda de N de las plantas mediante una mayor eficacia del uso de N (Zhang *et al.*, 2012) que, a su vez, reduce la emisión de gases de efecto invernadero de la industria de fertilizantes nitrogenados. se puede aplicar se puede reducir debido al aumento de la eficiencia de uso de N. Por lo tanto, el biochar se puede considerar como una enmienda ideal para mejorar la fertilidad del suelo. El nitrógeno puede ser asimilado por las plantas, principalmente bajo la forma de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) o como amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). El nitrato es absorbido y rápidamente movilizado por la xilema, pudiendo almacenarse en las vacuolas de las raíces, vástagos u otros órganos de almacenamiento. Sin embargo, este nitrato una vez asimilado, rápidamente es reducido a amoniaco y conjugado con los productos de la fotosíntesis para convertirse en proteína o aminoácido. El amonio, antes de ser asimilado por la planta, pierde un H<sup>+</sup> y es convertido a



amoniac; bajo esta forma es asimilado, una vez dentro de la planta rápidamente demanda de una cadena carbonatada para formar proteínas o aminoácidos.

La Tabla 20 muestra que hay una mayor eficiencia en la asimilación en las plantas tratadas con el biochar que las tratadas con el carbón activado. Si bien es cierto que los carbones tienen la capacidad de adsorber iones en el suelo; la mayor capacidad de retención de iones por parte del carbón activado, puede estar asociado a la mayor área y carga superficial que presenta en comparación con el biochar. Cabe destacar que los carbones vegetales no pueden suministrar nitrógeno directamente, éste es eliminado durante la pirólisis o se encuentra formando parte de estructuras aromáticas estables.

El área superficial de biochar puede crear efectos críticos en su capacidad de retención de nutrientes por superficie unión de ambos cationes y aniones a sus superficies (Glaser *et al.*, 2000). Sin embargo, Chen *et al.* (2008) sostienen que las aplicaciones de biochar favorecen la asimilación del N, aún bajas tasas de aplicación, en comparación con un control. Los investigadores argumentan que la absorción de nitrógeno mejora por el aumento del potasio ( $K^+$ ) disponible en solución, considerado como el contra catión que acompaña la absorción de N como iones de nitrato.

Algunos estudios mostraron que la aplicación de biochar incrementó notablemente la retención de N en el suelo (Zheng *et al.*, 2012; Zhao *et al.*, 2013), que se debió a una menor lixiviación y mayor recuperación de fertilizante aplicado N (Guerena *et al.*, 2013). Otro estudio mostró que la aplicación de biochar no afectó la lixiviación total de N a una baja tasa de fertilización con N, pero disminuyó la lixiviación total de N a una tasa de fertilización alta (Guerena *et al.*, 2013).

La aplicación de biochar producido a altas temperaturas ( $\geq 500$  °C) indujo una mayor mineralización neta de N y una menor inmovilización de N que aquellos producidos a bajas temperaturas ( $\leq 400$  °C); como resultado, los biochares producidos a bajas temperaturas pueden inducir una menor pérdida de lixiviación de N mineral y una mayor retención de N en el suelo (Ippolito *et al.*, 2012; Kameyama *et al.*, 2012; Nelissen *et al.*, 2012; Yao *et al.*, 2012).

La adición al suelo de biochar con altos porcentaje microporos, puede reducir la pérdida de N como volatilización de  $\text{NH}_3$ . Similar a la superficie específica, la estructura del poro depende en gran medida de la temperatura de pirólisis. La alta temperatura destruye las paredes de los microporos adyacentes, produciendo meso o macroporos. Algunos estudios demostraron que el biocarbón aumentaba la capacidad de adsorción de las plantas para los nutrientes del suelo y, por lo tanto, reducía las pérdidas de nutrientes por lixiviación (Cheng *et al.*, 2008; Laird *et al.*, 2010).

Las diferencias en la absorción de N mostradas en la Figura 11, puede estar asociado a la mayor retención de iones de  $\text{K}^+$  por el carbón activado debido a su gran carga superficial que presenta, repercutiendo en la absorción y transporte de N en la planta por la sinergia existente entre estos iones; es decir, si se tiene menor disponibilidad de  $\text{K}^+$  habrá una menor asimilación de N.

Miaa *et al.* (2014) investigaron el efecto de las dosis de biochar en la asimilación de nutrientes en trébol y los resultados señalados por los autores es que la disponibilidad de N aumentó significativamente a una tasa de aplicación de  $10 \text{ t ha}^{-1}$  y se redujeron a una tasa de aplicación de  $120 \text{ t ha}^{-1}$ .

Es preciso mencionar que la asimilación del nitrógeno como  $\text{NO}_3^-$  es vía activa a través de transportadores y normalmente el  $\text{K}^+$  es quien moviliza al  $\text{NO}_3^-$  en el interior de la planta es el  $\text{K}^+$ . Esto significa que si hay deficiencia de  $\text{K}^+$  el  $\text{NO}_3^-$  no se transloca, debido a la sinergia existente entre estos iones.

Asimismo, los grupos funcionales oxigenados con de los carbones activados (carboxilo e hidroxilo) tienen más capacidad para adsorber  $\text{NH}_4^+$  que el biochar (Zheng *et al.*, 2012).

Del mismo modo, Yao *et al.* (2012) encontraron que la aplicación de biochar redujo la lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  en un 34 % por adsorción. Sin embargo, también se ha observado que la capacidad de adsorción, retención y sorción del  $\text{NO}_3^-$  por biochar varía con el tipo de biochar (material de alimentación, baja o alta temperatura, pirólisis lenta o rápida) y sus características. Por lo tanto, el suelo modificado con biochar puede adsorber  $\text{NO}_3^-$  a través de sus sitios de intercambio aniónico, reduciendo así su pérdida y aumentando su retención en el suelo.

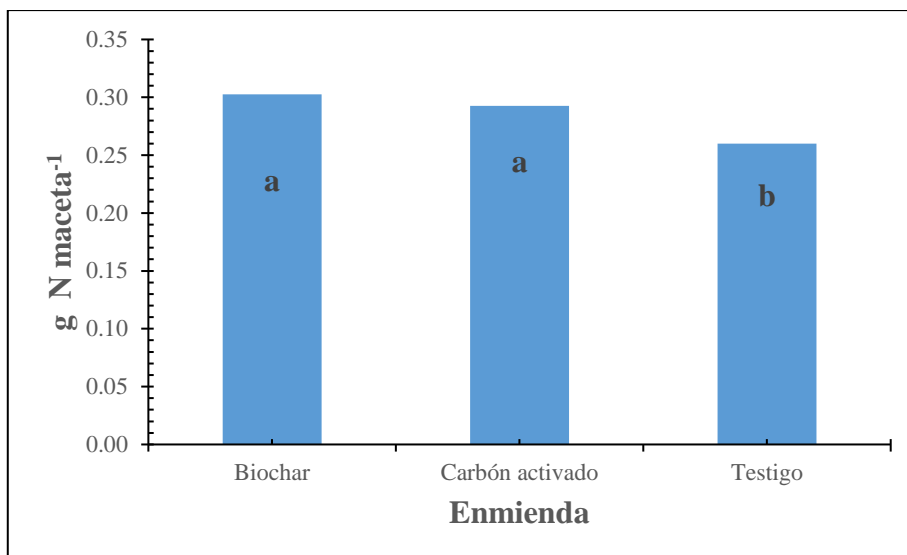


Figura 11. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción nitrógeno en plantas de tomate.

Al comparar las enmiendas, se muestra que no hubo diferencias estadísticas respecto a la absorción de N. Ambas enmiendas no presentan diferencias estadísticas significativas, las plantas tratadas con carbón activado registraron un promedio en la absorción de 0.29 g N maceta<sup>-1</sup> y las tratadas con biochar un promedio de 0.30 g N maceta<sup>-1</sup> (Figura 11). En ambos casos hubo diferencias respecto al testigo.

Las características físicas y químicas de los carbones vegetales influyen en su efectividad para controlar la volatilización de NH<sub>3</sub>. Spokas *et al.* (2012) indicaron que el biochar puede actuar como enmienda del suelo mediante la captura de NH<sub>3</sub> del suelo. Se han realizado investigaciones para comprender la disminución de la volatilización de NH<sub>3</sub> resultante de la aplicación de biochar al suelo. La adición de biochar al suelo puede disminuir el pH del suelo, reduciendo así la volatilización de NH<sub>3</sub>. Biocarbones con alta superficie específica que contiene varios grupos funcionales de superficie puede capturar NH<sub>3</sub>. Con NH<sub>3</sub> como un gas alcalino, los grupos de superficie ácida en el biochar con su bajo pH pueden protonar el NH<sub>3</sub> para formar NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, promoviendo así su adsorción en los sitios de intercambio catiónico (Bandosz, 2006). El NH<sub>3</sub> absorbido por el biocarbón puede estar disponible posteriormente para las plantas (Taghizadeh-Toosi *et al.*, 2011).

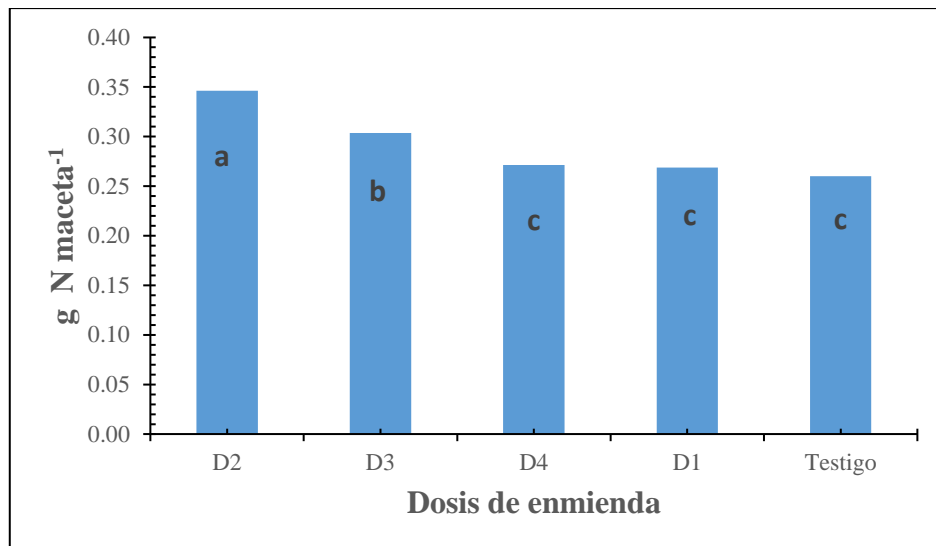


Figura 12. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción nitrógeno en plantas de tomate.

Los resultados obtenidos en la Figura 12, reflejan que hay diferencias estadísticas en las dosis de enmienda respecto a la absorción de N. La mejor respuesta se obtuvo en las plantas tratadas con la dosis 1.0 g kg<sup>-1</sup> arena (D2) que presentaron un mejor promedio y una mayor absorción de 0.35 g N maceta<sup>-1</sup>, diferenciándose estadísticamente de las demás dosis. Las plantas tratadas con la dosis 2.5 g kg<sup>-1</sup> arena (D3), registraron una absorción promedio de 0.30 g N maceta<sup>-1</sup>. Las dosis 0.5 y 5.0 g kg<sup>-1</sup> arena (D1 y D4), no presentaron diferencias estadísticas significativas respecto al Testigo, presentando una absorción promedio de nitrógeno de 0.27 g N maceta<sup>-1</sup> en ambos casos. Los resultados obtenidos pueden estar asociados a la relación directa al aumento de las dosis de aplicación, aumentando la carga superficial, provocando una mayor retención de cationes y aniones, disminuyendo en la absorción de nutrientes minerales, repercutiendo en el metabolismo y desarrollo de la planta.

Es probable que se produzca una disminución en la desnitrificación debido a la absorción de compuestos de N minerales (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) en la superficie del biochar y en la red, lo que reduce el sustrato para la desnitrificación (Taghizadeh-Toosi *et al.*, 2011). La desnitrificación completa, que conduce a la emisión de N<sub>2</sub> debido a la adición de biochar, se explicó por aireación mejorada, la presencia de C lábil en el biochar y pH elevado del suelo y actividades microbianas mejoradas (Anderson *et al.*, 2011). Lehmann *et al.* (2006) también plantearon la hipótesis de que el biochar puede reducir las emisiones de N<sub>2</sub>O al inducir la inmovilización microbiana del mineral N en el suelo. En contraste, otros estudios la adición de biochar podría limitar la disponibilidad de N del suelo en suelos con deficiencia de N

debido a la alta relación C/N de biochar y por lo tanto podría reducir la productividad de los cultivos, al menos temporalmente (Lehmann *et al.*, 2003; Asai *et al.*, 2009).

Además, los estudios han indicado una baja disponibilidad de nitrógeno ya que la mayoría del nitrógeno en los carbones vegetales está presente como nitrógeno heterocíclico (Knicker *et al.*, 1996). Sin embargo, el nitrógeno heterocíclico puede ser de baja estabilidad que generalmente se asumió que algunas partes de éste parecen estar disponibles para las plantas (De la Rosa *et al.*, 2011).

#### 4.4.2 Absorción de fósforo (P)

El fósforo al igual que el nitrógeno, constituye como uno de los nutrientes más codiciados por la planta. Su alta reactividad y la poca movilidad del P en el suelo, reduce la su disponibilidad y la accesibilidad de las raíces para asimilar este nutrimento. Según el análisis de varianza concerniente a la absorción total de P, se observó diferencias estadísticas altamente significativas en los tratamientos en estudio (Anexo 11).

Tabla 22. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de fósforo en plantas de tomate.

Dosis (g kg <sup>-1</sup> arena)	Carbón activado	Biochar	Testigo
	(g P maceta <sup>-1</sup> )		
0.0	Testigo	Testigo	
0.5	<b>0.047 ab</b>	<b>0.043 ab</b>	
1.0	<b>0.042 abc</b>	<b>0.049 a</b>	0.041 bc
2.5	0.035 c	<b>0.046 ab</b>	
5.0	0.025 d	0.041 bc	
<b>CV: 10.59 %</b>			

La aplicación excesiva de fertilizantes de P ha causado la lixiviación de P de los campos agrícolas a los sistemas acuáticos (Karunanithi *et al.*, 2014; Loganathan *et al.*, 2014). El biochar ha demostrado alterar la disponibilidad de P en los suelos al reducir la lixiviación de P a través de las características de adsorción y sorción. Laird *et al.* (2010) informaron que la adición de biochar de madera dura producida mediante pirólisis lenta a los suelos agrícolas típicos del medio oeste redujo significativamente la lixiviación total de P en un 69 %. De manera similar, en un estudio de columna, el biochar producido a partir de pimienta de Brasil a 600 °C redujo la cantidad total de fosfato en los lixiviados en 20.6 % (Yao *et al.*, 2012).

Existen diferencias estadísticas entre los tratamientos en la absorción de P. Las plantas tratadas con biochar registraron una mayor absorción de fósforo para las dosis 1.0, 2.5 y 5.0 g biochar kg<sup>-1</sup> arena, con valores promedios de concentración de 0.049, 0.046 y 0.041 g P maceta<sup>-1</sup> respectivamente, diferenciándose estadísticamente del testigo. En las plantas tratadas con carbón activado, sólo la dosis más baja (0.5 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena), fue donde se obtuvo mejores resultados con promedios en concentración de 0.047 g P maceta<sup>-1</sup>, diferenciándose de las demás dosis y del testigo. Esto nos indica que, hay una relación inversamente proporcional entre la absorción de fósforo y el aumento en las dosis de aplicación; pues, a mayores dosis de aplicación la asimilación de P disminuye gradualmente. Para el caso del biochar, la disminución en la absorción de N, recién empieza cuando se aplican dosis altas de esta enmienda (Tabla 22).

Tabla 23. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre el contenido de fósforo en plantas de tomate.

i/j		Biochar				Carbón activado				Testigo
		g kg <sup>-1</sup> arena								
		0.5	1.0	2.5	5.0	0.5	1.0	2.5	5.0	0.0
Biochar	0.5		0.0983	0.3365	0.4219	0.2636	0.6286	0.0146	<.0001	0.4693
	1.0	0.0983		0.4693	0.0176	0.5728	0.0364	0.0002	<.0001	0.0212
	2.5	0.3365	0.4693		0.0840	0.8717	0.1537	0.0013	<.0001	0.0983
	5.0	0.4219	0.0176	0.0840		0.0607	0.7468	0.0840	<.0001	0.9356
Carbón activado	0.5	0.2636	0.5728	0.8717	0.0607		0.1145	0.0009	<.0001	0.0716
	1.0	0.6286	0.0364	0.1537	0.7468	0.1145		0.0433	<.0001	0.8086
	2.5	0.0146	0.0002	0.0013	0.0840	0.0009	0.0433		0.0024	0.0716
	5.0	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	0.0024		<.0001
Testigo	0.0	0.4693	0.0212	0.0983	0.9356	0.0716	0.8086	0.0716	<.0001	

La Tabla 23 refleja que la dosis 0.5 y 1.0 g enmienda kg<sup>-1</sup> arena, es en la que se tuvo una mayor eficiencia en la asimilación de fósforo en el tomate. Las plantas tratadas con biochar responden mejor a la asimilación de nitrógeno en las dosis 0.5, 1.0 y 2.5 g biochar kg<sup>-1</sup> arena. Las plantas tratadas con carbón activado respondieron mejor a las dosis 0.5 y 1.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; por otro lado, las dosis 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena no se diferenciaron estadísticamente del testigo.

Como es conocido, en el suelo el P permanece inmóvil casi en su totalidad y no está disponible para la planta como resultado de la adsorción y su alta reactividad. El P cumple dos funciones, la primera es la regulación enzimática en el citoplasma y cloroplasto y la

segunda, es parte estructural de ácidos nucleicos, fosfolípidos y parte de los transportadores de energía (ATP, UTP, CTP), entre otros.

La adición de biocarbón aumenta la disponibilidad de P en la solución del suelo (Atkinson *et al.*, 2010; Hossain *et al.*, 2010). La aplicación de biochar aumenta la cantidad de fosfato en la solución del suelo en un 39 % (Doydora *et al.*, 2011). Los posibles mecanismos sugeridos para la influencia del biochar en la disponibilidad de P son un cambio en el pH del suelo y la influencia posterior en la interacción de P con otros cationes, o retención mejorada a través del intercambio aniónico (Atkinson *et al.*, 2010). En el entorno natural, el P es fuertemente adsorbido en la superficie de óxidos de  $\text{Fe}^{3+}$  en el suelo (Jaisi *et al.*, 2010). La adición de biochar redujo la cantidad y la tasa de P sorbido en ferrihidrita, el óxido de Fe más eficaz para P (Cui *et al.*, 2011).

Actualmente, numerosos estudios mencionan que la aplicación de biochar aumenta la disponibilidad de planta P en el suelo (Asai *et al.*, 2009; Yamato *et al.*, 2006). Aplicaciones de biochar a la raíz la zona del suelo con deficiencia de P aumentó el crecimiento de la planta en un 59 % y la absorción de P en un 73 % (Shen *et al.*, 2016). Lehmann *et al.* (2003) también reveló que el aumento de las tasas de aplicación de biochar también aumenta la concentración de P y la absorción en las plantas.

La Tabla 22 refleja el efecto de los tratamientos en la absorción de P; en ambas enmiendas, la asimilación de P llega a un tope a una determinada dosis a partir de cual empieza a decrecer. Esto es más marcado en el carbón activado, ya que a partir de la dosis de  $0.5 \text{ g kg}^{-1}$  empieza a decrecer la asimilación de P; en cambio, para el biochar es a partir de la dosis de  $2.5 \text{ g kg}^{-1}$  en la se registra una leve disminución en la absorción de P. Esto puede atribuirse a que, durante la producción de carbones vegetales, la mayor parte de la fracción de P se estabiliza durante la pirólisis, siendo más estables en carbones producidos a temperaturas más altas. Asimismo, la fracción de P disponible en el biochar es mayor que en el carbón activado debido que éste último fue producido a una temperatura de  $800 \text{ }^\circ\text{C}$ , por lo que, los elementos disponibles en este son muy bajos o están formando parte estructural del carbón y la posibilidad de pasar a solución para ser asimilados por la planta es muy baja.

Se ha encontrado que la aplicación del biochar aumenta la retención de P y la disponibilidad de P y K en los suelos; el aumento está relacionado positivamente con la tasa de aplicación

de biochar. Hay dos posibles explicaciones para el aumento del contenido de P disponible en el suelo después de la aplicación del biochar: (1) el alto contenido de P en el biochar aplicado y (2) el aumento de CIC y la disminución del  $Al^{3+}$  soluble en suelos ácidos aumentando la disponibilidad de P en el suelo como resultado de la aplicación de biochar (Hass *et al.*, 2012; Guo *et al.*, 2014). Sin embargo, los efectos de la aplicación de biochar en la disponibilidad de P en el suelo no son universales (Gaskin *et al.*, 2010; Liang *et al.*, 2014). Además, la incorporación de biochar en los suelos agrícolas puede aumentar la lixiviación de P y K, al menos a corto plazo (Angst *et al.*, 2014; Guo *et al.*, 2014). Como resultado, el biochar puede proporcionar una fuente de P de larga duración para los campos de cultivo (Dai *et al.*, 2015).

Además, el impacto del biochar en la retención y liberación de P depende del pH del suelo. La incorporación de biochar disminuyó significativamente la absorción de P y aumentó su disponibilidad en suelos ácidos, pero aumentó la absorción de P y disminuyó su disponibilidad en suelos calcáreos (Chintala *et al.*, 2014). Por lo tanto, el efecto de la aplicación de biochar en las concentraciones de P y K del suelo está estrechamente relacionado con los contenidos de P y K en el biochar y sus disponibilidades en el suelo, con mayor absorción y lixiviación reducida que conduce a una alta retención de P y K y beneficia la fertilidad del suelo.

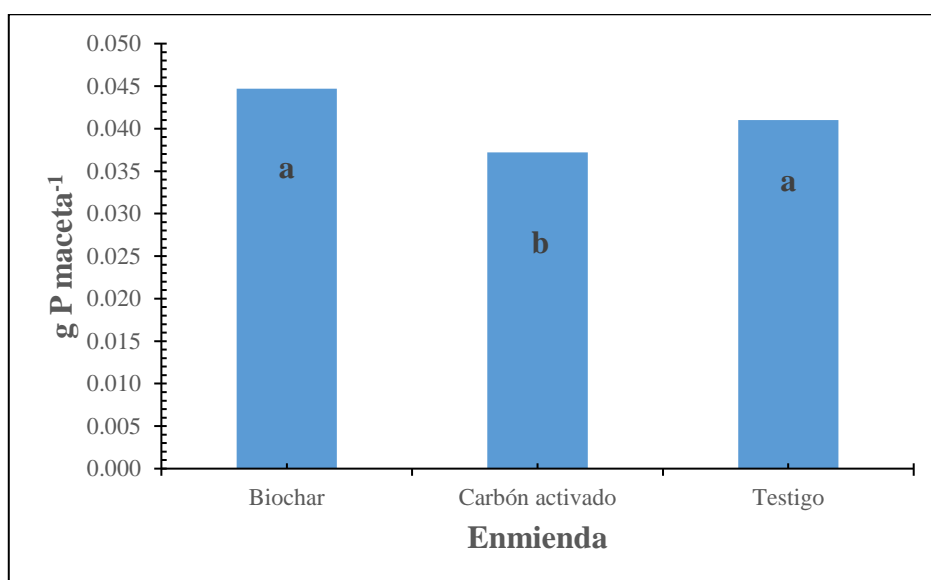


Figura 13. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción de fósforo en plantas de tomate.



Las diferencias estadísticas ejercidas por las enmiendas en la absorción fósforo, son muy significativas entre ellas, pero, en ambos casos no hubo diferencias marcadas respecto al testigo. Las plantas tratadas con biochar registraron una mayor absorción de P con un promedio de 0.045 g P maceta<sup>-1</sup>, diferenciándose estadísticamente de las plantas tratadas con carbón activado, que registraron una absorción de fósforo con un promedio de 0.037 g P maceta<sup>-1</sup>; asimismo, el testigo presentó una absorción de fósforo con un promedio de 0.041 g P maceta<sup>-1</sup> (Figura 13).

Las plantas absorben el fósforo de la solución suelo como el ion ortofosfato divalente (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>) u ortofosfato monovalente (HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). Por lo general la forma más asimilable es como H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> y en menor medida como HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. La forma en que el fosforo es absorbido es afectado por el pH. El H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> está disponible a pH ácidos y el HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup> en pH alcalinos. Conociendo la preferencia de las plantas por el H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> y las características de los carbones vegetales, se puede atribuir una baja absorción al pH alcalino que presentan. Por su parte, Madiba *et al.* (2016) sostienen que el biochar aumenta la disponibilidad y la absorción de P por la planta.

Las diferencias estadísticas ejercidas por las dosis de enmienda en la absorción fósforo (P), no son muy marcadas. La mejor respuesta se obtuvo en las plantas tratadas con las dosis 0.5 y 1.0 g kg<sup>-1</sup> arena (D1 y D2) que presentaron similar promedio y una mayor absorción de 0.045 g P maceta<sup>-1</sup>, no presentaron diferencias estadísticas respecto a la dosis 2.5 g kg<sup>-1</sup> arena (D3), con un promedio de absorción de 0.041 g P maceta<sup>-1</sup>. Las plantas tratadas con la dosis 5.0 g kg<sup>-1</sup> arena (D4) registraron una absorción promedio de fósforo de 0.033 g P maceta<sup>-1</sup> (Figura 14). Es preciso mencionar que no se mostraron diferencias estadísticas significativas entre las dosis y el testigo.

Diversos investigadores sostienen que los carbones vegetales, tiene una gran área de superficie y porosidad en comparación con otros productos químicos o biológicos modificaciones que permiten adsorber, retener nutrientes, contaminantes y agua o proporcionar hábitats para microorganismos benéficos del suelo (Glaser *et al.*, 2002; Lehmann *et al.*, 2006).

Las Figuras 13 y 14, reflejan el efecto de las enmiendas (biochar y carbón activado) y las dosis de aplicación en la asimilación de P por la planta. Los valores obtenidos, son el reflejo de las condiciones en las cuales fueron producidos cada fuente; el carbón activado a

temperatura de 800 °C se traduce en una mayor estabilidad y una menor capacidad para suministrar nutrientes disponibles, y por su lado el biochar que, siendo menos estable, tiene una mayor capacidad para el suministro de nutrientes a la solución suelo para ser asimilados por la planta. Asimismo, como se mencionó anteriormente cada fuente tiene un tope en cantidades de aplicación a partir de las cuales empiezan a decrecer la asimilación de fósforo.

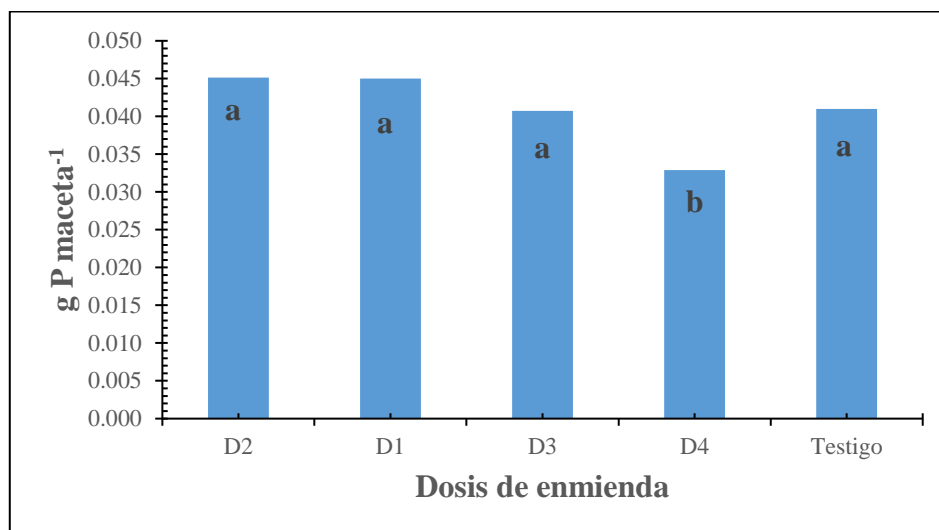


Figura 14. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción de fósforo en plantas de tomate.

Además, la composición elemental total de nutrientes de los carbones vegetales no necesariamente refleja la disponibilidad de estos nutrientes para las plantas. Aunque el fósforo es principalmente encontrado en la fracción de ceniza, reacciones dependientes del pH y presencia de sustancias quelantes a menudo controlan su solubilización (De Luca *et al.*, 2015).

#### 4.4.3 Absorción de potasio (K)

El potasio al igual que el N y P, es uno de los elementos con mayor demanda por parte de la planta. Las plantas absorben potasio de soluciones de suelo como ión  $K^+$ . En el suelo el K se moviliza principalmente por difusión o en menor medida por flujo de masas. Su ingreso a la planta es vía activa, requiere de un transportador y un gasto energético; una vez dentro de la planta su movilidad es relativamente alta y se mueve en contra de una gradiente de concentración de menor a mayor concentración. En la planta su principal función es enzimática, se le atribuye que es activador de un alto número de enzimas y también sirve

para el transporte de azúcares. Se observó diferencias estadísticas significativas en el análisis de varianza concerniente a la absorción total de potasio (Anexo 12).

Tabla 24. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de potasio en plantas de tomate.

Dosis kg <sup>-1</sup> arena)	(g <b>Carbón activado</b> <b>Biochar</b> <b>Testigo</b> )	
	(g K maceta <sup>-1</sup> )	
<b>0.0</b>	Testigo	Testigo
<b>0.5</b>	<b>0.48 abc</b>	0.40 c
<b>1.0</b>	0.46 bc	0.47 abc
<b>2.5</b>	0.41 c	<b>0.52 ab</b>
<b>5.0</b>	0.46 bc	<b>0.55 a</b>
<b>CV: 11.28 %</b>		

Se evidencia las diferencias estadísticas entre los tratamientos para la absorción de potasio. El efecto más notorio se registró en las plantas tratadas con biochar, en las cuales la dosis 5.0 g biochar kg<sup>-1</sup> arena, es la que mejor respuesta presentó con un promedio de absorción de 0.55 g K maceta<sup>-1</sup>, no presentó diferencias estadísticas significativas respecto a las dosis 1.0 y 2.5 g biochar kg<sup>-1</sup> arena, las cuales reportaron promedios de absorción de 0.47 y 0.52 g K maceta<sup>-1</sup> respectivamente; estas dosis se diferenciaron estadísticamente del Testigo. En lo que respecta a las plantas tratadas con carbón activado, no se evidenció diferencias estadísticas importantes entre las dosis en sí, ni con el testigo (Tabla 24).

Tabla 25. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre el contenido de potasio en plantas de tomate.

i/j	<b>Biochar</b>				<b>Carbón activado</b>				<b>Testigo</b>
	g kg <sup>-1</sup> arena								
	<b>0.5</b>	<b>1.0</b>	<b>2.5</b>	<b>5.0</b>	<b>0.5</b>	<b>1.0</b>	<b>2.5</b>	<b>5.0</b>	<b>0.0</b>
<b>Biochar</b>	<b>0.5</b>	0.0483	0.0029	0.0003	0.0395	0.0825	0.7927	0.1214	0.7363
	<b>1.0</b>	0.0483	0.2388	0.0443	0.9248	0.7927	0.0825	0.6424	0.0953
	<b>2.5</b>	0.0029	0.2388	0.3734	0.2771	0.1531	0.0056	0.1057	0.0068
	<b>5.0</b>	0.0003	0.0443	0.3734	0.0540	0.0249	0.0006	0.0157	0.0007
<b>Carbón activado</b>	<b>0.5</b>	0.0395	0.9248	0.2771	0.0540	0.7211	0.0683	0.5768	0.0793
	<b>1.0</b>	0.0825	0.7927	0.1531	0.0249	0.7211	0.1357	0.8398	0.1550
	<b>2.5</b>	0.7927	0.0825	0.0056	0.0006	0.0683	0.1357	0.1934	0.9409
	<b>5.0</b>	0.1214	0.6424	0.1057	0.0157	0.5768	0.8398	0.1934	0.2188
<b>Testigo</b>	<b>0.0</b>	0.7363	0.0953	0.0068	0.0007	0.0793	0.1550	0.9409	0.2188

La Tabla 25 refleja que las plantas tratadas con biochar responden mejor a la asimilación de potasio en las dosis 2.5 y 5.0 g biochar kg<sup>-1</sup> arena, siendo más eficientes y con mejor

respuesta que las plantas tratadas con carbón activado. Las plantas tratadas con carbón activado respondieron mejor a las dosis 0.5 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; por otro lado, las dosis 1.0, 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena no se diferenciaron estadísticamente del testigo.

El K no forma ningún compuesto estable dentro de la naturaleza, por lo general forma compuestos inestables, por lo tanto, es factible encontrar al K en forma iónica dentro de la planta. Desde este punto de vista, durante el proceso de producción de carbones vegetales al someterlos a altas temperaturas, sufrirán pérdidas de elementos; esto será más marcado en el carbón activado debido que fue sometido a una alta temperatura (800 °C) comparado con el biochar; asimismo, por la alta carga superficial que presenta, puede retener al potasio aplicado limitando su absorción.

En la Tabla 6, se muestra que el biochar presenta mayor concentración de K intercambiable que el carbón activado. La disponibilidad K en el biocarbón es generalmente alta, y los investigadores confirmaron el aumento en la absorción K por las plantas después de las aplicaciones de biochar (Lehmann *et al.*, 2003; Chan *et al.*, 2008).

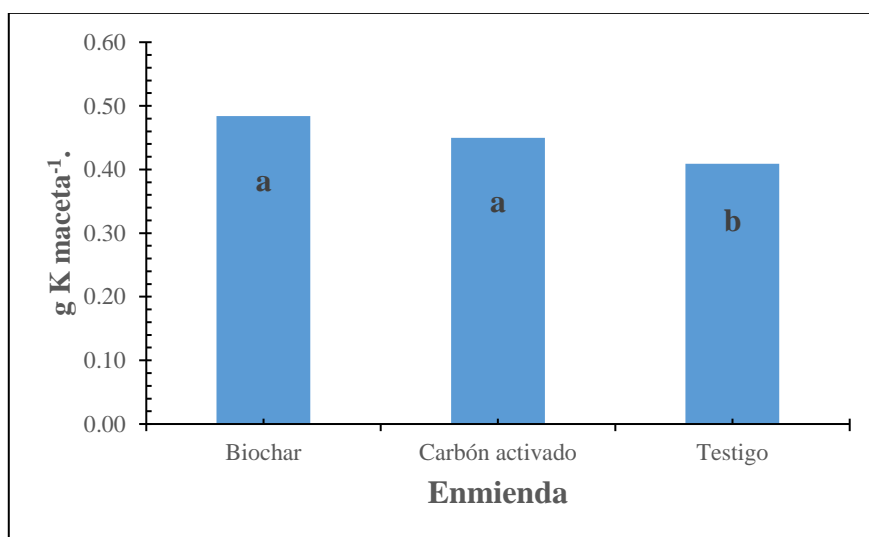


Figura 15. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción potasio en plantas de tomate.

Las diferencias estadísticas ejercidas por las enmiendas para la absorción potasio, son mostradas en la Figura 15. No se registró diferencias estadísticas significativas entre las plantas tratadas con biochar y las tratadas con carbón activado con promedios de absorción

de potasio de  $0.48 \text{ g K maceta}^{-1}$  y  $0.45 \text{ g K maceta}^{-1}$  respectivamente. En ambos casos se mostraron diferencias estadísticas con el testigo.

Widowati y Asnah (2014) investigaron el efecto del biochar en la absorción del potasio, y mencionan que las aplicaciones de biochar dan como resultado una mayor absorción de K en las hojas maíz. Asimismo, mencionan que la absorción de K en las hojas aumenta un 128 % con la aplicación de biochar. Sin embargo, cuando el biochar se combina con fertilizantes potásicos, disminuye la absorción de K en los tallos de 4 – 92 %.

El efecto de las dosis, mostró diferencias estadísticas significativas respecto a la absorción potasio (Figura 16). La mejor respuesta se obtuvo en las plantas tratadas con la dosis de  $5.0 \text{ g kg}^{-1}$  arena (D4), que presentaron un mejor promedio y una absorción de  $0.50 \text{ g K maceta}^{-1}$ , no presentaron diferencias estadísticas respecto a las dosis  $1.0$  y  $2.5 \text{ g kg}^{-1}$  arena (D2 y D3), las mismas que reportaron valores de absorción con promedios de  $0.47$  y  $0.46 \text{ g K maceta}^{-1}$  respectivamente; diferenciándose estadísticamente de la dosis  $0.5 \text{ g kg}^{-1}$  arena, reportándose una absorción de potasio con un promedio de  $0.44 \text{ g K maceta}^{-1}$ . Las dosis D1 no registró diferencias estadísticas con el testigo.

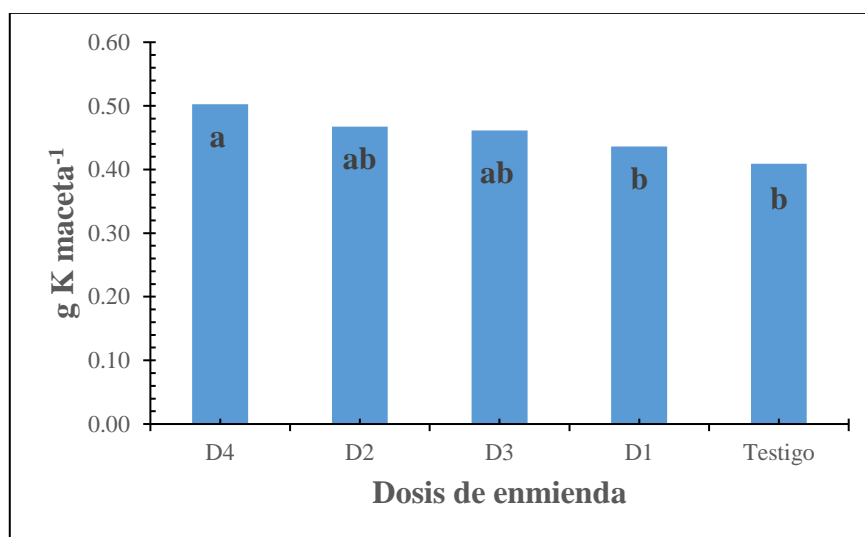


Figura 16. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción potasio por la planta de tomate.

Las Figuras 15 y 16, muestran el efecto de las enmiendas (biochar y carbón activado) y las dosis de aplicación en la absorción de K. Los registros reflejan que hay una mejor eficiencia en la asimilación de K en las plantas tratadas con biochar. Esto puede atribuirse que el por

la condición en la que se fabricaron, el biochar contiene más K disponible que el carbón activado, esto debido que por la alta temperatura que fue sometido el carbón activado, se rompen enlaces, los elementos se liberan y volatizan, permaneciendo sólo aquellos que forman la parte estructural del carbón y; además, que son de difícil liberación a solución.

Lentz e Ippolito (2012) señalan que el biochar contiene inherentemente K intercambiable para la absorción de la planta. Varios investigadores sugirieron que el aumento K de la disponibilidad en el suelo podría atribuirse al aumento del pH del suelo por el biochar (Manolikaki y Diamadopoulos, 2016; Smider y Singh, 2014). El aumento en el pH del suelo puede generar a que haya menos K disponible fuertemente unido a las partículas de arcilla que se liberarán en la solución del suelo. Oram *et al.* (2014) encontraron que el K disponible en suelos tratados con biochar fue incluso superior a las concentraciones en los tratamientos que recibió fertilizante potásico.

#### 4.4.4 Absorción de calcio (Ca)

La absorción de Ca por las plantas está relacionada con la capacidad de intercambio de cationes de la raíz, por lo tanto, compite con otros cationes por su ingreso a la planta. En el suelo Ca se mueve por flujo de masas hacia el sistema radicular, su absorción es vía pasiva, vía del apoplasto. Para esto se requiere raíces jóvenes, debido a que estas no están suberizadas y no presentan una endodermis desarrollada que impida el ingreso del Ca. Según el análisis de varianza existen diferencias estadísticas respecto a la absorción total de Ca por la planta de tomate (Anexo 13).

Tabla 26. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de calcio en plantas de tomate.

Dosis (g kg <sup>-1</sup> arena)	Carbón activado	Biochar	Testigo
	(g Ca maceta <sup>-1</sup> )		
0.0	Testigo	Testigo	
0.5	0.18 f	0.29 dc	
1.0	0.26 de	<b>0.34 b</b>	0.23 e
2.5	0.27 dc	<b>0.38 a</b>	
5.0	0.26 de	<b>0.30 c</b>	
<b>CV: 8.40 %</b>			

La absorción de Ca, muestra diferencias estadísticas tanto para enmiendas como para las dosis de aplicación. En general, las plantas tratadas con biochar fueron en las que se registró una mayor absorción de Ca, llegando al tope máximo en la dosis 2.5 g biochar kg<sup>-1</sup> arena,

con una absorción promedio de 0.38 g Ca maceta<sup>-1</sup>, diferenciándose estadísticamente de las dosis 1.0 y 5.0 g biochar kg<sup>-1</sup> arena, con promedios de absorción de 0.34 y 0.30 g Ca maceta<sup>-1</sup> respectivamente; asimismo, en todos los casos hubo diferencias respecto al testigo. Respecto al carbón activado, no se registró diferencias marcadas en la absorción de Ca, reportando a las dosis 1.0, 2.5 y 5.0 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena como las más representativas, con valores promedios de 0.26, 0.27 y 0.26 g Ca maceta<sup>-1</sup> respectivamente; no hubo diferencias entre las dosis y el testigo (Tabla 26).

Tabla 27. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre el contenido de calcio en plantas de tomate.

i/j		Biochar				Carbón activado				Testigo
		g kg <sup>-1</sup> arena								
		0.5	1.0	2.5	5.0	0.5	1.0	2.5	5.0	0.0
Biochar	0.5		0.002	<.0001	0.512	<.0001	0.079	0.389	0.097	0.002
	1.0	0.002		0.026	0.011	<.0001	<.0001	0.000	<.0001	<.0001
	2.5	<.0001	0.026		<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	5.0	0.512	0.011	<.0001		<.0001	0.019	0.135	0.024	0.000
Carbón activado	0.5	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001		<.0001	<.0001	<.0001	0.006
	1.0	0.079	<.0001	<.0001	0.019	<.0001		0.350	0.917	0.111
	2.5	0.389	0.000	<.0001	0.135	<.0001	0.350		0.405	0.015
	5.0	0.097	<.0001	<.0001	0.024	<.0001	0.917	0.405		0.091
Testigo	0.0	0.002	<.0001	<.0001	0.000	0.006	0.111	0.015	0.091	

La Tabla 27 expresa que las plantas tratadas con biochar responden mejor a la dosis 1.0, 2.5 y 5.0 g biochar kg<sup>-1</sup> arena; asimismo, exhiben una mejor respuesta las plantas tratadas con biochar que con carbón activado en asimilación de calcio. Las plantas tratadas con carbón activado respondieron mejor a las dosis 2.5 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; por otro lado, el testigo presentó mejor respuesta que carbón activado, no diferenciándose estadísticamente.

Dado que la mayoría de los biochares tienen una gran área superficial, estructura microporosa y alto pH y sales solubles, la aplicación de biochar puede reducir la solubilidad de algunos metales pesados en los suelos mediante adsorción y precipitación (Zhang *et al.*, 2013; Lu *et al.*, 2014). Por lo tanto, el biochar puede reducir la biodisponibilidad de los nutrientes esenciales de las plantas o los oligoelementos tóxicos en los suelos (Beesley *et al.*, 2011; Kloss *et al.*, 2014). Un experimento en maceta mostró que las concentraciones de toxicidad del procedimiento de lixiviación característico: Cu y Zn extraíbles en el suelo disminuyeron significativamente con el aumento de las tasas de aplicación de biochar (Lu *et al.*, 2014). Del mismo modo, Beesley *et al.* (2010) informaron que una adición de biochar

derivado de madera redujo significativamente la concentración de Zn extraíble en agua en el suelo.

Como refleja la Tabla 26, la asimilación de Ca es notoriamente superior en las plantas tratadas con biochar que, en aquellas plantas tratadas con carbón activado, esto debido que el biochar a comparación del carbón activado, tiene mayor concentración de Ca intercambiable que puede pasar a solución y luego ser asimilado por la planta (Tabla 6). Por otro lado, igual que para el K, la asimilación de Ca depende mucho de la disponibilidad de este la solución suelo, considerando además que su absorción depende mucho de la raíz y de la capacidad de intercambio catiónico. As esto se le suma la competitividad con otros iones como el K, Na, entre otros por su ingreso a la planta.

En la planta el Ca es de poca movilidad; se mueve a través del flujo transpirativo, acumulándose en mayor concentración en el órgano que transpira más. Cumple una función estructural; formando parte de la lámina media, dándole una semipermeabilidad a la membrana y una estabilidad a la pared celular; además, cumple una función enzimática, activando de enzimas como las fosforilasa, ATP-asa, alfa-amilasas, entre otras.

Algunos autores señalan que, el biochar puede liberar Ca y otros nutrientes a la solución, que pueden deprimir la absorción de Ca. Esto se contempla con lo señalado por Ma y Matsunaka (2013) quienes encontraron niveles excesivos de Ca en el suelo después de la cosecha e indican que la liberación Ca del biochar puede exceder los requisitos de la planta.

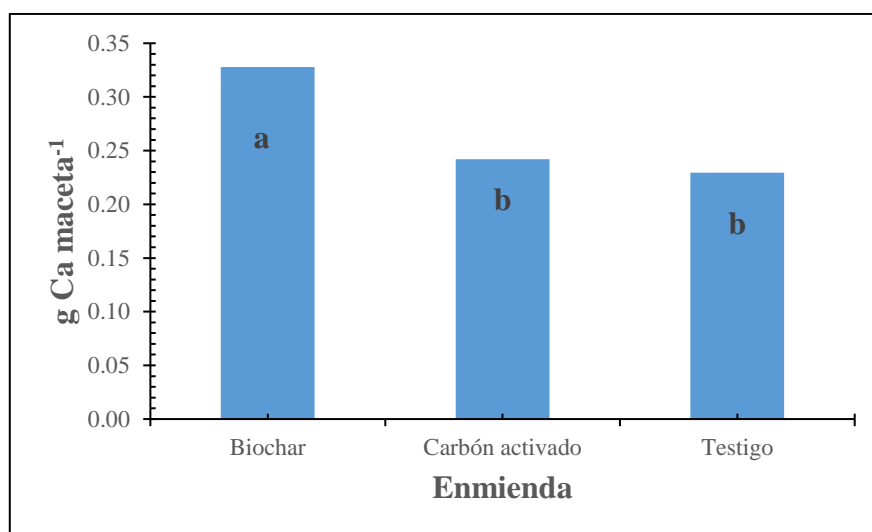


Figura 17. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción calcio en plantas de tomate.



El efecto de las enmiendas en la absorción calcio, registró diferencias estadísticas significativas. Las plantas tratadas con biochar y las tratadas con carbón activado, registrándose una mejor absorción de calcio con el biochar con un promedio de 0.33 g Ca maceta<sup>-1</sup> y 0.24 g Ca maceta<sup>-1</sup> en carbón activado; este último no registró diferencias estadísticas respecto al testigo (Figura 17).

El calcio se vuelve fácilmente disponible en el suelo después de la aplicación de biochar; biochar tiene una mayor carga superficial negativa, densidad de carga y mayor área superficial que otras enmiendas orgánicas (Somebroek, 1993, citados por Naeem *et al.*, 2017). Por otro lado, el contenido de Ca en el biochar puede reemplazar a las especies monoméricas de Al en el suelo o en los sitios intercambiables de materia orgánica del suelo que mejoran la disponibilidad de Ca para las plantas (Novak *et al.* 2009, citados por Naeem *et al.*, 2017).

Un trabajo en campo realizado por Chan *et al.* (2008), durante un período de 4 años del con 0, 8 y 20 ton ha<sup>-1</sup> de dosis de aplicación de biochar indicaron un aumento del Ca disponible a lo largo del tiempo. Además, las concentraciones de Ca disponibles aumentaron con el tiempo, del 101 al 320 % y hasta 30 cm de profundidad, lo que sugiere que la lixiviación de Ca es mínima con la aplicación de biochar (Major *et al.*, 2010). Sin embargo, se informó que se podían observar aumentos significativos en el Ca disponible en la planta solo en aplicaciones de biochar superiores a 50 ton ha<sup>-1</sup> sin aplicación de fertilizante (Chan *et al.*, 2008). Además, el biochar, rico en cationes como K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, puede deprimir directa o indirectamente la absorción Ca, particularmente a bajas concentraciones de Ca.

Sin embargo, se informó que se pudieron observar aumentos significativos en el Ca disponible para la planta solo en aplicaciones de biochar de más de 50 ton ha<sup>-1</sup> sin aplicación de fertilizante (Chan *et al.* 2008, citados por Naeem *et al.*, 2017). Además, el biochar, rico en cationes como K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, puede disminuir directa o indirectamente la captación de Ca, particularmente a bajas concentraciones de Ca.

El efecto de las dosis de aplicación en la absorción de Ca, aumenta con incremento de las dosis hasta un punto a partir del cual empieza a decrecer. El punto máximo es la dosis de 2.5 g kg<sup>-1</sup> arena (D3), con un promedio de absorción de 0.33 g Ca maceta<sup>-1</sup> (Figura 18). Esto puede ser debido a que hay una mayor disponibilidad de Ca para ser asimilado, este efecto

puede deprimirse por la presencia de otros elementos, ya que competirán con el Ca por su ingreso a la planta; además, para que el calcio sea asimilado se necesitan el desarrollo de raíces jóvenes poco suberizadas. Asimismo, se registró diferencias estadísticas respecto al testigo excepto en la dosis 0.5 g kg<sup>-1</sup> arena.

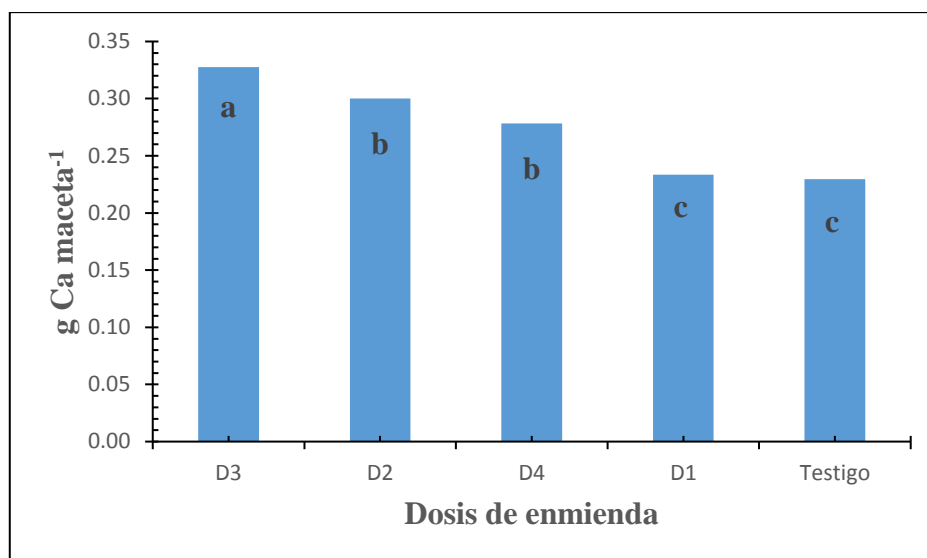


Figura 18. Efecto de las dosis de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción calcio en plantas de tomate.

Las plantas tratadas con biochar registraron una mejor asimilación de Ca que las plantas tratadas con carbón activado (Tabla 26), esto refleja una mejor capacidad del biochar por liberar Ca a solución para ser asimilado por la planta a diferencia del carbón activado. Asimismo, cabe recordar que por las condiciones en que ambos productos fueron fabricados, el carbón activado presenta poco Ca debido a la alta temperatura a la que fue sometido en su proceso de obtención, ocasionando una sublimación, liberación y pérdidas de iones; disminuyendo la concentración de Ca intercambiable.

El calcio regula varios procesos fundamentales, como la transmisión citoplásmica, el tigmotropismo, el gravitropismo, la división celular, el alargamiento celular, la diferenciación celular, la polaridad celular, la fotomorfología y las respuestas de defensa y estrés de las plantas (Song *et al.* 2010, citados por Naeem *et al.*, 2017). Asimismo, mencionan que el potencial de captación de Ca por las plantas también está relacionado con la capacidad de intercambio de cationes de raíces. Las enmiendas orgánicas del suelo y algo de arcilla pueden absorber el Ca ya que tienen sitios cargados negativamente en sus superficies. Entonces el suelo tiene el potencial de intercambiar Ca con la raíz de la planta.

#### 4.4.5 Absorción de magnesio (Mg)

La absorción del Mg al igual que el Ca está relacionada con la capacidad de intercambio de cationes de la raíz, por lo tanto, compite con otros cationes por su ingreso a la planta. Al igual que el calcio, el magnesio es muy móvil en el suelo. Generalmente el Mg ingresa a la planta vía pasiva, a través de la corriente transpiratoria o flujo de masas. El análisis de varianza respecto a la absorción de magnesio, reportó diferencias estadísticas significativas en los tratamientos en estudio (Anexo 14).

El Mg actúa como cofactor de muchas enzimas, como la ARN polimerasa, ATPasas, proteína quinasas, fosfatasas, carboxilasas y glutatión sintetasa. Se requiere para la agregación de ribosomas y es el átomo central de la molécula de clorofila. Durante el proceso de formación de clorofila, la inserción de Mg en la estructura de la porfirina se cataliza mediante  $Mg^{2+}$ - quelatasa (Walker y Weinstein 1991; Papenbrock *et al.* 2000, ambos citados Naeem *et al.*, 2017). Asimismo, el Mg está involucrado tanto en la luz como en la oscuridad de la fotosíntesis.

Tabla 28. Efecto de dos enmiendas orgánicas aplicadas en cuatro dosis sobre el contenido de magnesio en plantas de tomate.

Dosis (g arena)	Carbón activado	Biochar	Testigo
	(g Mg maceta <sup>-1</sup> )		
0.0	Testigo	Testigo	
0.5	0.117 ab	0.119 a	
1.0	0.102 bcd	0.128 a	0.116 abc
2.5	0.089 d	0.127 a	
5.0	0.096 d	0.101 cd	
<b>CV: 9.54 %</b>			

Los resultados obtenidos muestran que hay diferencias estadísticas entre los tratamientos respecto a la absorción de magnesio. Las plantas tratadas con biochar fueron en las que se registró una mayor absorción de Mg, este incremento fue relativo al incremento de las dosis hasta llegar a un punto de inflexión a partir del cual empezó a decrecer; las dosis de 0.5, 1.0 y 2.5 g biochar kg<sup>-1</sup> arena, fueron las más representativas con una absorción promedio de 0.119, 0.128 y 0.127 g Mg maceta<sup>-1</sup> respectivamente, diferenciándose estadísticamente de las dosis 5.0 g biochar kg<sup>-1</sup> arena, que fue el punto de inflexión a partir del cual la absorción de Mg empezó a disminuir, registrándose un promedio de absorción de 0.101 g Mg maceta<sup>-1</sup>. En general, en las plantas tratadas con carbón activado, la absorción de Mg fue inversamente proporcional al incremento de las dosis de aplicación, pues, a mayor dosis de

aplicación se registró una menor absorción de Mg. Es preciso hacer mención que, en ambos casos, no se registró diferencias estadísticas respecto al testigo (Tabla 28).

Tabla 29. Medias de cuadrados mínimos para el efecto enmiendas\*dosis sobre el contenido de magnesio en plantas de tomate.

i/j		Biochar				Carbón activado				Testigo
		g kg <sup>-1</sup> arena								
		0.5	1.0	2.5	5.0	0.5	1.0	2.5	5.0	0.0
Biochar	0.5		0.2780	0.2925	0.0181	0.7904	0.0284	0.0003	0.0039	0.6662
	1.0	0.2780		0.9735	0.0012	0.1802	0.0020	<.0001	0.0002	0.1344
	2.5	0.2925	0.9735		0.0013	0.1907	0.0022	<.0001	0.0002	0.1427
	5.0	0.0181	0.0012	0.0013		0.0329	0.8420	0.1189	0.5292	0.0471
Carbón activado	0.5	0.7904	0.1802	0.1907	0.0329		0.0505	0.0006	0.0076	0.8680
	1.0	0.0284	0.0020	0.0022	0.8420	0.0505		0.0812	0.4089	0.0711
	2.5	0.0003	<.0001	<.0001	0.1189	0.0006	0.0812		0.3392	0.0010
	5.0	0.0039	0.0002	0.0002	0.5292	0.0076	0.4089	0.3392		0.0113
Testigo	0.0	0.6662	0.1344	0.1427	0.0471	0.8680	0.0711	0.0010	0.0113	

La Tabla 29 revela que las plantas respondieron mejor en asimilación de magnesio con las dosis 0.5 g enmienda kg<sup>-1</sup> arena. Las plantas tratadas con biochar responden mejor a la dosis 0.5, 1.0 y 2.5 g biochar kg<sup>-1</sup> arena; asimismo, exhiben una mejor respuesta las plantas tratadas con biochar que con carbón activado en asimilación de magnesio. Las plantas tratadas con carbón activado respondieron mejor a las dosis 0.5 g carbón activado kg<sup>-1</sup> arena; por otro lado, el testigo presentó mejor respuesta que carbón activado, no diferenciándose estadísticamente.

Dentro de la planta el Mg es muy móvil, por lo que sus deficiencias ocurren en la parte basal. El Mg tiene dos funciones, la primera es estructural (clorofila principalmente) y la segunda con la cual mayormente se relaciona es activación enzimática. En la Tabla 28, se muestra que la asimilación de Mg, fue mejor en las plantas tratadas con biochar que en las plantas tratadas con carbón activado; aun así, la asimilación de magnesio en ambos casos es baja. Esto es el reflejo de la poca cantidad de Mg intercambiable tanto en biochar como en el carbón activado (Tabla 6), que no va a satisfacer las necesidades nutricionales del cultivo. A esto puede sumarse la competencia con otros iones por su entrada a la planta y las pérdidas de Mg por volatilización durante el proceso debido a las altas temperaturas, siendo más marcado en el carbón activado.

Disponibilidad de magnesio es similar a la del fósforo. Sin embargo, de acuerdo con algunas investigaciones, el magnesio puede volatilizarse parcialmente en fracciones líquidas gaseosas o condensables que no están disponibles para las plantas (Angst y Sohi, 2013).

Con respecto al efecto de la temperatura de pirólisis, las disponibilidades de Cu, Mg y Zn en el suelo aumentaron, mientras que las de Fe, Mn y S disminuyeron con la aplicación de biochar producido con una temperatura de pirólisis creciente entre 350 ° C y 700 ° C (Hass *et al.*, 2012). Del mismo modo Ippolito *et al.* (2012) encontraron que la lixiviación de Ca y Mg fue menor, mientras que las concentraciones extraíbles de Mn y Ni fueron más altas en dos Aridisoles después de la aplicación de biomasa derivada de biomasa producida a 250 ° C que las producidas a 500 ° C, probablemente debido a la mayor carga superficial negativa total que favorece la sorción del catión divalente en el biochar producido a baja temperatura. Por lo tanto, el efecto de la aplicación de biochar en la disponibilidad de otros nutrientes del suelo se relaciona principalmente con las características del suelo y el nutriente de interés, las características de adsorción o precipitación del biochar y el suelo modificado con biochar.

El efecto ejercido por las enmiendas de carbón en la absorción magnesio, mostraron diferencias estadísticas significativas entre las plantas tratadas con biochar y las tratadas con carbón activado, registrándose una mejor absorción de magnesio con el biochar con un promedio de 0.119 y 0.101 g Mg maceta<sup>-1</sup> en carbón activado; asimismo, en ambos casos, no se registraron diferencias estadísticas respecto al testigo (Figura 19).

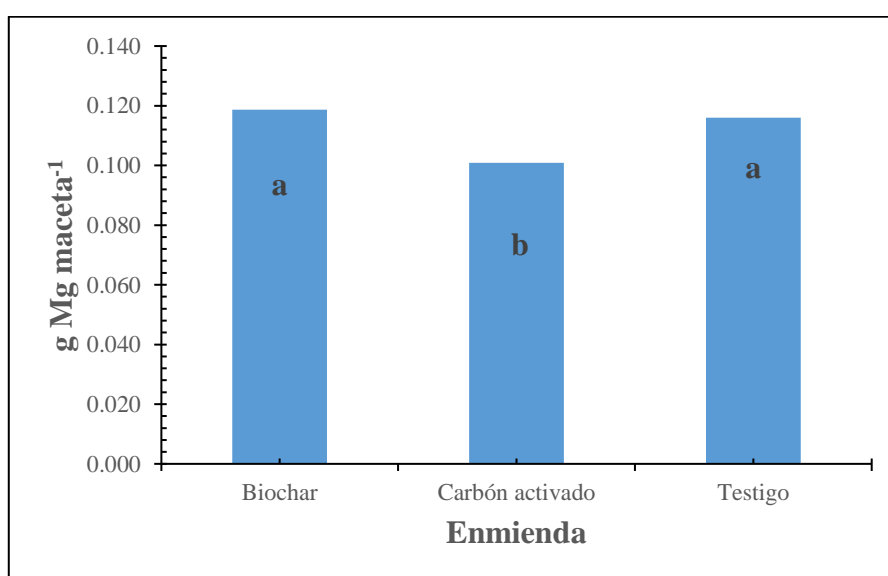


Figura 19. Efecto de dos enmiendas orgánicas sobre la absorción magnesio en plantas de tomate.

La cantidad de magnesio que pueden absorber las plantas en el suelo depende del pH del suelo y se vuelve menos disponible en condiciones de pH bajo. Dado que la mayoría de las aplicaciones de biochar mejoran el pH del suelo, el magnesio puede estar fácilmente disponible para la absorción de la planta. Al comparar un suelo manejado con biochar y un suelo sin biochar (control), registrándose altos niveles de Mg intercambiable en el primero (Uzoma et al., 2011; citados por Naeem, 2017). En consecuencia, encontraron que el biochar de estiércol de vaca es responsable de un incremento de la concentración de Mg en el grano de maíz, que se atribuyó al aumento del Mg intercambiable en el suelo con mayores tasas de aplicación de biochar. Por otro lado, algunos investigadores señalan que la adición de biochar disminuyó la absorción de Mg y el rendimiento del ensilaje de maíz (Lentz e Ippolito, 2012 citados por Naeem, 2017).

El efecto ejercido por las dosis de las enmiendas en la absorción magnesio, muestran que, la mejor respuesta se obtuvo en las plantas tratadas con las dosis 0.5 y 1.0 g kg<sup>-1</sup> arena (D1 y D2), que presentaron un mejor promedio y una mayor absorción de magnesio con 0.118 y 0.115 g Mg maceta<sup>-1</sup> respectivamente, diferenciándose estadísticamente de las dosis 2.5 y 5.0 g kg<sup>-1</sup> arena (D3 y D4), las mismas que no presentaron diferencias estadísticas significativas entre ellas, reportando promedios de absorción de 0.108 y 0.098 g Mg maceta<sup>-1</sup> respectivamente; asimismo, en ambos casos, no se registraron diferencias estadísticas respecto al testigo (Figura 20).

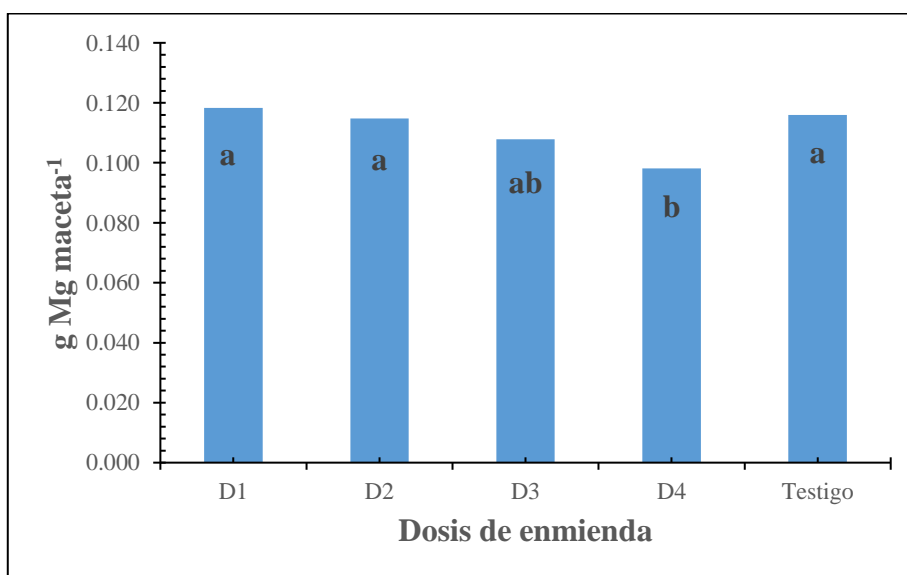


Figura 20. Efecto de las dosis de dos fuentes orgánicas sobre la absorción magnesio en plantas de tomate.

No existe un efecto muy marcado en la absorción de Mg por parte de las fuentes o de las dosis de aplicación (Figuras 19 y 20). Generalmente los registros son casi similares para ambos casos, esto puede atribuirse a que ambas fuentes presentan bajas concentraciones de Mg intercambiable, que difícilmente pasará a solución, siendo más marcado en el carbón activado, debido a la estabilidad estructural de éste y a su difícil degradación comparado con el biochar.

## V. CONCLUSIONES

1. El carbón activado fue más eficiente que el biocarbón en reducir la disponibilidad y absorción de Cd en plantas de tomate, debido a la mayor área y carga superficial que presenta.
2. Las plantas tratadas con biocarbón mostraron una mayor producción de materia seca que las plantas tratadas con carbón activado.
3. La absorción y la concentración de cadmio en raíz, tallo, hoja y fruto, fueron menores en plantas de tomate tratadas con carbón activado que en plantas tratadas con biocarbón, evidenciando que el carbón activado es más eficiente que el biocarbón en la reducción de la absorción de Cd.
4. La absorción de N, P, K, Ca y Mg, fue mayor en plantas tratadas con biocarbón que en plantas tratadas con carbón activado, evidenciando que el biocarbón es más eficiente en el suministro de nutrientes que el carbón activado.



## **VI. RECOMENDACIONES**

1. Realizar investigaciones en campo utilizando carbones vegetales para reducir la asimilación de metales pesados por los cultivos que vienen siendo cuestionados actualmente por sus altas concentraciones de metales pesados.
2. Aunque los carbones vegetales son prometedores para reducir la disponibilidad de metales pesados para los cultivos, en el secuestro y almacenamiento de carbono a gran escala. La enmienda debe evaluarse cuidadosamente sobre la base de las prácticas agrícolas, las propiedades del suelo y los propósitos que se deseen alcanzar a largo plazo.

## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agrafioti, E.; Bourasa, G. and Kalderis, D.; Diamadopoulos, E. 2013. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 101, 72–78.

Ahmad, M.; Lee, S.S.; Dou, X.; Mohan D.; Sung, J.K., Yang, J.E. and Ok, S.S. 2012. Effects of pyrolysis temperatura on soybean stover- and peanut shell-derived biochar properties and TCE adsorption in water. *Bioresource Technology*, 118, 536–544.

Amonette, J. 2009. An introduction to biochar. Concept, processes, properties and applications. Harvesting Clean Energy 9. Special Workshop. USA.

Anderson, C.R.; Condon, L.M.; Clough, T.J.; Fiers, M.; Stewart, A.; Hill, R.A. and Sherlock, R.R. 2011. Biochar induced soil microbial community change: Implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus. *Pedobiologia*, 54(5), 309–320.

Angst, T.E.; Six, J.; Reay, D.S. and Sohi, S.P. 2014. Impact of pine chip biochar on trace greenhouse gas emissions and soil nutrient dynamics in an annual ryegrass system in California. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 191, 17–26.

Angst, T. E., and Sohi, S. P. 2013. Establishing release dynamics for plant nutrients from biochar. *Global Change Bioly Bioenergy*, 5(2), 221–226.

Asai, H.; Samson, B.K.; Stephan, H.M.; Songyikhangsuthor, K.; Homma, K.; Kiyono, Y.; Inoue, Y.; Shiraiwa, T. and Horie, T. 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Research*, 111, 81–84.

Atkinson, C.J.; Fitzgerald, J.D. and Higgs, N.A. 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review. *Plant and Soil*, 337(1–2), 1–18.

Awad, Y.M.; Blagodatskaya, E.; Ok, Y.S. and Kuzyakov, Y. 2012. Effects of polyacrylamide, biopolymer, and biochar on decomposition of soil organic matter and plant residues as determined by <sup>14</sup>C and enzyme activities. *European Journal of Soil Biology*, 48,1–10.

- Ayodele, A.; Oguntunde, P.; Joseph, A. and Dias, M.d.S. 2009. Numerical analysis of the impact of charcoal production on soil hydrological behavior, runoff response and erosion susceptibility. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33, 137–145.
- Bandosz, T.J. 2006. Desulfurization on activated carbons. *Interface Science and Technology*, 7, 231–292.
- Basso, M.; Cerrella, E. y Cukierman, A. 2000. Remoción de cadmio (II) de soluciones acuosas mediante carbón activado preparado a partir de caña. *Avances en energías renovables y medio ambiente*, 4(1-2), 09-04.
- Beesley, L.; Moreno-Jiménez, E.; Gomez-Eyles, J.L.; Harris, E.; Robinson, B. and Sizmur, T. 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution*, 159, 3269–3282.
- Beesley, L. and Marmiroli, M. 2011. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. *Environmental Pollution*, 159(2), 474–480.
- Beesley, L.; Moreno-Jiménez, E. and Gomez-Eyles, J.L. 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution* 158, 2282–2287.
- Bolan, N.S.; Kunhikrishnan, A.; Choppala, G.K.; Thangarajana, R. and Chung, J.W. 2012. Stabilization of carbon in composts and biochars in relation to carbon sequestration and soil fertility. *Science of the Total Environment*, 424, 264–270.
- Bolan, N.; Kunhikrishnan, A.; Thangarajan, R.; Kumpiene, J.; Park, J.; Makino, T.; Kirkham, M.B. and Scheckel, K. 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils—To mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials*, 266, 141–166.
- Brendová, K.; Tlustos, P. and Száková, J. 2015. Biochar inmoviliza el cadmio y el zinc y mejora el potencial de fitoextracción de las plantas de sauce en suelos extremadamente contaminados. *Plantas Solares*. Vol. 61, No. 7, 303-308.
- Brewer, C.E.; Schmidt-Rohr, K.; Satrio, J.A. and Brown, R.C. 2009. Characterization of biochar from fast pyrolysis and gasification systems. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 28, 386–396.

Brick, S. 2010. Biochar: assessing the promise and risks to guide U.S. Policy. Natural resources defense council. U.S.A. [http://www.nrdc.org/energy/files/biochar\\_paper.pdf](http://www.nrdc.org/energy/files/biochar_paper.pdf). Consultado en octubre del 2015.

Cabezas, J.; Alonso, J.; Pastor, J.; Sastre, I. y Lobo, M. 2004. Absorción y acumulación de metales pesados en tres especies vegetales en suelos enmendados con lodos de depuradora. First International Meeting on Environmental Biotechnology and Engineering. *Environmental Biotechnology and Engineering*. Mexico. 1-13.

Cao, X.; Ma, L.; Gao, B. and Harris, W. 2009. Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine. *Environmental Science & Technology*, 43(9), 3285–3291.

Chan, K.Y. and Xu, Z. 2009. Biochar: Nutrient properties and their enhancement. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, 1, 67–84.

Chan, K.Y.; Van Zwieten, L.; Meszaros, I.; Downie, A. and Joseph, S. 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 45, 629-634.

Chan, D.Y. and Hale, B.A. 2004. Differential accumulation of Cd in durum wheat cultivars: uptake and retranslocation as sources of variation. *Journal of Experimental Botany*, 55, 2571-2579.

Cheng, Y.; Cai, Z.C.; Chang, S.; Wang, J. and Zhang, J. 2012. Wheat straw and its biochar have contrasting effects on inorganic N retention and N<sub>2</sub>O production in a cultivated Black Chernozem. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 941–946.

Chen, B.L.; Zhou, D.D. and Zhu, L.Z. 2008. Transitional adsorption and partition of nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures. *Environmental Science & Technology*, 42, 5137–5143.

Cheng, C.H.; Lehmann, J.; Thies, J.E.; Burton, S.D. and Engelhard, M.H. 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*, 37, 1477–1488.

Chintala, R.; Schumacher, T.E.; McDonald, L.M.; Clay, D.E.; Malo, D.D.; Papiernik, S.K.; Clay, S.A. and Julson, J.L. 2014. Phosphorus sorption and availability from biochars and soil/ biochar mixtures. *Clean-Soil Air Water*, 42, 626–634.

Chun, Y.; Sheng, G.Y.; Chiou, C.T. and Xing, B.S. 2004. Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars. *Environmental Science & Technology*, 38, 4649–4655.

- Clemens, S.; Palmgren, M.G. and Krämer, U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science*, 7, 309-315.
- Clemens, S. 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 88, 1707-1719.
- Cui, H.-J.; Wang, M.K.; Fu, M.-L. and Ci, E. 2011. Enhancing phosphorus availability in phosphorus-fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar. *Journal of Soils and Sediments*, 11(7), 1135–1141.
- Dabrowski, A.; Podkscielny, P.; Hubicki, Z. and Barczak, M. 2005, Adsorption of phenolic compounds by activated carbon- a critical review. *Chemospher*, 58, 1049-1070.
- Dai, L.; Tan, F.; Wu, B.; He, M.; Wang, W.; Tang, X.; Hu, Q. and Zhang, M. 2015. Immobilization of phosphorus in cow manure during hydrothermal carbonization. *Journal of Environmental Management*, 157, 49–53.
- DalCorso, G.; Farinati, S. and Furini, A. 2010. Regulatory networks of cadmium stress in plants. *Plant Signaling and Behavior*, 5, 663-667.
- De Luca, T.H.; Derek, M. and MacKenzie, G. M. 2009. Biochar Effects on Soil Nutrient Transformation. In: *Biochar for environmental management - science and technology*, Lehmann, J. and Joseph, S. (Eds). earthscan, London 251-265.
- Delgadillo, G.A. 2011. (T): Preparación - Caracterización de Carbones Activados a partir de pepas de níspero de palo (*mespilus communi*) y su aplicación como material adsorbente de fenol. Escuela de Posgrado, Pontificia Universidad Católica del Perú.
- De la Rosa, J.; González, J.A.; González, F.J.; Knicker, H. and Araújo, M.F. 2011. Molecular composition of sedimentary humic acids from South West Iberian Peninsula: A multi-proxy approach. *Organic Geochemistry*, 42(7), 791–802.
- De Luca, T. H.; Gundale, M.J.; Mackenzie, M De. and Davey, J. 2015. Biochar effects on soil nutrient transformations. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, 2, 421–454.
- Demirbas, A. 2004. Effects of temperature and particle size on biochar yield from pyrolysis of agricultural residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 72, 243–248.

- Días, J.; Alvim, M.; Almeida, M.; Rivera, J. and Sánchez, M. 2007. Waste materials for activated carbon preparation and its use in aqueous-phase treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 85, 833-846.
- Domínguez, J.R.; López, M.C.; Ager, F.J.; Ynsa, M.D.; Romero, L.C. and Gotor, C. 2004. Increased cysteine availability is essential for cadmium tolerance and accumulation in *Arabidopsis thaliana*. *Plant Biotechnology Journal*, 2, 469-476.
- Doydora, S.A.; Cabrera, M.L.; Das, K.C.; Gaskin, J.W.; Sonon, L.S. and Miller, W.P. 2011. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter amended with acidified biochar. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8(5), 1491–1502.
- Enders, A.; Hanley, K.; Whitman, T.; Joseph, S.; and Lehmann, J. 2012. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Bioresource Technology*, 114, 644–653.
- Fellet, G.; Marchiol, L.; Delle Vedove, G. and Peressotti, A. 2011. Application of biochar on mine tailings: Effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere*, 83(9), 1262–1267.
- Ferguson, J. 1990. The heavy metals: Chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press, Sydney.
- Fuertes, A.B.; Arbestain, M.C.; Sevilla, M.; Macia-Agullo, J.A.; Fiol, S.; Lopez, R.; Smernik, R.J.; Aitkenhead, W.P.; Arce, F. and Macias, F. 2010. Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by pyrolysis and hydrothermal carbonisation of corn stover. *Australian Journal of Soil Research*, 48, 618–626.
- Gao, X. and Wu, H. 2011. Biochar as a fuel: 4. Emission behavior and characteristics of PM 1 and PM10 from the combustion of pulverized biochar in a drop-tube furnace. *Energy & Fuels*, 25, 2702–2710.
- Gaskin, J.W.; Speir, R.A.; Harris, K.; Das, K.C.; Lee, R.D.; Morris, L.A. and Fisher, D.S. 2010. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agronomy Journal*, 102, 623–633
- Gaskin J.W.; Steiner C.; Harris K.; Das K.C. and Bibens, B. 2008. Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Transactions of the Asabe*, 51, 2061–2069.

- Ghani, W.A.; Mohd, A.; da Silva, G.; Bachmann, R.T.; Taufiq-Yap, Y.H.; Rashid, U. and Al-Muhtaseb, A.H. 2013. Biochar production from waste rubber-wood-sawdust and its potential use in C sequestration: Chemical and physical characterization. *Industrial Crops and Products*, 44, 18–24.
- Giacconi, M. y Escaff, G. 2004. Cultivo de hortalizas. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. XV ed. 337 p.
- Glaser, B.; Lehmann, J., and Zech, W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal-a review. *Biology and Fertility of Soils*, 35(4), 219 – 230.
- Glaser, B.; Haumaier, L.; Guggenberger, G. and Zech, W. 2001. The 'terra preta' phenomenon: A model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88, 37-41.
- Glaser, B.; Balashov, E.; Haumaier, L.; Guggenberger, G. and Zech, W. 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *Organic Geochemistry*, 31, 669–678.
- Guerena, D.; Lehmann, J.; Hanley, K.; Enders, A.; Hyland, C. and Riha, S. 2013. Nitrogen dynamics following field application of biochar in a temperate North American maize-based production system. *Plant Soil*. 365, 239–254.
- Guo, Y.J.; Tang, H.; Li, G.D. and Xie, D.T. 2014. Effects of cow dung biochar amendment on adsorption and leaching of nutrient from an acid yellow soil irrigated with biogas slurry. *Water Air Soil Pollut*. 225, 1820.
- Guo, Y. and Rockstraw, D.A. 2007. Activated carbons prepared from rice hull by one-step phosphoric acid activation. *Microporous and Mesoporous Materials*, 100, 12–19.
- Graber, E.R.; Harel, Y.M.; Kolton, M.; Cytryn, E.; Silber, A.; Ray, D. and Tsechansky, L. 2010. Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. *Plant and Soil*, 337, 481–496.
- Gupta, D. and Chatterjee, S. 2014. Heavy Metal Remediation: Transport and Accumulation in Plants. Nova Science Publishers, Inc. New York. 260 p.
- Gupta, U.C. and Gupta, S.C. 1998. Trace elements toxicity relationships to crop production and livestock and human health: implication for management. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 29, 1491-1522.

- Hass, A.; Gonzalez, J.M.; Lima, I.M.; Godwin, H.W.; Halvorson, J.J. and Boyer, D.G. 2012. Chicken manure biochar as liming and nutrient source for acid Appalachian soil. *Journal of Environmental Quality*, 41, 1096–1106.
- Hossain, M.K.; Strezov, V.; Chan, K.Y.; Ziolkowski, A. and Nelson, P.F. 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management*, 92, 223–228.
- Hossain, M.K.; Strezov, V.; Yin Chan, K. and Nelson, P.F. 2010. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). *Chemosphere*, 78(9), 1167–1171
- Houben, D.; Evrard, L. and Sonnet, P. 2013. Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.). *Biomass and Bioenergy*, 30, 1 – 9
- IBI (International Biochar Initiative). 2012. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. [www.biochar-international.org](http://www.biochar-international.org). Consultado en setiembre del 2016.
- Ioannidou, O. and Zabaniotou, A. 2007. Agricultural residues as precursor for activated carbon production - A review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 11, 1966-2005.
- Ippolito, J.A.; Novak, J.M.; Busscher, W.J.; Ahmedna, B.M.; Rehrh, D. and Watts, D.W. 2012. Switchgrass biochar affects two aridisols. *Journal of Environmental Quality*, 41, 1123–1130.
- Ippolito, K.; Lentz, R.; Novak, J.; Spokas, K.; Collins, H. and Streubel, J. 2011. Biochar. Usage: pros and cons. Western Nutrient Management Conference. Vol. 9, 93 -98.
- Iretskaya, S.N. and Chien, S.H. 1999. Comparison of cadmium uptake by five different food grain crops grown on three soils of varying pH. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30, 441-448.
- Jaisi, D.P.; Blake, R.E. and Kukkadapu, R.K. 2010. Fractionation of oxygen isotopes in phosphate during its interactions with iron oxides. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(4), 1309–1319.
- Jones, J. B. J. 1991. Kjeldahl method for nitrogen determination. Athens, GA: Micro-Macro Publishing Inc.



- Joseph, S.D.; Camps-Arbestain, M.; Lin, Y.; Munroe, P.; Chia, C.H.; Hook, J.; Van Zwieten, L.; Kimber, S.; Cowie, A.; Singh, B. P.; Lehmann, J.; Foidl, N.; Smernik, R. J. and Amonette, J. E. 2010. An investigation into the reactions of biochar in soil. *Australian Journal of Soil Research*, 48, 501-515.
- Kameyama, K.; Miyamoto, T.; Shiono, T. and Shinogi, Y. 2012. Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate leaching in calcareous dark red soil. *Journal of Environmental Quality*, 41, 1131–1137.
- Karunanithi, R.; Szogi, A.; Bolan, N.; Naidu, R.; Loganathan, P.; Hunt, P.G.; Vanotti, M.B.; Saint, C.P.; Ok, Y.S. and Krishnamoorthy, S. 2014. Phosphorus recovery and reuse from waste streams. *Advances in Agronomy*, 131, 1–78.
- Kawamoto H.; Murayama, M. and Saka, S. 2003. Pyrolysis behavior of levoglucosan as an intermediate in cellulose pyrolysis: Polymerization into polysaccharide as a key reaction to carbonized product formation. *Journal of Wood Science*, 49, 469–473.
- Keiluweit, M.; Nico, P.S.; Johnson, M. and Kleber, M. 2010. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). *Environmental Science & Technology*, 44, 1247–1253.
- Khodadad, C.L.; Zimmerman, A.R.; Green, S.J.; Uthandi, S. and Foster, J.S. 2011. Taxa-specific changes in soil microbial community composition induced by pyrogenic carbon amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 385–392.
- Kim, W.; Shim, T.; Kim, Y.S.; Hyun, S.; Ryu, C.; Park, Y.K., and Jung, J. 2013. Characterization of cadmium removal from aqueous solution by biochar produced from a giant Miscanthus at different pyrolytic temperatures. *Bioresour Technol*, 138; 266–270.
- Kim, K.J.; Kang, C.S.; You, Y.J.; Chung, M.C.; Woo, M.W. and Jeong, W.J. 2006. Adsorption-desorption characteristics of VOCs over impregnated activated carbons. *Catalysis Today*, 111, 223.
- Kloss, S.; Zehetner, F.; Oburger, E.; Buecker, J.; Kitzler, B.; Wenzel, W.W.; Wimmer, B. and Soja, G. 2014. Trace element concentrations in leachates and mustard plant tissue (*Sinapis alba* L.) after biochar application to temperate soils. *Science Total Environment*, 481, 498–508.

- Kloss, S.; Zehetner, F.; Dellantonio, A.; Hamid, R.; Ottner, F.; Liedtke, V.; Schwanninger, M.; Gerzabek, M.H. and Soja, G. 2012. Characterization of slow pyrolysis biochars: Effects of feedstocks and pyrolysis temperature on biochar properties. *Journal of Environmental Quality*, 41, 990–1000.
- Knicker, H.; Almendros, G.; González-Vila, F.J.; Martin, F. and Lüdemann, H.-D. 1996. <sup>13</sup>C- and <sup>15</sup>N-NMR spectroscopic examination of the transformation of organic nitrogen in plant biomass during thermal treatment. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(8), 1053–1060.
- Kolodynska, D.; Wnetrzak, R.; Leahy, J.J.; Hayes, M.H.; Kwapinski, W.; and Hubicki, Z. 2012. Kinetic and adsorptive characterization of biochar in metal ions removal. *Chemical Engineering Journal*, 197, 295–305.
- Kookana R.S.; Sarmah A.K.; Van Zwieten L.; Krull E. and Singh B. 2011. Biochar application to soil: Agronomic and environmental benefits and unintended consequences. In: L.S. Donald (Ed.), *Advances in Agronomy*, Academic Press, San Diego, CA, pp. 103–143.
- Laird, D.; Fleming, P.; Wang, B.; Horton, R. and Karlen, D. 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158, 436–442.
- Laird, D.A.; Brown, R.C.; Amonette, J.E. and Lehmann, J. 2009. Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 3, 547–562.
- Lagriffoul, A.; Mocquot, B.; Mench, M. and Vangronsveld, J. 1998. Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and activities of stress related enzymes in young maize plants (*Zea mays* L.). *Plant Soil*, 200:241-250.
- Larbi, A.; Morales, F.; Abadía, A.; Gogorcena, Y., Lucena, J. and Abadía, J. 2002. Effects of Cd and Pb in sugar beet plants grown in nutrient solution: Induced Fe deficiency and growth inhibition. *Functional Plant Biology*, 29, 1453-1464.
- Lasat, M. 2000. The use of plants for the removal of toxic metals from contaminated soil. American Association for the Advancement of Science, *Environmental Science and Engineering Fellow*. 33 p.
- Lee, Y.; Eum, P.R.; Ryu, C.; Park, Y.K.; Jung, J. and Hyun, S. 2012. Characteristics of biochar produced from slow pyrolysis of *Geodae-Uksae 1*. *Bioresource Technology*, 130, 345–350.

- Lee, J.W.; Kidder, M.; Evans, B.R.; Paik, S.; Buchanan, Iii A.C.; Garten, C.T. and Brown R.C. 2010. Characterization of biochars produced from cornstovers for soil amendment. *Environmental Science & Technology*, 44, 7970–7974.
- Lehmann, J.; Rillig, M.C.; Thies, J.; Masiello, C.A.; Hockaday, W.C. and Crowley, D. 2011. Biochar effects on soil biota—A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1812–1836.
- Lehmann, J. and Joseph, S. 2009. Biochar for Environmental Management: Science and Technology. *Earthscan, London & Sterling, VA*. 416 pp.
- Lehmann, J. 2009. Terra Preta de India, *Encyclopedia of Soil Science* 1:1, 1-4.
- Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(7), 381-387.
- Lehmann, J.; John, G. and Rondon, M. 2006. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems—A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(2), 403–427.
- Lehmann, J.; Da Silva, Jr. J.; Steiner, C.; Nehls, T.; Zech, W. and Glaser, B. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*, 249, 343–357.
- Lehoczky, E.; Marth, P.; Szabados, I.; Palkovics, M. and Lukács, P. 2000. Influence of soil factors on the accumulation of cadmium by lettuce. *Communications Soil Science and Plant Analysis*, 31, 2425-2431.
- Lentz, R. and Ippolito, J. 2012. Biochar and manure affect calcareous soil and corn silage nutrient concentrations and uptake. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1033–1043.
- Liang, F.; Li, G.T.; Lin, Q.M. and Zhao, X.R. 2014. Crop yield and soil properties in the first 3 years after biochar application to a calcareous soil. *Journal Integrative Agriculture*, 13, 525–532.
- Liang, B.; Lehmann, J.; Solomon, D.; Kinyangi, J.; Grossman, J.; O’Neill, B.; Skjemstad J.O.; Janice, T.; Luizão, F.J.; Petersen, J. and Eduardo, N. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1719–1730.
- Lindsay, W.L. 1979. *Chemical Equilibria in Soils*. Wiley-Interscience, New York. 448 p.

- López, A.; Sagardoy, R.; Solanas, M.; Abadía, A. and Abadía, J. 2009. Cadmium toxicity in tomato (*Solanum lycopersicum* L.) plants grown in hydroponics. *Environmental and Experimental Botany*, 65, 376-385.
- Liu, T.; Liu, B. and Zhang, W. 2014. Nutrients and heavy metals in biochar produced by sewage sludge pyrolysis: Its application in soil amendment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(1), 271–275.
- Liu, W.J.; Zeng, F.X.; Jiang, H. and Zhang, X.S. 2011. Preparation of high adsorption capacity bio-chars from waste biomass. *Bioresource Technology*, 102, 8247–8252.
- Loganathan, P.; Vigneswaran, S.; Kandasamy, J.; and Bolan, N.S. 2014. Removal and recovery of phosphate from water using sorption. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(8), 847–907.
- Lu, K.P.; Yang, X.; Shen, J.J.; Robinson, B.; Huang, H.G.; Liu, D.; Bolan, N.; Pei, J.C. and Wang, H.L. 2014. Effect of bamboo and rice straw biochars on the bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn to *Sedum plumbizincicola*. *Agriculture, Ecosystems Environments*, 191, 124–132.
- Ma, Y. L. and Matsunaka, T. 2013. Biochar derived from dairy cattle carcasses as an alternative source of phosphorus and amendment for soil acidity. *Soil Science & Plant Nutrition*, 59(4), 628–641.
- Madiba, O.F.; Solaiman, Z. M.; Carson, J.K. and Murphy, D.V. 2016. Biochar increases availability and uptake of phosphorus to wheat under leaching conditions. *Biol Fertil Soils*, Vol. 52, 439–446.
- Major, J.; Rondon, M.; Molina, D.; Riha, S.J. and Lehmann, J. 2010. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant and Soil*, 333(1–2), 117–128.
- Major, J. 2010. Guidelines on practical aspects of biochar application to field soil in various soil management systems. *International Biochar Initiative*, 1-23.
- Manolikaki, I. and Diamadopoulos, E. 2016. Ryegrass yield and nutrient status after biochar application in two Mediterranean soils. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 63, 8, 1093-1107.
- Martínez de Yuso, A. 2012. Desarrollo de carbones activados a partir de residuos lignocelulósicos para la adsorción y recuperación de tolueno y n-hexano. Instituto de Medioambiente de la Universidad San Jorge. Zaragoza, España. 183 p.

- Masiello, C.A.; Chen, Y.; Gao, X.; Liu, S.; Cheng, H.Y.; Bennett, M.R.; Rudgers, J.A.; Wagner, D.S.; Zygourakis, K. and Silberg, J.J. 2013. Biochar and microbial signaling: Production conditions determine effects on microbial communication. *Environmental Science & Technology*, 47, 11496–11503.
- Mbagwu, J.S.C. and Piccolo, A. 1997. Effects of humic substances from oxidized coal on soil chemical properties and maize yield. In: J.G. Drozd, S.S. Gonet, N. Senesi, J. Weber. (Eds.), *The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Protection: Proceedings of the 8th Meeting of the International Humic Substances Society, Polish Society of Humic Substances. Polish Chapter of the International Humic Substances Society*, Wroclaw, Poland, 921–925.
- Mclaughlin, M. and Singh, B. 1999. *Cadmium in Soils and Plants*. Eds. Springer Science-Business Media, B.V. 282 p.
- McGrath, S.P.; Zhao, F.J.; Dunham, S.J.; Crosland, A.R. and Coleman, K. 2000. Long-term changes in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application. *Journal of Environmental Quality*, 29:875-883.
- Melo, L.C.; Coscione, A.R.; Abreu, C.A.; Puga, A.P. and Camargo, O.A. 2013. Influence of pyrolysis temperature on cadmium and zinc sorption capacity of sugar cane straw–derived biochar. *Bio Resources*, 8(4), 4992–5004.
- Meriam, E. 1991. *Metals and their compounds en the environment. Occurrence, analysis and biological relevance.*, VHC, Weinheim, Alemania. 704 p.
- Mia, S.; Van Groenigen, J.W.; Van de Voorde, T.F.J.; Oram, N.J.; Bezemer, T.M.; Mommer, L. and Jeffery, S. 2014. Biochar application rate affects biological nitrogen fixation in redclover conditional on potassium availability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 191, 83–91.
- Mohan, D.; Pittman, C.U. and Steele, P.H. 2006. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: A critical review. *Energy & Fuels*, 20, 848–889.
- Molina, M. and Rodríguez, F. 2004. Role of chemical activation in the development of carbon porosity. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, 24, 15.
- Montes-Morán, M.A.; Suárez, D.; Menéndez, J.A. and Fuente, E. 2004. On the nature of basic sites on carbon surfaces: An overview. *Carbon*, 42, 1219–1225.

- Mukherjee, A.; Zimmerman, A. and Harris, W. 2011. Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. *Geoderma*, 163(3), 247–255.
- Mukome, F.N.; Six, J. and Parikh, S.J. 2013. The effects of walnut Shell and wood feedstock biochar amendments on greenhouse gas emissions from a fertile soil. *Geoderma*, 200, 90–98.
- Naeem, M.; Ansari, A. and Gill, S. 2017. Essential Plant Nutrients: Uptake, Use Efficiency, and Management. Cham, Switzerland. *Springer International Publishing*, 570 p.
- Namgay, T.; Singh, B. and Singh, B.P. 2010. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, and Zn to maize (*Zea mays* L.). *Soil Research*, 48(7), 638–647.
- Nakagawa, Y.; Molina, M. and Rodriguez, F. 2007. Modification of the porous structure along the preparation of activated carbon monoliths with H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> and ZnCl<sub>2</sub>. *Microporous and Mesoporous Materials*; 103, 29.
- Nelissen, V.; Rutting, T.; Huygens, D.; Staelens, J.; Ruyschaert, G. and Boeckx, P. 2012. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 55, 20–27.
- Nigam, R.; Srivastava, S.; Prakash, S. and Srivastava, M. 2001. Cadmium mobilisation and plant availability - the impact of organic acids commonly exuded from roots. *Plant Soil*, 230, 107-113.
- Novak, J.M.; Busscher, W.J.; Laird, D.L.; Ahmedna, M.; Watts, D.W. and Niandou, M.A. 2009. Impact of biochar amendment on fertility of a Southeastern Coastal Plain soil. *Soil Science*, 174, 105–112.
- Obst, M.; Grathwohl, P.; Kappler, A.; Eibl, O.; Peranio, N. and Gocht, T. 2011. Quantitative high-resolution mapping of phenanthrene sorption to black carbon particles. *Environmental Science & Technology*, 45, 7314–7322.
- Oram, N. J., Van de Voorde, T. F.; Ouwehand, G.J.; Martijn Bezemer, T.; Mommer, L.; Jeffery, S. and Van Groenigen, J.W. 2014. Soil amendment with biochar increases the competitive ability of legumes via increased potassium availability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 191, 92–98.
- Orozco, C.; Pérez, A.; Gonzáles, M.; Rodríguez, F. and Alfayate, J. 2003. Contaminación Ambiental una visión desde la Química. 1ª Ed. Madrid: Thomson (ed). 178-180.

- Özçimen, D. and Ersoy-Meriçboyu, A. 2010. Characterization of biochar and bio-oil samples obtained from carbonization of various biomass materials. *Renewable Energy*, 35(6), 1319–1324.
- Pan, J.; Jiang, J. and Xu, R. 2013. Adsorption of Cr (III) from acidic solutions by crop straw derived biochars. *Journal Environmental Sciences*, 25, 1957–1965.
- Peng, X.; Ye, L.L.; Wang, C.H.; Zhou, H. and Sun, B. 2011. Temperature- and duration-dependent rice straw-derived biochar: Characteristics and its effects on soil properties of an Ultisol in Southern China. *Soil and Tillage Research*, 112, 159–166.
- Pichler, B. 2010. Biokohle in Weinbergböden, Ithaka-Journal für Biodiversität, ISSN 1663-0521.
- Pietikainen, J.; Kiikkila, O. and Fritze, H. 2000. Charcoal as a hábitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos*, 89, 231–242.
- Powlson, D.S.; Gregory, P.J.; Whalley, W.R; Quinton, J.N.; Hopkins, D.W.; Whitmore, A.P.; Hirsch, P.R. and Goulding, K.W. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy*, 36, S72–S87.
- Prendergast-Miller, M.; Duvall, M. and Sohi, S. 2014. Biochar–root interactions are mediated by biochar nutrient content and impacts on soil nutrient availability. *European Journal of Soil Science*, 65(1), 173–185.
- Puga, A.P.; Abreu, C.A.; Melo, L.C. and Beesley, L. 2015. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. *Journal of Environmental Management*, 159, 86-93.
- Rajkovich, S.; Enders, A.; Hanley, K.; Hyland, C.; Zimmerman, A.; Lehmann, J. 2012. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 271–284.
- Reeves, R.D 2006. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In: Morel JL, Echevarria G, Goncharova N (eds) *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*, NATO Science Series IV: *Earth and Environmental Sciences*. New York.
- Rodríguez, F. y Molina, M. 2004. El carbón activado como adsorbente en descontaminación ambiental. En Francisco Rodríguez Reinoso (Ed.). *Monografías CYTED Alicante: CYTED*. 37-52 pp.

- Sabir, M.; Hanafi, M.M.; Aziz, T.; Ahmad, H.R.; Zia-Ur-Rehman, M.; Saifullah, Murtaza, G. and Hakeem, K.R. 2013. Comparative effect of activated carbon, pressmud and poultry manure on immobilization and concentration of metals in maize (*Zea mays*) grown on contaminated soil. *International Journal of Agriculture & Biology*, 15, 559–564.
- Salt, D.E. and Wagner, G.J. 1993. Cadmium transport across tonoplast of vesicles from oat roots. Evidence for a  $\text{Cd}^{2+}/\text{H}^{+}$  antiport activity. *Journal of Biological Chemistry*, 268, 12297–12302.
- Salt, D.E.; Prince, R.C.; Pickering, I.J. and Raskin, I. 1995. Mechanism of cadmium mobility and accumulation in indian mustard. *Plant Physiology*, 109, 1427–1433.
- SAS Institute Inc. 2014. Base SAS® 9.4 Procedures Guide: Statistical Procedures, Third Edition. Cary, N.C: SAS Institute Inc, USA.
- Schulz, H. and Glaser, B. 2012. Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175(3), 410–422.
- Shah, K. and Nongkynrih, J.M. 2007. Metal hyperaccumulator and bioremediation. *Biologia Plantarum*, 51, 618–634.
- Shen, Q.; Hedley, M.; Camps Arbestain, M. and Kirschbaum, M.U. 2016. Can biochar increase the bioavailability of phosphorus? *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 16(2), 268–286.
- Singh, B.; Singh, B.P. and Cowie, A. 2010. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 48, 516–525.
- Smider, B. and Singh, B. 2014. Agronomic performance of a high ash biochar in two contrasting soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 191, 99–107.
- Sohi, S.P.; Krull, E.; Lopez-Capel, E. and Bol, R. 2010. Chapter 2—A review of biochar and its use and function in soil. In: L.S. Donald (Ed.), *Advances in Agronomy*, Academic Press, San Diego, CA, 47–82 pp.
- Sopeña, F.; Semple, K.; Sohi, S. and Bending, G. 2012. Assessing the chemical and biological accessibility of the herbicide isoproturon in soil amended with biochar. *Chemosphere*, 88, 77–83.



- Spokas, K.A.; Novak, J.M. and Venterea, R.T. 2012. Biochar's role as an alternative N-fertilizer: Ammonia capture. *Plant and Soil*, 350(1–2), 35–42.
- Streit, B. and Stumm, W. 1993. Chemical properties of metals and the process of bioaccumulation in terrestrial plants. In: Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in terrestrial environment. Ed. B. Markert. VCH. Federal Republic of Germany. 31-35 pp.
- Steiner, C.; Das, K.; Melear, N. and Lakly, D. 2010. Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. *Journal of Environmental Quality*, 39, 1236-1242.
- Taghizadeh-Toosi, A.; Clough, T.J.; Condon, L.M.; Sherlock, R.R.; Anderson, C.R. and Craigie, R.A. 2011. Biochar incorporation into pasture soil suppresses in situ nitrous oxide emissions from ruminant urine patches. *Journal of Environmental Quality*, 40(2), 468–476.
- Tenenbaum, D. 2009. Biochar: Carbon mitigation from the ground up. *Environmental Health Perspectives*, 117(2), 70 -73.
- Uchimiya, M.; Bannon, D.I. and Wartelle, L.H. 2012. Retention of heavy metals by carboxyl functional groups of biochars in small arms range soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60, 1798–1809.
- Uchimiya, M.; Chang, S. and Klasson, K.T. 2011. Screening biochars for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1), 432–441.
- Uchimiya, M.; Lima, I.M.; Thomas Klasson, K.; Chang, S.; Wartelle, L.H. and Rodgers, J.E. 2010. Immobilization of heavy metal ions (CuII, CdII, NiII, and PbII) by broiler litter-derived biochars in water and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58(9), 5538–5544.
- Valdivieso, E.; Sandoval, M.; Carillo, R.; G. Alcántar y Santizo, J. 2005. Absorción y Transporte de Cadmio y Niquel en Tomate. VIII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo.
- Van Zwieten, L.; Kimber, S.; Morris, S.; Chan, K.; Downie, A.; Rust, J.; Joseph, S. and Cowie, A. 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*, 327, 235–246.
- Wagner, G. 1995. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Advances Agronomy*, 51, 173- 211.

- Wang, D.; Zhang, W.; Hao, X. and Zhou, D. 2012. Transport of biochar particles in saturated granular media: Effects of pyrolysis temperature and particle size. *Environmental Science & Technology*, 47, 821–828.
- Widowati, W and Asnah, A. 2014. Biochar Can Enhance Potassium Fertilization Efficiency and Economic Feasibility of Maize Cultivation. *Journal of Agricultural Science*; Vol. 6, No. 2, 24 – 32.
- Xu, G.; Lv, Y.; Sun, J.; Shao, H. and Wei, L. 2012. Recent advances in biochar applications in agricultural soils: Benefits and environmental implications. *Clean-Soil Air Water*, 40, 1093–1098.
- Yamato, M.; Okimori, Y.; Wibowo. I. F.; Anshori, S. And Ogawa, M. 2006. Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Science & Plant Nutrition*, 52(4), 489–495.
- Yao, Y.; Gao, B.; Zhang, M.; Inyang, M. and Zimmerman, A.R. 2012. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere*. 89, 1467–1471.
- Zasoski, R. J., y Burau, R. G. 1977. A rapid nitric-perchloric acid digestion method for multi-element tissue analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 8, 425-436.
- Zhang, Q.Z.; Wang, X.H.; Du, Z.L.; Liu, X.R. and Wang; Y.D. 2013. Impact of biochar on nitrate accumulation in an alkaline soil. *Soil Research*, 51, 521–528.
- Zhang, A.F.; Liu, Y.M.; Pan, G.X.; Hussain, Q.; Li, L.Q.; Zheng, J.W. and Zhang, X.H. 2012. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain. *Plant Soil*. 351, 263–275.
- Zhao, X.; Yan, X.Y.; Wang, S.Q.; Xing, G.X. and Zhou, Y. 2013. Effects of the addition of rice-straw-based biochar on leaching and retention of fertilizer N in highly fertilized cropland soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59, 771–782.
- Zheng, J.Y.; Stewart, C.E. and Cotrufo, M.F. 2012. Biochar and nitrogen fertilizer alters soil nitrogen dynamics and greenhouse gas fluxes from two temperate soils. *Journal of Environmental Quality*, 41, 1361–1370.

Zhonghua, H.; Srinivasan, M. and Ni, Y. 2001. Novel activation process for preparing highly microporous and mesoporous activated carbons. *Carbon*, 39, 877-886.

Zimmerman, A.R. 2010. Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). *Environmental Science & Technology*, 44, 1295–1301.

## **VIII. ANEXOS**

Anexo 1. Producción de materia seca por el tomate (*Solanum lycopersicum* L.).

Tratamiento	Repetición	Materia Seca (g maceta <sup>-1</sup> )				
		Raíz	Tallo	Hoja	Fruto	TOTAL
T1	R1	2.24	2.85	5.29	9.80	20.18
	R2	2.82	3.33	5.73	10.57	22.45
	R3	2.29	3.30	5.81	9.20	20.60
	R4	3.44	2.23	4.82	11.77	22.26
T2	R1	3.34	3.65	5.22	10.42	22.63
	R2	3.45	2.84	5.52	12.92	24.73
	R3	2.21	3.51	4.39	12.38	22.49
	R4	4.97	2.75	5.04	13.47	26.23
T3	R1	3.16	2.59	5.33	14.87	25.95
	R2	2.85	2.42	4.64	12.29	22.20
	R3	3.03	3.15	5.02	9.92	21.12
	R4	3.55	3.28	5.87	8.67	21.37
T4	R1	3.84	3.93	7.10	5.33	20.20
	R2	2.63	2.02	5.64	8.41	18.70
	R3	2.85	2.35	5.20	8.14	18.54
	R4	2.38	2.70	4.21	11.31	20.60
T5	R1	2.50	3.45	6.12	7.27	19.34
	R2	1.66	2.79	4.21	7.17	15.83
	R3	1.89	2.16	4.10	11.08	19.23
	R4	2.47	2.17	4.73	9.03	18.40
T6	R1	2.70	2.76	5.28	8.96	19.70
	R2	3.08	2.41	5.04	6.26	16.79
	R3	3.47	2.33	4.10	10.23	20.13
	R4	2.97	1.62	4.63	9.82	19.04
T7	R1	5.08	2.13	6.06	13.90	27.17
	R2	6.47	1.96	5.22	9.75	23.40
	R3	4.79	1.69	3.77	13.41	23.66
	R4	5.55	1.72	5.51	10.65	23.43
T8	R1	5.74	1.97	4.23	12.20	24.14
	R2	7.20	2.39	5.00	11.76	26.35
	R3	6.36	2.89	5.60	11.83	26.68
	R4	6.29	2.53	5.91	11.99	26.72
T9	R1	4.82	2.78	6.29	12.68	26.57
	R2	4.57	2.44	5.51	8.46	20.98
	R3	4.55	3.01	5.90	10.84	24.30
	R4	3.97	3.45	6.26	7.91	21.59

Anexo 2. Concentración de cadmio (Cd) en los diferentes tejidos del cultivo de tomate (*Solanum lycopersicum* L.).

Tratamiento	Repetición	Cd (mg maceta <sup>-1</sup> )				
		Raíz	Tallo	Hoja	Fruto	TOTAL
T1	R1	1.78	0.21	1.63	0.14	3.76
	R2	1.90	0.24	2.06	0.14	4.34
	R3	2.05	0.22	1.84	0.13	4.25
	R4	2.11	0.15	1.36	0.16	3.78
T2	R1	1.87	0.22	1.24	0.12	3.45
	R2	2.31	0.20	1.76	0.15	4.41
	R3	1.93	0.24	1.70	0.15	4.03
	R4	2.75	0.19	1.76	0.14	4.85
T3	R1	1.96	0.17	1.93	0.14	4.20
	R2	1.83	0.12	1.39	0.13	3.46
	R3	1.83	0.19	1.51	0.13	3.67
	R4	2.28	0.15	2.36	0.11	4.90
T4	R1	1.36	0.25	1.78	0.07	3.46
	R2	1.23	0.10	1.13	0.07	2.53
	R3	1.55	0.11	1.33	0.10	3.09
	R4	1.33	0.16	0.94	0.10	2.53
T5	R1	1.01	0.17	1.15	0.06	2.38
	R2	1.35	0.15	0.99	0.06	2.54
	R3	0.70	0.13	0.96	0.08	1.88
	R4	1.40	0.16	1.38	0.10	3.04
T6	R1	2.26	0.20	1.37	0.10	3.94
	R2	2.07	0.16	0.95	0.04	3.22
	R3	2.73	0.21	1.86	0.13	4.93
	R4	2.66	0.17	1.42	0.12	4.37
T7	R1	3.54	0.17	2.00	0.16	5.87
	R2	4.34	0.16	1.69	0.14	6.33
	R3	3.88	0.15	2.02	0.18	6.23
	R4	3.64	0.14	1.86	0.15	5.80
T8	R1	3.55	0.20	1.93	0.16	5.85
	R2	4.36	0.23	1.98	0.18	6.75
	R3	4.38	0.24	1.79	0.16	6.56
	R4	3.71	0.21	1.85	0.15	5.93
T9	R1	2.65	0.19	1.78	0.13	4.76
	R2	2.51	0.21	1.87	0.12	4.71
	R3	2.36	0.23	1.65	0.15	4.39
	R4	2.09	0.20	1.23	0.13	3.66

Anexo 3. Concentración de nutrientes por cultivo de tomate (*Solanum lycopersicum* L.).

Tratamiento	Repetición	Concentración de Nutrientes (g maceta <sup>-1</sup> )				
		N	P	K	Ca	Mg
T1	R1	0.24	0.045	0.435	0.244	0.121
	R2	0.28	0.038	0.370	0.247	0.132
	R3	0.24	0.041	0.404	0.221	0.111
	R4	0.28	0.040	0.426	0.206	0.100
T2	R1	0.30	0.043	0.371	0.184	0.104
	R2	0.33	0.048	0.496	0.179	0.107
	R3	0.30	0.049	0.513	0.157	0.125
	R4	0.35	0.047	0.523	0.199	0.133
T3	R1	0.40	0.047	0.486	0.248	0.105
	R2	0.32	0.037	0.478	0.258	0.091
	R3	0.34	0.040	0.464	0.246	0.096
	R4	0.29	0.043	0.422	0.275	0.116
T4	R1	0.29	0.038	0.375	0.303	0.090
	R2	0.27	0.031	0.433	0.286	0.085
	R3	0.27	0.035	0.389	0.272	0.098
	R4	0.24	0.037	0.427	0.229	0.081
T5	R1	0.24	0.025	0.420	0.296	0.094
	R2	0.23	0.024	0.405	0.257	0.091
	R3	0.27	0.026	0.490	0.217	0.100
	R4	0.24	0.025	0.505	0.264	0.098
T6	R1	0.22	0.046	0.433	0.283	0.108
	R2	0.21	0.041	0.331	0.287	0.126
	R3	0.22	0.046	0.448	0.290	0.136
	R4	0.22	0.040	0.373	0.288	0.107
T7	R1	0.41	0.051	0.513	0.351	0.110
	R2	0.33	0.051	0.429	0.334	0.134
	R3	0.35	0.050	0.527	0.318	0.138
	R4	0.33	0.042	0.420	0.371	0.128
T8	R1	0.36	0.043	0.537	0.326	0.118
	R2	0.32	0.050	0.546	0.401	0.127
	R3	0.30	0.051	0.497	0.402	0.134
	R4	0.38	0.041	0.486	0.401	0.130
T9	R1	0.29	0.050	0.627	0.309	0.101
	R2	0.28	0.031	0.473	0.292	0.099
	R3	0.34	0.045	0.622	0.290	0.095
	R4	0.28	0.037	0.477	0.301	0.107

Anexo 4. Análisis de varianza para la producción de materia seca del cultivo de tomate  
(*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	234.04	29.25	9.71 **	2.31
Enmiendas	1	34.22	34.22	11.36 **	4.21
Dosis	3	36.93	12.31	4.09 **	2.96
Enmiendas*Dosis	3	160.84	53.61	17.80 **	2.96
Fact. * Testigo	1	2.05	2.05	0.68 ns	4.21
Error Experimental	27	81.31	3.01		
<b>Total</b>	<b>35</b>	<b>315.35</b>			

**CV: 7.87 %**

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad

ns: No significativo

Anexo 5. Análisis de varianza para la concentración de cadmio (Cd) en la raíz del tomate  
(*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	31.1205	3.8901	42.24 **	2.31
Enmiendas	1	18.0601	18.0601	196.13 **	4.21
Dosis	3	6.0710	2.0237	21.98 **	2.96
Enmiendas*Dosis	3	6.2391	2.0797	22.58 **	2.96
Fact. * Testigo	1	0.7503	0.7503	8.15 **	4.21
Error Experimental	27	2.4863	0.0921		
<b>Total</b>	<b>35</b>	<b>33.6067</b>			

**CV: 12.81 %**

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad

Anexo 6. Análisis de varianza para la concentración de cadmio (Cd) en el tallo del tomate  
(*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	0.02590	0.00324	3.16 **	2.31
Enmiendas	1	0.00405	0.00405	3.95 ns	4.21
Dosis	3	0.00776	0.00259	2.52 ns	2.96
Enmiendas*Dosis	3	0.01198	0.00399	3.89 **	2.96
Fact. * Testigo	1	0.00211	0.00211	2.06 ns	4.21
Error Experimental	27	0.02770	0.00103		
<b>Total</b>	<b>35</b>	<b>0.05360</b>			

**CV: 17.47 %**

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad

ns: No significativo



Anexo 7. Análisis de varianza para la concentración de cadmio (Cd) en la hoja del tomate  
(*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	2.347	0.293	3.46 **	2.31
Enmiendas	1	0.485	0.485	5.72 **	4.21
Dosis	3	0.937	0.312	3.69 **	2.96
Enmiendas*Dosis	3	0.853	0.284	3.35 **	2.96
Fact. * Testigo	1	0.072	0.072	0.85 ns	4.21
Error Experimental	27	2.288	0.085		
Total	35	4.635			
<b>CV: 18.24 %</b>					

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad  
ns: No significativo

Anexo 8. Análisis de varianza para la concentración de cadmio (Cd) en el fruto del tomate  
(*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	0.031639	0.003955	10.42 **	2.31
Enmiendas	1	0.007503	0.007503	19.76 **	4.21
Dosis	3	0.006134	0.002045	5.39 **	2.96
Enmiendas*Dosis	3	0.016534	0.005511	14.52 **	2.96
Fact. * Testigo	1	0.001467	0.001467	3.86 ns	4.21
Error Experimental	27	0.010250	0.000380		
Total	35	0.041889			
<b>CV: 15.66 %</b>					

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad  
ns: No significativo

Anexo 9. Análisis de varianza para la absorción total de cadmio (Cd) por la planta de tomate  
(*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	49.98	6.25	24.00 **	2.31
Enmiendas	1	26.06	26.06	100.13 **	4.21
Dosis	3	11.63	3.88	14.89 **	2.96
Enmiendas*Dosis	3	12.03	4.01	15.41 **	2.96
Fact. * Testigo	1	0.26	0.26	1.01 ns	4.21
Error Experimental	27	7.03	0.26		
Total	35	57.01			
<b>CV: 11.94 %</b>					

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad  
ns: No significativo

Anexo 10. Análisis de varianza para la absorción total de nitrógeno (N) por el tomate (*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	0.0741	0.0093	10.92 **	2.31
Enmiendas	1	0.0008	0.0008	0.94 ns	4.21
Dosis	3	0.0315	0.0105	12.36 **	2.96
Enmiendas*Dosis	3	0.0369	0.0123	14.48 **	2.96
Fact. * Testigo	1	0.0050	0.0050	5.90 **	4.21
Error Experimental	27	0.0229	0.0008		
Total	35	0.0970			

**CV: 9.93 %**

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad

ns: No significativo

Anexo 11. Análisis de varianza para la absorción total de fósforo (P) por el tomate (*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	0.00164639	0.00020580	10.95 **	2.31
Enmiendas	1	0.00045000	0.00045000	23.94 **	4.21
Dosis	3	0.00079263	0.00026421	14.05 **	2.96
Enmiendas*Dosis	3	0.00040375	0.00013458	7.16 **	2.96
Fact. * Testigo	1	0.00000001	0.00000001	0.00053 ns	4.21
Error Experimental	27	0.00050750	0.00001880		
Total	35	0.00215389			

**CV: 10.59 %**

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad

ns: No significativo

Anexo 12. Análisis de varianza para la absorción total de potasio (K) por el tomate (*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	0.0851	0.0106	3.94 **	2.31
Enmiendas	1	0.0092	0.0092	3.40 ns	4.21
Dosis	3	0.0180	0.0060	2.22 ns	2.96
Enmiendas*Dosis	3	0.0460	0.0153	5.68 **	2.96
Fact. * Testigo	1	0.0120	0.0120	4.43 **	4.21
Error Experimental	27	0.0729	0.0027		
Total	35	0.1580			

**CV: 11.29 %**

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad

ns: No significativo

Anexo 13. Análisis de varianza para la absorción total de calcio (Ca) por el tomate (*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	0.11422	0.01428	26.04 **	2.31
Enmiendas	1	0.05900	0.05900	107.58 **	4.21
Dosis	3	0.03796	0.01265	23.08 **	2.96
Enmiendas*Dosis	3	0.00638	0.00213	3.88 **	2.96
Fact. * Testigo	1	0.01088	0.01088	19.84 **	4.21
Error Experimental	27	0.01481	0.00055		
Total	35	0.12903			
<b>CV: 8.40 %</b>					

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad

Anexo 14. Análisis de varianza para la absorción total de magnesio (Mg) por el tomate (*Solanum lycopersicum* L.).

<b>Fuente Variación</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>F calculado</b>	<b>F tabular</b>
Tratamientos	8	0.00638	0.00080	7.19 **	2.31
Enmiendas	1	0.00252	0.00252	22.70 **	4.21
Dosis	3	0.00189	0.00063	5.67 **	2.96
Enmiendas*Dosis	3	0.00184	0.00061	5.51 **	2.96
Fact. * Testigo	1	0.00014	0.00014	1.25 ns	4.21
Error Experimental	27	0.00300	0.00011		
Total	35	0.00938			
<b>CV: 9.54 %</b>					

\*\* : Significación al 5 % ( $\alpha = 0.05$ ) de probabilidad

ns: No significativo