



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

Aplicación de biocarbón en la agricultura:

Mejoramiento de la calidad de suelos mediante el uso de diferentes combinaciones de biocarbón y enmiendas orgánicas y su efecto sobre la nutrición y producción agrícola

Jorge Santiago Espinoza Vaca

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tdx.cat) i a través del Dipòsit Digital de la UB (diposit.ub.edu) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX ni al Dipòsit Digital de la UB. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX o al Dipòsit Digital de la UB (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tdx.cat) y a través del Repositorio Digital de la UB (diposit.ub.edu) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR o al Repositorio Digital de la UB. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR o al Repositorio Digital de la UB (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

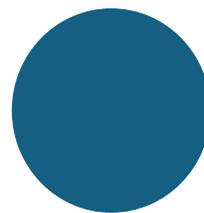
WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tdx.cat) service and by the UB Digital Repository (diposit.ub.edu) has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized nor its spreading and availability from a site foreign to the TDX service or to the UB Digital Repository. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service or to the UB Digital Repository is not authorized (framing). Those rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

Aplicación de Biocarbón en agricultura:

Mejoramiento de la calidad de suelos mediante el uso de diferentes combinaciones de biocarbón y enmiendas orgánicas y su efecto sobre la nutrición y producción agrícola



Jorge Santiago Espinoza Vaca
Enero 2024



UNIVERSITAT DE
BARCELONA



Facultad de Biología

Programa de doctorado en Ecología, Ciencias Ambientales y Fisiología Vegetal

Aplicación de Biocarbón en agricultura:

Mejoramiento de la calidad de suelos mediante el uso de diferentes combinaciones de biocarbón y enmiendas orgánicas y su efecto sobre la nutrición y producción agrícola

Memoria presentada por Jorge Santiago Espinoza Vaca para optar al grado de doctor por la Universitat de Barcelona.

Programa de doctorado en Ecología, Ciencias Ambientales y Fisiología Vegetal. Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales bajo la tutoría y dirección de M. Teresa Sauras Yera y Núria Roca.

Doctorando

Directoras

Jorge Santiago Espinoza Vaca

M. Teresa Sauras Yera

Núria Roca

Barcelona, enero de 2024

Agradecimientos.

En primer lugar, a Dios, por esta oportunidad, entre otras cosas aprendí a valorar y a darle importancia a las pequeñas cosas de la vida.

A toda mi familia por su cariño e incondicionalidad durante toda mi vida, en especial a Jorge, Lore, Caro y a la mami Ligia por nunca soltarme y dejarme solo, por apoyarme siempre en todos los aspectos de mi vida. Porque a pesar de la distancia nunca faltaron sus tiernas palabras, su cariño y bendiciones. Todo lo bueno que tengo se los debo a ustedes. Mami, papi gràcies, gràcies....

A ti, mi Jenny por aventurarte en este viaje, por ser mi compañía, mi amiga y mi compañera de vida, gracias porque a pesar de los momentos difíciles sigues aquí... parte de este trabajo y logro también es tuyo.

A la Dra. M. Teresa Sauras Yera, mi directora y tutora de este trabajo de investigación de doctorado. Muchas gracias por ser quien me encaminó desde el trabajo final de máster, por brindarme la oportunidad de formar parte de su grupo de trabajo, por confiar y creer en mí para el desarrollo de esta tesis y por adentrarme en el mundo del Biocarbón. En todas las reuniones de trabajo y en cada “sesión de revisión de tesis” aprendí mucho de ti, “espero no haber defraudado tu confianza” y aunque sé que no es muy fácil, con el tiempo te prometo que “mejorare mi escritura”.

De manera muy especial a la Dra. Núria Roca por su paciencia, por compartir sus conocimientos y porque a pesar de tener muchas cosas por hacer, sacrificó sus días de descanso y las altas horas de la noche, nunca fueron un impedimento para acompañar este trabajo de tesis. Una sonrisa fue siempre el primer paso a una respuesta para ayudarme en todo lo que necesite. Sin duda alguna cada día que compartí contigo me inspiraste para ser mejor. Tienes un don para cautivar la atención de los estudiantes y una manera muy fácil de explicar las cosas “imagina la población de escoceses, unos son pelirojos”.

A la Facultad de Química y a la Dra. Anna Rigol por su acompañamiento especialmente en los trabajos y resultados de la sección 1 de esta tesis. A Jacqueline Estévez por formar parte del trabajo de campo e investigación de la sección 3 de esta investigación.

A Pere Rovira del Centre Tecnològic Forestal de Catalunya por la estancia para analizar el carbono microbiano del suelo de la sección 3 de este trabajo.

A la Universidad de Barcelona y a todos los profesores que forman parte del departamento de Fisiología Vegetal, a Rosa Noguera, María Isabel Trillas y su T-34 que forma parte de esta investigación, a Jordi Bort, Marta Pinto y Salvador Nogues por su acompañamiento y acertados comentarios en las revisiones de los informes anuales, a Lluïsa Moyset por estar siempre pendiente de nosotros...sus palabras de aliento y sus sabrosos detalles navideños.

A la Comisión del Programa de Doctorado en Ecología, Ciencias Ambientales y Fisiología Vegetal de la Universidad de Barcelona, especialmente a Biel Obrador por siempre estar dispuesto a resolver cualquier duda y por su acompañamiento en el desarrollo de esta tesis.

A todas las personas que forman parte de los Servicios científicos-técnicos, lugar en donde se han realizado los análisis de las muestras. A Josep Mata Jorba, Francesc Prenyanosa y Susana Mangas que siempre tuvieron tiempo para mirar y hacerme una recomendación para mejorar los ensayos implementados en el Invernadero de los Campos Experimentales de la Universidad.

A la Universidad Técnica de Ambato por involucrarme en el mundo de la docencia y por el soporte económico para llevar a cabo la estancia y la investigación doctoral, a todas las personas de los diferentes departamentos de la UTA que estuvieron dispuestos ayudarme en todo momento.

A las empresas Livingchar, Idaria y Carbón Vivo socios del proyecto, dueños del biocarbón y financiadores de parte de esta investigación.

A Fabián Montesdeoca, Hernán Pico y Jorge Andrade-Piedra, por su confianza, por la oportunidad de formar parte de su grupo de trabajo, por su amistad, enseñanzas, y por ser quienes me motivaron a seguir creciendo y formándome profesionalmente.

A todos los extraños que conocí en estos 4 años en Barcelona y que con el pasar del tiempo se convirtieron en mi familia y verdaderos amigos: Mari, Germán, Norma, Víctor, Hector, Himelda, Nancy, Martin, Delia, Antonio, Samuel, Silvia a los chicos del "Team CrossFit BCN", "Squat craks", Andrea, Diana y sus amigos que con cariño nos bautizaron como los "astrónomos" gràcies, gràcies.... los extrañare mucho.

ABSTRACT

Soil, a non-renewable and essential resource for the development of life, is affected by crop production systems that cause degradation. Biochar, a carbon-rich product obtained from the pyrolysis of biomass at high temperatures and in the absence of oxygen, is widely used as an agricultural amendment as well as for its high capacity to increase soil organic carbon. Combining the application of biochar with liquid or solid organic fertilizers such as compost can improve the characteristics of the biochar, favouring soil physicochemical and biological properties and plant nutrient uptake. We characterized 6 biochars to determine their quality as organic amendments for agriculture. Next, the two biochars produced from pine branch biomass and garden pruning remains with the kontiki technique (JK and PRK), were “fertilized” with organic fertilizers (EcoCompleat and Compost Tea) to evaluate their potential as nutrient suppliers. On the other hand, we evaluated the effect of applied dose of JK biochar, the use of fertilized biochar and the inoculation of *Trichoderma* T34 on the availability of nutrients, the increase in the *Trichoderma* population and the development of tomato crops. Furthermore, we analysed the effect of applying biochar, compost and the biochar-compost mixture on nutrient bioavailability and mobility in soil. Finally, we evaluated effect of such applied amendments on sunflower growth and nutrition in soils contaminated by Cu.

The evaluated biochars presented great variability in elemental composition and content of macro and micronutrients, related to the type of raw material used and the production system. Additionally, nutrient availability and plant uptake was related to biochar application dose, biochar fertilization in liquid form (EcoCompleat and Compost Tea) or solid form (compost), and soil type. The application of the 8% dose of previously fertilized biochar increased the percentage of moisture and the availability of P and K in a sandy texture soil, while in a sandy loam texture soil the availability of P, Ca, Zn and Cu was greater. The application of a dose of 8% of biochar increased the population of *Trichoderma* in both types of soil. However, no differences were observed in plant height, number of fruits and plant chlorophyll content. The results of the application of the biochar-compost mixture suggest that there would be a synergy between these two amendments, thus, the compost would provide available nitrogen for the development of the microbial community that, in turn, could use part of the carbon from the biochar. Regarding the crop, the mixture applied allowed a higher concentration of P in plant

aerial part and higher total aerial biomass, indicating a correct nutritional status of the crop. The application of biochar in a soil contaminated with Cu did not effectively reduce the mobility of Cu in the soil neither its bioavailability. However, the improvement in certain soil properties helped the plant to have adequate development without nutritional deficiencies. The correct nutrition of the plants favoured that increasing Cu bioavailability in the compost and biochar-compost mixture treatments did not translate into an increase in the concentration of Cu in the plant, thus, mitigating the potential transfer to the crop and the food chain of this potentially harmful metal. The application of compost as an amendment to this Cu-contaminated soil significantly increased the mobility and bioavailability of this metal. The application of the biochar-compost mixture showed a decreasing trend in the bioavailability of Cu in the soils compared to the treatment with compost.

Contenido

1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1. Problemas de degradación de suelo.	3
1.2. El biocarbón y su utilidad en agricultura	7
1.3. Mejoramiento de las características del biocarbón (fertilización y aplicación combinada con compost y/o microorganismos benéficos como el hongo <i>Trichoderma</i>).....	9
1.4. El uso de biocarbón y la remediación de suelos agrícolas contaminados.	12
2. OBJETIVOS GENERALES	15
3. RESULTADOS I: FERTILIZANTES BASADOS EN BIOCARBÓN. CARACTERIZACIÓN DE 6 TIPOS DE BIOCARBÓN Y ANÁLISIS DE SU POTENCIAL COMO SUMINISTRADORES DE NUTRIENTES.....	19
3.1. Introducción.	21
3.2. Objetivos.	25
3.3. Materiales y Métodos.	25
3.3.1. <i>Materiales.</i>	25
3.3.2. <i>Diseño de los experimentos.</i>	26
3.3.3. <i>Experimento 1. Fertilización de los biocarbones.</i>	26
3.3.4. <i>Experimento 2: Análisis de la dinámica de liberación de nutrientes en los lixiviados del biocarbón fertilizado.</i>	27
3.3.5. <i>Metodología de análisis.</i>	27
3.3.6. <i>Tratamiento de datos.</i>	28
3.4. Resultados.	29
3.4.1. <i>Caracterización fisicoquímica de los biocarbones sin fertilizar y biocarbones fertilizados.</i>	29
3.4.2. <i>Contenido de nutrientes de los biocarbones.</i>	35
3.4.3. <i>Efecto de la fertilización con Ecocomplet sobre el contenido de nutrientes.</i>	38
3.4.4. <i>Liberación de nutrientes en dos tipos de biocarbón fertilizados.</i>	40

3.5. Discusión	45
3.5.1. <i>Evaluación de las características fisicoquímicas de los biocarbones para su aplicación en suelos.</i>	45
3.5.2. <i>Variabilidad de la composición elemental de los biocarbones estudiados.</i>	47
3.5.3. <i>Variabilidad y disponibilidad de nutrientes de los biocarbones estudiados.</i>	48
3.5.4. <i>Efecto de la fertilización sobre las propiedades del biocarbón y la liberación de nutrientes al suelo o cultivo.</i>	49
3.6. Conclusiones	50
4. RESULTADOS II: EFECTO DE LA DOSIS DE APLICACIÓN DE BIOCARBÓN, EL USO DE BIOCARBÓN FERTILIZADO Y LA INOCULACIÓN DE BIOCARBÓN CON MICRORGANISMOS SOBRE LA DISPONIBILIDAD DE NUTRIENTES Y EL DESARROLLO DEL CULTIVO EN CONDICIONES DE INVERNADERO	53
4.1. Introducción	55
4.2. Objetivos	58
4.3. Materiales y métodos	58
4.3.1. <i>Materiales.</i>	58
4.3.2. <i>Diseño Experimental.</i>	59
4.3.3. <i>Descripción del experimento.</i>	60
4.3.4. <i>Seguimiento del cultivo y cosecha.</i>	61
4.3.5. <i>Muestreo y caracterización de los suelos.</i>	62
4.3.6. <i>Tratamiento de datos.</i>	63
4.4. Resultados	63
4.4.1. <i>Efectos de las dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre las características fisicoquímicas de los dos tipos de suelo.</i>	63
4.4.2. <i>Efecto de la dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre el contenido de nutrientes de los dos tipos de suelo.</i>	65
4.4.3. <i>Efecto de la dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre el crecimiento y funcionamiento del cultivo de tomate en los dos tipos de suelo.</i> .	71
4.4.4. <i>Efectos de la aplicación de biocarbón, Trichoderma T34, y su combinación sobre las características fisicoquímicas de los dos tipos de suelo.</i>	73
4.4.5. <i>Efectos de la aplicación de biocarbón, Trichoderma T34, y su combinación sobre la disponibilidad de nutrientes de los dos tipos de suelo.</i>	74

4.4.6. Efectos del biocarbón, <i>Trichoderma T34</i> , y su combinación sobre el crecimiento y funcionamiento del cultivo de tomate en los dos tipos de suelo.	76
4.4.7. Impacto de la aplicación de biocarbón sobre la población de <i>Trichoderma T34</i>	78
4.5. Discusión	79
4.5.1. Valoración de las dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre la humedad y pH de los dos tipos de suelo.	79
4.5.2. Efecto de las dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre el contenido de nutrientes de los dos tipos de suelo.	80
4.5.3. Efecto de las dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre el crecimiento y fisiología del cultivo de tomate en dos tipos de suelo.	82
4.5.4. Efecto de la aplicación de biocarbón sobre la población de <i>Trichoderma T34</i> . ..	84
4.5.5. Efecto de la aplicación de dosis de 8 % de biocarbón, <i>Trichoderma T34</i> , y su combinación sobre los parámetros suelo-planta.	84
4.6. Conclusiones	85
5. RESULTADOS III: EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DE BIOCARBÓN, COMPOST Y MEZCLA BIOCARBÓN-COMPOST SOBRE LA BIODISPONIBILIDAD, MOVILIDAD DE NUTRIENTES Y NUTRICIÓN VEGETAL EN UN SUELO AGRÍCOLA CONTAMINADO POR COBRE (CU).	87
5.1. Introducción	89
5.2. Objetivos	93
5.3. Materiales y Métodos	93
5.3.1. <i>Materiales</i>	93
5.3.2. <i>Contaminación experimental del suelo</i>	94
5.3.3. <i>Diseño experimental</i>	94
5.3.4. <i>Preparación de las mezclas de suelo, enmiendas y riegos</i>	95
5.3.5. <i>Seguimiento del cultivo</i>	96
5.3.6. <i>Caracterización de las plantas</i>	97
5.3.7. <i>Tratamiento de datos</i>	98
5.4. Resultados	98
5.4.1. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre humedad, pH y cationes intercambiables del suelo.	98
5.4.2. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre la biodisponibilidad de micronutrientes del suelo.	102

5.4.3. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre la respiración del suelo.....	104
5.4.4. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre el crecimiento, producción de biomasa, índice de clorofila y el contenido de nutrientes en plantas de girasol (<i>Helianthus annuus</i>).	105
5.4.5. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost sobre la producción de biomasa, índice de clorofila en plantas de girasol (<i>Helianthus annuus</i>).	106
5.4.6. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre el contenido de nutrientes en plantas de girasol (<i>Helianthus annuus</i>).	108
5.4.7. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre la biodisponibilidad y absorción de Cu.	112
5.4.8. Dinámica de la concentración de Cu en los lixiviados de los tratamientos aplicados.....	112
5.4.9. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre la concentración y absorción de Cu en planta.	113
5.5. Discusión.....	114
5.5.1. Cambios en las propiedades del suelo.....	114
5.5.2. Actividad biológica de suelos contaminados con Cu.	116
5.5.3. Parámetros fisiológicos del Girasol (<i>Helianthus annuus</i>).	117
5.5.4. Biodisponibilidad, lixiviación y absorción de Cu.....	119
5.6. Conclusiones.....	120
6. DISCUSIÓN GENERAL	123
7. CONCLUSIONES GENERALES	131
8. PERSPECTIVAS	135
9. BIBLIOGRAFÍA.....	141

1. INTRODUCCIÓN GENERAL.

La población mundial se ha multiplicado por tres a lo largo del siglo XX, alcanzando los 8000 millones de habitantes en noviembre de 2022. Datos estimados indican que en los próximos 30 años la población mundial aumentará casi 2000 millones de personas, es decir que para el año 2050 habrá en el mundo aproximadamente 10000 millones de personas (Department of Economic and Social Affairs 2022). Este aumento poblacional será más notorio en los países menos desarrollados y más pobres, trayendo como consecuencia nuevos desafíos en contra de la erradicación de la pobreza, el hambre, la malnutrición y en general sobre la salud y la educación de las personas (Department of Economic and Social Affairs 2022).

Teniendo en cuenta esta proyección será necesario producir casi un 50 % más de alimentos, piensos y combustibles minimizando al mismo tiempo los desperdicios alimentarios y los impactos ambientales generados por los procesos de producción agrícolas (FAO, 2017), que desde inicios de la revolución verde en 1960, se centraron en el uso de semillas modificadas genéticamente, fertilizantes inorgánicos, y prácticas agrícolas extensivas como principales medios para aumentar la producción, lo que ha generado problemas ambientales y principalmente el deterioro de la salud del suelo (Vanlauwe et al. 2010).

1.1. Problemas de degradación de suelo.

El suelo es un recurso finito esencial para el desarrollo de la vida (Lal, 2009). Sin embargo, un tercio de la superficie del suelo presenta problemas de degradación (Whitmee et al. 2015), debido a factores naturales y antropogénicos, generando implicaciones graves para la salud humana y el medio ambiente (Lal, 2009 y Abrahams, 2002).

El Informe sobre el estado mundial del recurso suelo, elaborado por la FAO y GTIS - Grupo Técnico Intergubernamental Sobre Los Suelos (2015), muestra varios factores que inciden sobre la degradación de los suelos agrícolas, entre ellos, la erosión eólica e hídrica, el desequilibrio de nutrientes, la pérdida de carbono, la acidificación y salinización, la compactación y anegamiento, la pérdida de biodiversidad, las emisiones de metano, presencia de metales pesados y las inadecuadas prácticas agrícolas.

La cantidad de carbono orgánico del suelo (COS) es un factor clave para la conservación de los suelos (Karlen et al. 2001 y Koch et al. 2013). La agricultura extractivista, los monocultivos, la aplicación de pesticidas y los barbechos desnudos (Loisel et al. 2019),

disminuyen el contenido de COS ya que favorecen la liberación de dióxido de carbono (CO₂) a la atmósfera, gas de efecto invernadero que influye el calentamiento global y acelera la degradación de los suelos. Los suelos degradados presentan menor retención de agua, baja fertilidad, baja productividad, y biodiversidad entre otros (Lal et al. 2015 y Stockmann et al. 2013).

Estudios realizados por Aune y Lal (1997), informan que suelos tropicales con concentraciones menores a 1,1 % de carbono orgánico del suelo han reducido en un 20 % el rendimiento de sus cultivos. Yan et al. (2000), comunican una disminución lineal de la diversidad microbiana del suelo al registrar valores menores al 1 % de carbono orgánico del suelo. Además, Guo y Gifford (2002), indican que las condiciones de los ecosistemas y los cambios en el uso de la tierra, como el de bosque nativo a producción de cultivos, redujeron el contenido de carbono orgánico del suelo en un 42 %.

Así pues, es importante establecer acuerdos y líneas de acción entre Organizaciones gubernamentales, no gubernamentales y productores agrícolas que estén dirigidos a conseguir los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 de la ONU: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible; garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles; adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos; proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de la biodiversidad (Organización de las Naciones Unidas. 2020).

En este sentido, incluir los sistemas agrícolas productivos en la Economía Circular (EC), permitiría gestionar y optimizar eficientemente los recursos y generar un valor añadido (Azizuddin et al. 2021). A nivel mundial se implementa mayoritariamente el modelo de Economía Lineal, en donde los recursos son utilizados y desechados. Este modelo genera como resultado de su implementación el uso ineficiente de los recursos (Manickam y Duraisamy. 2019). La aplicación del modelo de economía circular mediante el reciclaje y la utilización de residuos orgánicos, forestales y agrícolas para la producción de biocarbón podría constituirse en una alternativa (Gabhane et al. 2016, Manickam y Duraisamy 2019).

Es importante también, adoptar las iniciativas que se han generado en torno a la reducción de fertilizantes inorgánicos que son sustituidos por fertilizantes orgánicos. La

reducción de labranza, rotación de cultivos y utilización de cultivos de cobertura son prácticas que mejoran la calidad del suelo (McClelland y Schipanski 2021), y aumentan la materia orgánica del suelo (MOS) mediante el secuestro de carbono. De acuerdo con Verschuuren (2017), el uso adecuado de las tierras agrícolas podría convertirse en un mecanismo potencial para lograr emisiones netas de carbono cero a nivel mundial en el contexto del cambio climático. En este sentido, Australia cuenta con metodologías que otorga créditos a los agricultores que trabajan con proyectos de agricultura de carbono. Verschuuren (2017), informa que, aunque no se traten de proyectos agrícolas como tal, la restauración de pastos o humedales, la revegetación de las fincas, la implementación de cultivos permanentes y la incorporación de biocarbón al suelo se constituyen en prácticas que previenen las emisiones y secuestran carbono al suelo.

El concepto de captura de dióxido de carbono empezó a ganar importancia después del Protocolo de Kioto en 2004, por ello, distintas organizaciones y países se han sumado a desarrollar y ensayar sistemas que incentiven la gestión del carbono terrestre mediante la denominada agricultura de carbono, concebida como un grupo de acciones que permiten el uso adecuado del suelo (conservación de pastos, preservación de la deforestación, aumento de plantaciones forestales, entre otras), gestión de tierras de cultivo (labranza mínima, rotación de cultivos, utilización de cultivos de cobertura, etc), gestión del ganado (sanidad de ganado, utilización de razas que produzcan menos emisiones de metano, mejorar la alimentación de ganado, etc) y la gestión de nutrientes del suelo (mejorar la eficiencia del nitrógeno, fijación biológica de nutrientes, etc).

El uso de estas prácticas es cada vez más evidente en la Unión Europea (UE) donde iniciativas como El Pacto Verde Europeo 2019, de la granja a la mesa, el paquete de medidas sobre la economía circular y objetivo 55, entre otras, han reconocido la importancia de convertir el uso de la tierra y la captura de dióxido de carbono, en un nuevo modelo de negocio, que tiene que ver con la entrega de incentivos a productores de la Unión Europea que adopten prácticas agrícolas específicas que capturen el dióxido de carbono, protejan el medio ambiente y que se basen en resultados. Estos incentivos serían financiados mediante fondos públicos como la política agrícola común (PAC) y fondos privados mediante cadenas de suministro o mercados de carbono (European Commission 2021). Es así como la Comisión Europea, desde 2021, ha desarrollado la Iniciativa de la Agricultura del Carbono, desarrollando un marco regulador que certifica la eliminación de carbono (McDonald et al. 2021).

En el mismo sentido los conceptos de soberanía alimentaria y la producción de cultivos basados en la agroecología provocarían cambios favorables sobre la problemática descrita. La agroecología es una ciencia y un conjunto de prácticas que propone la diversificación de parcelas agrícolas en donde se producen interacciones biológicas que benefician a los elementos de los agro sistemas que a su vez regeneran la fertilidad de los suelos, mejoran la productividad y protegen a los cultivos (Altieri, 2002). La agroecología tiene como principios básicos el reciclaje y uso de insumos y energía en la misma finca en lugar de utilizar insumos externos, aumentar la materia orgánica y la actividad biológica del suelo, incrementar las especies de plantas y la diversidad genética, lo que mejora la productividad total de la finca (Gliessman et al. 1977).

La incorporación de estas alternativas así como el uso de enmiendas orgánicas como abonos verdes, materia orgánica, compost, biocarbón, microorganismos benéficos, etc en los procesos productivos reduciría el impacto de la problemática de los suelos degradados (Altieri y Toledo 2011). La utilización de enmiendas agrícolas ha mostrado resultados positivos en el cuidado del medio ambiente, calidad del suelo, producción de cultivos y ha favorecido a la economía circular (Rouphael et al. 2017a). Investigaciones realizadas por Celik et al. (2004) y Marinari et al. (2000), mencionan mejoras en las propiedades fisicoquímicas y biológicas de los suelos con la aplicación de enmiendas orgánicas como el estiércol, compost, fertilizantes orgánicos y biocarbón.

El denominado biocarbón ha despertado gran interés en la última década, especialmente a partir de las investigaciones realizadas en los suelos antropogénicos creados hace miles de años, conocidos como Terra Preta de indio en Brasil (TP) (Glaser et al. 2002 y Lehmann et al. 2006). En la actualidad existen dos teorías sobre su origen y la intencionalidad en la aplicación del biocarbón en suelos amazónicos. Según (Smith 1980), la Terra Preta son suelos que no fueron creados, sino que se formaron a partir de asentamientos de personas de larga duración ocupados como basureros prehistóricos en donde se arrojaron desechos domésticos, cerámicas y huesos de animales. La segunda hipótesis, respaldada por autores como Warren y Sombroek (1967) y Hiraoka et al. (2006), sugieren que los suelos Terra Preta fueron creados intencionalmente con el objetivo de mantener la fertilidad de los suelos mediante la adición de basura, materia orgánica, cenizas entre otros, en donde se desarrollaron sistemas de cultivos semipermanentes.

La Terra Preta entonces, se trata de suelos negros, muy fértiles, con alto contenido de carbono que probablemente se originaron de la quema y descomposición de desechos vegetales enterrados, que a pesar del clima tropical y de la producción intensiva de cultivos han mantenido su fertilidad (Lehmann, 2009). De acuerdo con lo citado por Woods (2003), el carbono encontrado en las Tierras Pretas data del año 450 a.C.

Es así que las propiedades que posee el biocarbón, como la capacidad de resistir la degradación, lo convierten en una enmienda orgánica de gran interés agrícola ya que es más estable en comparación a otras enmiendas (Spokas 2010, Herath et al. 2015, Smith et al. 2014 y Zhang et al. 2014). Otro aspecto importante del biocarbón es la capacidad que tiene para secuestrar (Verheijen et al. 2009), y aumentar el sumidero de carbono del suelo, mitigar el cambio climático (Woolf et al. 2010), y mejorar la fertilidad del suelo (Ogawa y Okimori 2010).

1.2. El biocarbón y su utilidad en agricultura

Actualmente, el biocarbón es un subproducto rico en carbono que se obtiene de la pirólisis, proceso de degradación térmica, de biomásas a altas temperaturas y en ausencia de oxígeno (Lehmann, 2009). Las características distintivas que posee cada biocarbón dependen principalmente de los tipos de materias primas y las condiciones de pirólisis como temperatura, velocidad de calentamiento y tiempo de residencia (Ahmad et al. 2013a). Autores como Gabhane et al. (2016), clasifican al proceso de pirólisis en pirólisis lenta que se produce a temperaturas entre 300 a 600 °C y pirólisis rápida con temperaturas superiores a 500 °C.

Existen varios métodos de producción de biocarbón, desde el método tradicional en donde se colocaban desechos de madera, en un hoyo hecho en el suelo, que se quemaban lentamente (Thines et al. 2016), hasta los métodos modernos en donde se utilizan hornos hechos de ladrillo, metal y acero. Éstos últimos ahorran mano de obra, tiempo y mejoran la calidad del biocarbón (Reilly, 1925). El método tradicional de producción de biocarbón ha sido mejorado, dando paso a los llamados hornos "Kontiki", con diseños que ofrece ventajas como el "apagado o enfriamiento" del biocarbón mediante la aplicación de cualquier solución enriquecida con nutrientes para darle al biocarbón un mayor valor nutricional (Cornelissen et al. 2016). Otro método, el horno de "Retorta Adam", cuenta con dos cámaras, una que genera el calor de combustión y

otra en donde ocurre el proceso de pirólisis, en donde los gases son recirculados y quemados internamente (Sparrevik et al. 2015).

De la misma manera, las materias primas para la producción de biocarbón son diversas y pueden ser clasificadas por categorías. Leng et al. (2021), las dividen en: a) biomásas leñosas (partes de árboles, madera, aserrín, etc), b) residuos de biomásas provenientes de gestión agrícola (desechos de podas, paja, cascarilla de arroz, etc.) y c) residuos industriales y estiércol de animales (lodos de depuradora, papel, residuos sólidos, etc.). Autores como Lehmann et al (2015), clasifican al biocarbón según el contenido de cenizas de las biomásas, por ejemplo: biocarbón procedente de biomásas con un porcentaje mínimo de cenizas $< 3 - 5 \%$ (madera, bambú y algunas semillas), porcentaje medio de cenizas $5 - 13 \%$ (residuos agrícolas) y porcentajes altos de cenizas $> 13 \%$ (estiércol animal, lodos de depuradora y otros residuos municipales). Es así que el biocarbón producto de materia prima con el mínimo contenido de cenizas presentaría mayor capacidad de retención de agua, porosidad y área de superficie específica (Lehmann et al. 2015).

Los factores de producción arriba mencionados pueden condicionar la calidad final del biocarbón, es por esta razón que la Fundación Europea de Biocarbón (FEB) y la Iniciativa Internacional del Biochar (IBI) han desarrollado parámetros para clasificar a los biocarbones. En este sentido la International Biochar Initiative (2015), ha propuesto 3 clases de biocarbón, determinados principalmente por su contenido de carbono orgánico, así biocarbones con contenidos $\leq 60 \%$ pertenecen a la clase 1, biocarbones con contenidos entre $\geq 30 \%$ a $\leq 60 \%$ clase 2 y biocarbones con contenidos de carbono orgánico $\geq 10 \%$ a $\leq 30 \%$ clase 3. Los biocarbones con contenido de carbono orgánico $< 10 \%$ y con una relación $H/C > 0,7 \text{ mol mol}^{-1}$ no se clasifican como biocarbón. Por otro lado, la relación atómica O/C es utilizada para la estimación de la estabilidad del carbono (Spokas, 2010b). De acuerdo con la International Biochar Initiative (2015), una relación $O/C > 0,2 \text{ mol mol}^{-1}$ y $< 0,6 \text{ mol mol}^{-1}$ predeciría una vida media de biocarbón entre 100 y 1000 años. Es por esta razón que es muy importante caracterizar y proponer los mejores tipos de producción y materias primas para la obtención de biocarbón.

La utilización del biocarbón principalmente está dirigido al uso agrícola y al cuidado de la gestión ambiental (Weber y Quicker. 2017). El biocarbón, en comparación con otras enmiendas orgánicas utilizadas en la agricultura, mejora las características químicas (disminuye la acidez de los suelos, aumenta el contenido de carbono de los suelos, y la

capacidad de intercambio catiónico), físicas (aumenta el área de superficie específica, porosidad y características hidráulicas del suelo) y biológicas (actúa sobre el aumento y diversidad de microorganismos además de estimular el ciclo de nutrientes) (Cheng et al. 2018, El-Naggar et al. 2018, Lehmann y Stephen 2015). En los cultivos, el biocarbón influye sobre la germinación de semillas, crecimiento, resistencia al ataque de plagas y enfermedades y sobre el aumento de la productividad de cultivos (Joseph et al. 2021). Sin embargo, a pesar de estos beneficios, autores como Jeffery et al. (2017), Macdonald et al. (2014), Schulz y Glaser (2012) y Ye et al. (2020), han encontrado efectos negativos de la aplicación de biocarbón. El uso exclusivo de biocarbón puede limitar el rendimiento de los cultivos y la disponibilidad de nutrientes, debido a que, por naturaleza, el biocarbón es un material rico en carbono pero pobre en nutrientes como el nitrógeno (Chan et al. 2007a). Además no todos los biocarbones tienen el mismo comportamiento o generan efectos positivos sobre la calidad del suelo y la productividad de los cultivos, incluso la utilización de un inadecuado biocarbón podría incidir negativamente sobre la salud del suelo y aumentar las emisiones de gases de efecto invernadero, cambiar las propiedades biológicas y hasta disminuir la cantidad de nutrientes del suelo (Kazemi et al. 2020, Jeffery et al. 2011, Spokas et al, 2012 y Novak et al. 2016).

Por este motivo se busca sumar los aspectos positivos del biocarbón anteriormente citados con otras prácticas como la fertilización del biocarbón y la aplicación combinada con enmiendas orgánicas, como el compost y microorganismos benéficos (como *Trichoderma*) para que mejoren las características del biocarbón.

1.3. Mejoramiento de las características del biocarbón (fertilización y aplicación combinada con compost y/o microorganismos benéficos como el hongo *Trichoderma*).

Modificar las características del biocarbón mediante su fertilización permite el uso eficiente de los nutrientes presentes en las fuentes de fertilización (Singh et al. 2014). De tal manera que al fertilizar el biocarbón, este se convierte en un material que actúa como un portador de nutrientes de liberación lenta y prolongada (Ghezzehei et al. 2014), permitiendo el suministro de nutrientes hacia la planta durante todo el ciclo de cultivo, y mediante una sola aplicación lo que a su vez reduciría los costos de producción de los cultivos (Guan et al. 2014). La fertilización del biocarbón puede aumentar el contenido de carbono orgánico lábil, la capacidad de retención de fertilizantes, el contenido de

agua del suelo e incrementar la producción y rentabilidad de los cultivos en comparación con la aplicación del biocarbón y fertilizante por separado (Agegnehu y Bass et al. 2015).

Así mismo, la aplicación combinada de biocarbón y compost podría ser más beneficiosa que su aplicación por separado (Schulz y Glaser 2012). El compost es el resultado de la descomposición de desechos orgánicos mediante la acción de microorganismos y procesos biológicos en condiciones aeróbicas, adecuada humedad y temperatura, que luego es utilizada como fuente de nutrientes y mejoradora de la estructura del suelo (Martinez, 2015). De acuerdo con Martinez (2015), Roman et al. (2013), Voběrková et al. (2017) y Fels et al. (2014), el proceso de compostaje incluye las siguientes fases: a) Fase Mesófila: el material orgánico original empieza a ser descompuesto por la acción de los microorganismos consumiendo el C y N, llegando a temperaturas de hasta 45 °C, b) Fase Termófila o fase de higienización que ocurre cuando la temperatura ha superado los 45 °C, momento en que los microorganismos de la fase mesófila son sustituidos por bacterias, hongos y actinomicetos microorganismos termófilos (que crecen a mayor temperatura), los que degradan con mayor facilidad la celulosa y lignina del material vegetal, c) Fase de Enfriamiento: esta fase requiere de 2 a 5 semanas y ocasiona un descenso de la temperatura 40 - 45 °C debido al agotamiento del N y C, y d) Fase de Maduración: se produce a temperatura ambiente y tiene una duración de 3 a 6 meses, empieza la aparición de micro, macrofauna y procesos antagónicos, además de la generación de humus y ácidos húmicos.

El contenido de humedad y la relación carbono-nitrógeno (C/N) son factores que influyen sobre la estabilidad y madurez del compost (calidad del compost) (Michel et al. 1996), y que están relacionados con las materias primas utilizadas para la elaboración del compost. Una relación óptima de C/N estaría alrededor de 25 a 30 (Kumar et al. 2010). Cuando un compost presenta mayor contenido de nitrógeno respecto al carbono (relación C/N baja), existe el riesgo de pérdidas de nitrógeno por la lixiviación de nitratos. Al combinar el compost con el biocarbón, la relación C/N aumenta y se genera una enmienda más equilibrada que favorece la estabilización de carbono en el suelo.

La aplicación combinada de biocarbón y compost aumentaría la fertilidad del suelo, mejoraría la eficiencia de los fertilizantes e incrementaría el crecimiento y productividad de cultivos (Agegnehu et al. 2015). En los estudios realizados en cultivos de maní (Agegnehu et al. 2017), indican que la aplicación combinada de estas dos enmiendas

incrementó significativamente la disponibilidad de nutrientes, la fijación biológica del nitrógeno, el contenido de agua y el rendimiento de este cultivo.

Los microorganismos juegan un papel vital en la dinámica del suelo y, por tanto, en su calidad y salud. La diversidad del reino fúngico es muy amplia, con aproximadamente 1,5 millones de especies, de las cuales solo 70.000 han sido descritas Siddiquee (2014). Persoon (1794), fue la primera persona que describió el hongo *Trichoderma*, desde entonces varias especies han sido designadas a este género. *Trichoderma*, genero de hongos filamentosos, pertenece a la familia ascomiceta *Hypocreaceae* y puede ser encontrado en el suelo, en maderas en descomposición y otros sustratos, lo que demuestra su gran potencial de adaptabilidad a condiciones ecológicas cambiantes (Druzhinina et al. 2011). *Trichoderma* tiene la capacidad de producir enzimas y liberar moléculas antimicrobianas que en conjunto lo convierten en un hongo eficiente y competidor por el espacio y los nutrientes además de colonizar rápidamente las raíces de las plantas (Vicente et al. 2022). Los exudados de las raíces de las plantas, micorrizas y hongos fitopatógenos se convierten en un recurso alimenticio para *Trichoderma* que habitualmente se establece en la rizosfera del suelo (Gullino 1992, Sivan y Chet 1989 y Harman et al. 2004). Esto provocaría interacciones beneficiosas entre planta-*Trichoderma* promoviendo el crecimiento y la respuesta de defensa de las plantas (Druzhinina et al. 2011 y Hermosa et al. 2012a), es así que *Trichoderma* es utilizado ampliamente como un agente de biocontrol contra patógenos de cultivos (Harman et al. 2004). El *Trichoderma* puede disolver fosfatos y mejorar la capacidad de absorción del fósforo mejorando la fertilidad del suelo (Saravanakumar et al. 2013), lo que a su vez promueve el crecimiento de las plantas (Luigi et al. 2022).

Se ha descrito que la aplicación combinada de biocarbón y *Trichoderma* mejora la función de las comunidades microbianas del suelo que a su vez influye sobre la disponibilidad de nutrientes para los cultivos (Cao et al. 2022). Así, Medeiros et al. (2023), observaron un incremento significativo del rendimiento de las plantas de melón y sandía como consecuencia de la aplicación combinada de biocarbón y *Trichoderma* en suelos arenosos.

1.4. El uso de biocarbón y la remediación de suelos agrícolas contaminados.

La presencia y acumulación de Cu en los suelos puede generarse por fuentes naturales o factores antropogénicos (Panagos et al. 2018). Siendo este último factor el que genera mayor toxicidad en tierras productivas, relacionados con el inadecuado uso de fungicidas y fertilizantes que contienen Cu (Alloway, 2013). Estudios realizados por Alloway (2013) y Pietrzak y Mcphail (2004), indican que el uso de Cu en suelos agrícolas a nivel mundial se inició hace unos 10.000 años. Desde 1880 el sulfato de cobre ha sido ampliamente utilizado como fungicida para controlar el mildiu en el cultivo de uva (Borkow et al. 2009). Por otro lado, el Cu también es utilizado para la alimentación de animales (Nicholson et al. 1999), lo que incrementa la concentración de este metal en el estiércol y derivados, como el purín, utilizados como fuentes de fertilización de los cultivos (Xiong et al. 2010 y Mantovi et al. 2003). Además los lodos de depuradoras, utilizados como enmiendas orgánicas, presentan porcentajes altos de Cu (entre 100 y 500 mg Kg⁻¹) (Fjällborg y Dave 2003). Ministerios de medio ambiente, centros de investigaciones y resultados de literatura han propuesto el valor de 100 mg kg⁻¹ de Cu como umbral adecuado de concentración en el suelo (FAO, 2007 y Tóth et al. 2016). Por citar unos ejemplos, se han registrado concentración de Cu en suelos superficiales de Chipre correspondientes a 53,41 mg kg⁻¹, Italia 41,22 mg kg⁻¹, Grecia 27,97 mg kg⁻¹, España (Cataluña) 30 mg kg⁻¹, Portugal 50 mg kg⁻¹, Polonia y Dinamarca menos de 10 mg kg⁻¹ (Panagos et al. 2018).

El uso de biocarbón ha mostrado efectos positivos sobre la inmovilización de metales pesados del suelo, entre ellos Cd y Pb, (Prasad et al. 2020 y O'Connor et al. 2018). Estudios recientes también indican que el biocarbón presenta resultados favorables en la remediación de suelos contaminados (Ghosh et al. 2020) y el crecimiento de plantas cultivadas en suelos con altos contenidos de Cu, As y Pb (Lebrun et al. 2020).

El presente trabajo de investigación surge como respuesta a los desafíos mencionados anteriormente, incluyendo el aprovechamiento de la mayor cantidad y variedad de desechos orgánicos, de jardinería y forestales generados en la Unión Europea para la producción de biocarbón. Para luego y, dentro del contexto de la economía circular, estudiar el uso potencial del biocarbón como una alternativa que mejore la calidad del suelo y el medio ambiente. Se aporta, por tanto, información que permita comprender como influye la aplicación de biocarbón a partir de diferentes materias primas, condiciones de pirólisis, tratamientos del biocarbón (fertilización), dosis de aplicación y

combinación de biocarbón con otras enmiendas como el compost o el *Trichoderma* T34 biocontrol, sobre parámetros del sistema suelo-planta. La evaluación de estos biocarbones sobre las propiedades agronómicas de suelos mediterráneos y plantas de tomate (*Solanum Lycopersicum*) y girasol (*Helianthus annuus*) se realizaron en ensayos a escala de invernadero y laboratorio en la Universidad de Barcelona. Para abordar este proyecto se formó un grupo de trabajo conformado por investigadoras e investigadores de la Universidad de Barcelona, estudiantes aspirantes a doctorados de la Universidad Técnica de Ambato-Ecuador como ejecutores de la investigación, además de la participación de 2 empresas proveedoras de biocarbón, *livingchar* e *Idaria*.

Los resultados de esta tesis se han estructurado en tres capítulos. En el primer capítulo, **fertilizantes basados en biocarbón: Caracterización de 6 tipos de biocarbón y análisis de su potencial como suministradores de nutrientes**. Se plantearon objetivos que permitan conocer cómo influyen las diversas materias primas y las técnicas de producción sobre las características fisicoquímicas del biocarbón. En este mismo capítulo se plantea una nueva pregunta de investigación que pretende responder si la fertilización del biocarbón con fertilizantes inorgánicos, lo convierte en un material portador y como fertilizante de liberación lenta de nutrientes, mejorando así su eficiencia como una enmienda del suelo.

En el segundo capítulo se determinó el **efecto de la dosis de aplicación de biocarbón, el uso de biocarbón fertilizado y la inoculación de biocarbón con microorganismos sobre la disponibilidad de nutrientes y el desarrollo del cultivo en condiciones de invernadero**. Para lo cual se buscó responder como influye la dosis de aplicación de biocarbón, así como la aplicación de biocarbón previamente fertilizado, en dos tipos de suelo de características contrastadas sobre distintos parámetros de suelo y planta. Además, de conocer el efecto de la aplicación del biocarbón y *Trichoderma* T34 biocontrol sobre las poblaciones de *Trichoderma*.

El último capítulo de los resultados evalúa la **aplicación de biocarbón, compost y la mezcla biocarbón-compost sobre la biodisponibilidad, movilidad de nutrientes y nutrición vegetal en un suelo agrícola contaminado por (Cu)**. Se plantea que la aplicación de enmiendas orgánicas como: biocarbón, compost y la mezcla biocarbón-compost mejoran las condiciones de suelos contaminados con Cu y los cultivos que se desarrollan en esos suelos, mediante el análisis de parámetros como; porcentaje de humedad, pH, capacidad de intercambio catiónico, biodisponibilidad de nutrientes y la

actividad biológica del suelo. Así como el crecimiento, biomasa y la concentración de nutrientes en plantas.

Parte de los resultados obtenidos en el desarrollo de esta tesis doctoral han sido presentados mediante la participación oral y poster en los siguientes congresos: Congreso Ibérico Suelo y Desarrollo Sostenible: Desafíos y Soluciones con el tema “Aplicación de biocarbón para una agricultura sostenible: Mejoramiento de la calidad de suelos y su efecto sobre la nutrición y producción de cultivos agrícolas.

World Congress of Soil Sciences in Glasgow 2022, como autor principal del poster “Nitrogen availability in two amended biochars” y como co autor del poster “Effect of adding fertilized biochar on soil phosphorous bioavailability and plant growth in greenhouse conditions”.

2. OBJETIVOS GENERALES.

Los objetivos generales del presente trabajo son:

- a) Caracterizar las propiedades fisicoquímicas de diferentes biocarbones obtenidos de dos sistemas de producción y 5 tipos de biomasas.
- b) Evaluar los efectos de la fertilización orgánica y ecológica sobre el contenido y retención de nutrientes de los biocarbones estudiados.
- c) Evaluar el efecto de las dosis de aplicación del biocarbón, la fertilización de éste y las características del suelo en el sistema suelo-planta en condiciones controladas.
- d) Conocer el efecto de la inoculación de *Trichoderma* T34 biocontrol sobre la actividad biológica y la disponibilidad de nutrientes en suelos agrícolas de propiedades contrastadas y condiciones controladas.
- e) Evaluar el efecto de las mezclas biocarbón-compost sobre la biodisponibilidad de macro y micronutrientes y su efectividad en el mejoramiento de los índices de calidad del suelo, así como sobre el crecimiento vegetativo, la nutrición y absorción de micronutrientes.
- f) Explorar el uso potencial de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost como técnica de remediación de suelos contaminados con Cu.

3. RESULTADOS I: FERTILIZANTES BASADOS EN BIOCARBÓN. CARACTERIZACIÓN DE 6 TIPOS DE BIOCARBÓN Y ANÁLISIS DE SU POTENCIAL COMO SUMINISTRADORES DE NUTRIENTES.

3.1. Introducción.

La calidad y salud del suelo a nivel mundial está siendo analizada con mucha preocupación por varios actores sociales y económicos (FAO, 2016). Las actividades antrópicas y las prácticas agrícolas intensivas pueden dificultar la capacidad del suelo para funcionar como un ecosistema vital, llegando a comprometer la productividad de los cultivos (Antoniadis et al. 2017, Lal 2015 y Rajkovich et al. 2012). Al mismo tiempo la inadecuada gestión de residuos puede terminar en los suelos, contaminarlos y convertirse en un problema para la salud pública y la seguridad ambiental (Azam et al. 2019).

La disponibilidad de residuos forestales (árboles pequeños, troncos y ramas) y de jardinería en la Unión Europea, tiene un gran potencial para convertirse en materia prima para la transformación en biocarbón. Además el biocarbón a partir de residuos forestales generados de la tala comercial que se quedan en los bosques (Page-Dumroese et al. 2017), puede ser una opción viable para disminuir el riesgo de los incendios forestales (Qambrani et al. 2017).

La adecuada gestión y transformación de los residuos forestales y de jardinería, generarían enmiendas agrícolas económicas, sostenibles y de fácil acceso que podrían ser utilizadas para mejorar la salud del suelo, productividad de cultivos y cuidado del medio ambiente (European Commission 2018).

Las características de cada materia prima utilizada para la elaboración de biocarbón serán determinantes en el proceso de formación y en el resultado final del biocarbón (Ge et al. 2020 y Zhao et al. 2018). De acuerdo con Gabhane et al. (2016), los restos de biomasa leñosas y cosechas agrícolas presentan características de composición compleja, con diferentes proporciones de lignina (15 % - 25 %), celulosa (35 % - 50 %) y hemicelulosa (15 % - 40 %) que requieren temperaturas diferentes para su descomposición. Así, la lignina requiere temperaturas de 200 °C a 900 °C, celulosa 280 °C a 400 °C y hemicelulosa de 220 °C a 315 °C. Los biocarbones producidos a partir de madera necesitan mayor poder calorífico, debido a los altos contenidos de lignina, resina, pectina y materiales volátiles en la madera (Gabhane et al. 2016). El tamaño, contenidos de humedad, contenido de ceniza de las diferentes biomasa (forestales y jardinería) influyen sustancialmente sobre la calidad del biocarbón (Uzoma et al. 2011).

A partir del método tradicional (hoyos en el suelo en donde se queman residuos orgánicos) (Thines et al. 2016), la utilización de hornos de ladrillo, metal y hormigón han sido las maneras más habituales de producir biocarbón (Reilly, 1925). En estos hornos se producen conversiones térmicas a temperaturas elevadas (300 °C – 1000 °C) en condiciones limitadas de oxígeno mediante el proceso conocido como pirólisis (Nidheesh et al. 2020). Existen diferentes tipos de pirólisis (lenta, intermedia, rápida, flash y asistida por microondas) pero las más utilizadas para la obtención de biocarbón son: la pirólisis lenta y pirólisis rápida (Amalina et al. 2022). La pirólisis lenta se produce en temperaturas entre 300 °C – 550 °C con una velocidad de calentamiento de 0,1 a 0,8 °C/s y con tiempos de residencia de 5 – 30 min o incluso de 25 – 35 horas. El tamaño de partículas que se utiliza para este tipo de pirólisis puede ser entre 5 y 50 mm, con la pirólisis lenta se obtiene un mayor rendimiento del biocarbón (Sakhiya et al. 2020 y Kumar et al. 2021). En la pirólisis rápida se llegan a temperaturas muy altas (550 °C – 1000 °C), la velocidad de calentamiento es rápida de 10 a 1000 °C/s y con tiempos de residencia rápidos de 0,5 a 2 segundos (Tomczyk et al. 2020), con este tipo de pirólisis se obtiene menores rendimientos de biocarbón (Amalina et al. 2022). De acuerdo con Weber y Quicker (2017), las altas temperaturas de pirólisis originan biocarbones con contenidos de carbono mayores al 95 % y contenidos de oxígeno menores al 5 %.

La capacidad de intercambio catiónico y materia volátil de los biocarbones a partir de madera disminuyeron conforme se aumentaron las temperaturas de pirólisis, mientras que el pH, el área de superficie específica, el contenido de cenizas, el contenido de carbono y el volumen de poros aumentaron con el incremento de la temperatura de pirólisis (Tomczyk et al. 2020). El aumento de la temperatura de pirólisis modificó el contenido de nutrientes del biocarbón, incrementando los contenidos de carbono, fósforo, potasio, calcio, pH, cenizas y área de superficie específica, mientras que los contenidos de nitrógeno, hidrógeno y oxígeno disminuyeron (Jiang et al. 2017 y Weber y Quicker 2017). La disminución en la temperatura de pirólisis produjo biocarbones con mayores contenidos de azufre y magnesio (Ippolito et al. 2020).

El biocarbón a partir de ramas de especie de jardinerías pirolizadas a temperaturas de 800 °C durante 10 horas a una velocidad de calentamiento de 10 °C/min presentó un valor de área de superficie específica de 543,43 m² g⁻¹, en comparación con 11,90 m² g⁻¹ del mismo material pirolizado a 400 °C. El biocarbón a partir de madera forestal sometido a altas temperaturas, presentó mayor área de superficie (Pariyar et al. 2020). De acuerdo con Nidheesh et al. (2020), los valores de pH de los biocarbones oscilan entre

5 y 11, encontrando mayor influencia sobre este parámetro en la temperatura de pirólisis que en el tipo de materia prima, es así como los biocarbones obtenidos de bajas temperaturas de pirólisis mostraron naturaleza ácida y las altas temperaturas de pirólisis produjeron biocarbones de naturaleza alcalina.

Así pues, la variabilidad de las materias primas y las condiciones de producción (temperatura y tiempo de residencia) determinan propiedades del biocarbón como: área de superficie específica, pH, porosidad, capacidad de intercambio catiónico (CIC), retención de nutrientes, capacidad para brindar un adecuado hábitat para el desarrollo y producción de microorganismos, que a su vez promueven la liberación y absorción de nutrientes para las plantas, entre otras (Major et al. 2010, Atkinson et al. 2010, Tahir et al. 2019, Li et al. 2020, Ábrego et al. 2018, Kumar et al. 2020, Yang et al. 2007 y Weber y Quicker 2017).

En el documento de Certificación Europea del Biochar (2012), se indican algunos parámetros a considerarse para que un biocarbón cumpla con estándares de calidad. Por ejemplo, el contenido de carbono orgánico debe ser superior al 50 %, relación molar H/C (indicador del grado de carbonización y estabilidad del biocarbón) inferior a 0,7, relación molar O/C inferior a 0,4, área de superficie específica preferentemente mayor a 150 m² g⁻¹, contenido de hidrocarburos aromáticos policíclicos inferior a 12 mg kg⁻¹, así como disponibilidad de nitrógeno, fósforo, potasio, magnesio y calcio.

Las propiedades fisicoquímicas del biocarbón mejorarían las características fisicoquímicas y microbiológicas del suelo además de actuar sobre la retención de nutrientes en el suelo y la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Hossain et al. 2020). A pesar de esto, el biocarbón es un producto que no contiene especialmente muchos nutrientes, ya que se pueden volatilizar en el proceso de pirólisis (Chan et al. 2007a).

Algunos autores sugieren que la acción del biocarbón en el suelo mejoraría notablemente al enriquecerlos o fertilizarlos con fuentes de fertilización orgánica o mineral (Chan et al. 2007, Van Zwieten et al. 2010 y Schulz y Glaser 2012), para crear biocarbones que pueden ser utilizados con fines específicos (Kazemi et al. 2020).

La Fertilización del biocarbón consiste en mezclar el biocarbón con soluciones nutritivas como la urea, estiércol animal, fertilizantes orgánicos e inorgánicos mediante un determinado tiempo para conseguir que los nutrientes de las fuentes fertilizadoras, se

carguen en la superficie del biocarbón (Magrini-Bair et al. 2009, Kizito et al. 2015, Kasozi et al. 2010, Hale et al. 2013 y Takaya et al. 2016).

La fertilización del biocarbón se realiza con el fin de mejorar sus características físicas, capacidad de absorción y adsorción de nutrientes en forma de NH_4^+ , NO_3^- , urea, ortofosfato, potasio, etc (Albuquerque et al. 2015). Debido a su alta porosidad, el biocarbón fertilizado retiene los nutrientes y actúa como un material portador que reduce la pérdida de elementos móviles por lixiviación (Schmidt et al. 2017).

La fertilización del biocarbón se puede realizar mediante el método de tratamiento directo (pirólisis lenta de sustancias ricas en nutrientes), método de pretratamiento (materia prima tratada con materiales ricos en nutrientes antes de someterlo al proceso de pirólisis) y método de postratamiento (biocarbón tratado con fuentes ricas en nutrientes después de la pirólisis) (Zhao et al. 2016, Chen et al. 2017, Qian et al. 2014 y Christiane et al. 2017). De las técnicas antes mencionadas, alrededor del 60 % de estudios analizados utilizan el método de postratamiento, debido a la facilidad de su aplicación (Christiane et al. 2017).

El Té de compost, fertilizante líquido derivado de la fermentación de los componentes del compost, es utilizado como una fuente orgánica para fertilizar el biocarbón (Ingham, 2000). Los nutrientes que adquiere el biocarbón estarán en relación a la cantidad de nutrientes que posee la materia prima y los métodos de producción utilizados en la elaboración del compost (Roman 2013 y St. Martin y Brathwaite 2012). De acuerdo con Bates (2011), agricultores dedicados a la producción orgánica han hecho uso del Té de compost para modificar el biocarbón. Una de las ventajas que presentaría la aplicación de biocarbón fertilizado con Té de compost, es que facilitaría un aumento en la producción de microorganismos benéficos como rizobacterias y hongos micorrízicos arbusculares en la rizosfera del suelo (Graber et al. 2010 y Pieterse et al. 2014), relacionados con la supresión de enfermedades de las plantas (St. Martin y Brathwaite 2012). Además, los biocarbones fertilizados mejoran el contenido de nutrientes, porosidad, capacidad de intercambio catiónico, pH, área de superficie específica, contenido de carbono lábil, entre otros (Christiane et al. 2017).

El biocarbón fertilizado libera lentamente los nutrientes adquiridos, mejorando la respuesta de absorción de nutrientes, crecimiento y producción de plantas (Lehmann et al. 2009). En el mismo sentido Kizito et al. (2019), indican que la aplicación de biocarbón fertilizado al suelo presentó mayores beneficios sobre el crecimiento y rendimiento de

cultivos, atribuido a una mayor retención y lenta liberación de nutrientes hacia la planta. El biocarbón fertilizado mostró diferencias significativas en la liberación de nutrientes a partir de 8 semanas de su fertilización, sugiriendo que la fertilización del biocarbón retiene por más tiempo los nutrientes (Schmidt et al. 2017).

En este contexto nos hemos planteado las siguientes hipótesis de estudio: Las distintas biomásas y las técnicas de pirólisis utilizadas para la producción de biocarbón influyen sobre las propiedades fisicoquímicas del biocarbón resultante. La fertilización del biocarbón convierte al biocarbón en un material portador de nutrientes y por consiguiente un fertilizante de liberación lenta, mejorando su eficacia como enmienda orgánica en comparación con el biocarbón sin fertilizar.

3.2. Objetivos.

Los objetivos de esta sección son:

- a) Caracterizar las propiedades fisicoquímicas de 6 tipos de biocarbón obtenidos de dos sistemas de producción (horno retorta y horno kontiki) a partir de 5 tipos de biomásas.
- b) Evaluar los efectos de la fertilización de 6 tipos de biocarbón con un fertilizante orgánico comercial de agricultura ecológica (EcoCompleto) sobre el contenido y retención de nutrientes.
- c) Evaluar la liberación de nutrientes en los lixiviados de dos tipos de biocarbón al aplicar fertilizante orgánico comercial (EcoCompleto) y Té de compost.

3.3. Materiales y Métodos

3.3.1. Materiales.

Se utilizaron seis biocarbones entregados por las empresas Livingchar e Idaria, socios del proyecto que financiaron parte de este trabajo. Los biocarbones proceden de 5 biomásas diferentes: tronco de pino (P), rama de pino (PR), restos de poda de jardinería (J), brezo de gestión forestal (B), y biomasa mixta de los 5 biocarbones mencionados (M), y 2 sistemas de producción: horno Kontiki (K) con temperaturas de pirólisis de 600 °C - 700

°C (Cornelissen et al. 2016), y horno de Retorta (R), con temperaturas de pirólisis entre 400 °C - 500 °C (Sparrevik et al. 2015).

Por tanto, los 6 biocarbones obtenidos fueron: PK (tronco de pino + horno Kontiki), PRK (rama de pino + horno Kontiki), JK (especies de poda de jardinería + horno Kontiki), BK (brezo + horno Kontiki), BR (brezo + horno Retorta) y MR (biomasa mixta + horno Retorta).

3.3.2. Diseño de los experimentos.

Se diseñaron dos experimentos para abordar los objetivos número 2 y número 3. En el primer experimento se fertilizaron los 6 biocarbones para evaluar el contenido y retención de nutrientes.

En el segundo experimento se evaluó, mediante un experimento de cinética, la liberación de nutrientes en dos biocarbones (JK y PRK), seleccionados principalmente por la disponibilidad de su materia prima para la elaboración de biocarbón y por sus características fisicoquímicas contrastadas.

3.3.3. Experimento 1. Fertilización de los biocarbones.

Se utilizaron columnas de doble fondo que constan de dos partes: la parte superior que cuenta con orificios en su base y la parte inferior que sirve como un recolector. Para la fertilización de los biocarbones se llenaron con cada tipo de biocarbón las partes superiores de las columnas de doble fondo, los orificios en sus bases permiten el paso de la solución fertilizadora. Como solución fertilizadora se utilizó Eco complet (Eco), fertilizante orgánico comercial de agricultura ecológica (1:100).

Las partes superiores de las columnas de doble fondo se pusieron en contacto con la solución fertilizadora dentro de una bandeja para que mediante el proceso de capilaridad por aproximadamente 4 horas se asegure el estrecho contacto y que toda la porosidad de los biocarbones se sature de la solución, procedimiento acordado con la empresa proveedora del biocarbón. Los biocarbones fueron colocados en la estufa a 26 °C durante 7 días. Se realizaron tres réplicas por tipo de biocarbón.

3.3.4. *Experimento 2: Análisis de la dinámica de liberación de nutrientes en los lixiviados del biocarbón fertilizado.*

Para el segundo experimento se utilizaron los biocarbones JK y PRK, y como soluciones fertilizadoras Ecocomplet (1:100) y Té de compost (25 g L⁻¹) este último debido al interés de las empresas financiadoras del proyecto. El proceso de fertilización de estos biocarbones fue el mismo que se indicó en el experimento 1. La tabla 3.1 muestra la composición de las dos soluciones fertilizadoras. Para la obtención de los lixiviados se aplicaron 9 riegos (en 4 semanas) con agua equivalentes a 15 mm de lluvia. Se realizaron tres réplicas por tipo de biocarbón.

Tabla 3.1. Concentración de elementos en las fuentes de fertilización.

Elemento (mg L ⁻¹)	Ecocomplet (Eco) (1:100)	Té de compost (25 g L ⁻¹)
C	12156	597
N	1842	26,3
C/N	6,59	22,7
C/P	5,95	9,20
Na	1267	176
K	4491	536
P	2040	64,9
Ca	64,3	13,8
Mg	19,3	9,65
Fe	50,2	1,12
Cu	0,61	0,05
Mn	0,23	0,13
Zn	2,59	0,54

3.3.5. *Metodología de análisis.*

Los biocarbones utilizados tenían un tamaño de partícula menor a 5 mm, en éstos se determinó: pH, conductividad eléctrica (CE), área de superficie específica (ASE), capacidad de retención de agua (CRA), y granulometría. La distribución del tamaño de partícula se evaluó mediante granulometría láser LS 13 320 (Beckman Coulter). El Área de Superficie Específica (ASE) se midió utilizando gas nitrógeno como adsorbato según la metodología BET (Brunauer, Emmett, y Teller 1938). Los valores de pH y CE se midieron en una mezcla de biocarbón y agua destilada con una relación (p v⁻¹) de 1:2,5 y 1:5 respectivamente utilizando el pHmetro (pH-metro Crison Modelo Basic 20) y el conductímetro (Conductímetro Crison Modelo Basic 30).

Para cuantificar la capacidad de retención de agua (CRA) de los biocarbones se utilizó la parte superior de las columnas de doble fondo con orificios en su base. Estas columnas fueron llenadas con biocarbón y luego fueron colocadas en una bandeja con agua destilada hasta saturación por capilaridad. La capacidad de retención de agua se calculó como la diferencia entre los pesos secos y pesos saturados de agua de los biocarbones después de 24 h de drenaje hasta drenaje cero, expresada como porcentaje respecto al peso seco (25 °C).

El análisis elemental de carbono (C), hidrógeno (H), oxígeno (O) y nitrógeno (N), se determinó en muestras de biocarbón trituradas en un molino de mortero Retsch RM 100 y mediante el analizador elemental (Carlo Erba 1500).

La cuantificación de macronutrientes disponibles (Mg, Na, K y P) se realizó mediante extracción con CaCl_2 0,01M (p v^{-1}) 2g 20 ml^{-1} Pueyo et al. (2004). El Ca se cuantificó de manera similar, pero usando H_2O milliQ como extractante. Para la determinación de los micronutrientes biodisponibles (Zn, Mn, Cu y Fe) se utilizó DTPA (ácido dietilentriaminopentaacético) (p v^{-1}) 2g 10 ml^{-1} , desarrollado por Lindsay y Norvell (1978).

El C y N soluble de los biocarbones se cuantificaron mediante extracción con K_2SO_4 0,5M (Jones y Willett, 2005). Los extractos obtenidos en el experimento de lixiviación se caracterizaron para el contenido en C, N P y K.

La determinación del C orgánico y el N total solubles se realizó en el ANALYTIK JENA multi N/C 3100, el resto de los elementos fueron determinados mediante plasma de inducción acoplada (ICP-OES y ICP-MS) en los Centros científicos y tecnológicos de la Universidad de Barcelona.

3.3.6. *Tratamiento de datos.*

Todos los valores presentados son medias \pm desviación estándar basados en tres réplicas experimentales. Para todas las variables analizadas se probó la normalidad de los datos mediante la prueba Kolmogorov-Smirnov. Las variables que presentaron normalidad fueron analizadas mediante el análisis de varianza ANOVA de un factor y las diferencias entre tipos de biocarbón se realizó mediante la prueba post hoc de Duncan con un nivel significativo para $p < 0,05$. Todas las pruebas estadísticas se realizaron en IBM SPSS Statistics 27 (SPSS, Inc., Chicago, EE. UU.).

3.4. Resultados.

3.4.1. Caracterización fisicoquímica de los biocarbones sin fertilizar y biocarbones fertilizados.

La Figura 1.1 muestra los porcentajes de los tamaños de partícula de los biocarbones. Los biocarbones estudiados presentaron más del 95 % de partícula > 1 mm. Los biocarbones BK (58,2 %), PRK (55,8 %) y BR (50,3 %) presentaron mayor proporción de partículas entre 5 y 2 mm, superando a los biocarbones PK (45,7 %), JK (43,0 %) y MR (42,3 %). Los biocarbones PK (3,47 %) y PRK (2,54 %) mostraron mayor proporción de partícula pequeña entre < 1 mm y < 50 μm (Figura 3.1).

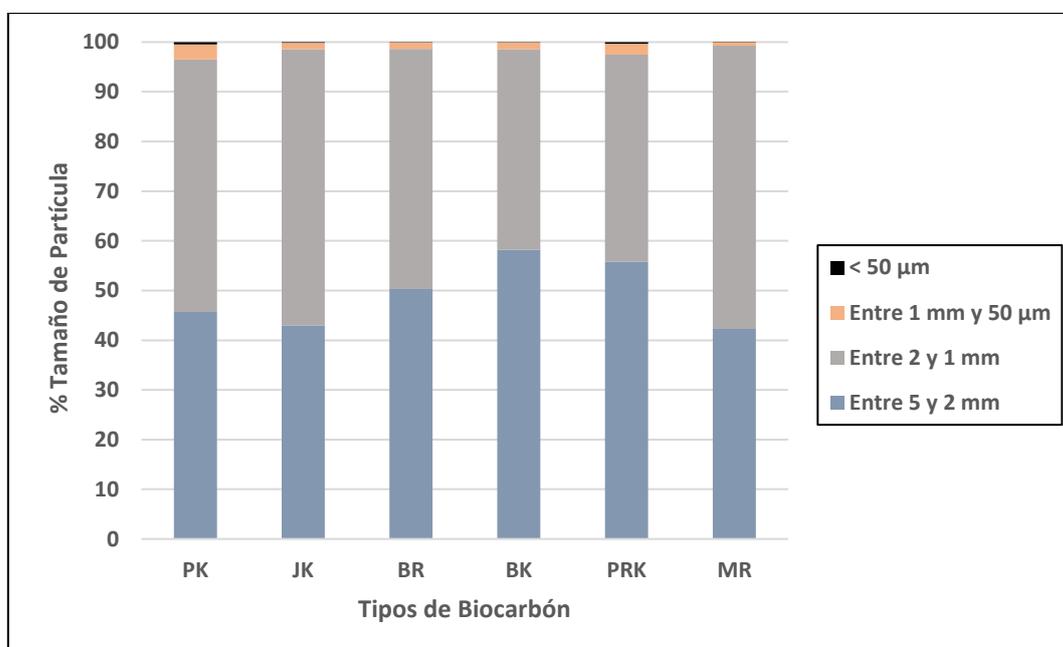


Figura 3.1. Distribución del tamaño de partícula de los 6 tipos de biocarbón: PK (tronco de pino + horno Kontiki), PRK (rama de pino + horno Kontiki), JK (especies de jardinería + horno Kontiki), BK (brezo + horno Kontiki), BR (brezo + horno Retorta) y MR (biomasa mixta + horno Retorta).

La Figura 3.2 indica los valores de área de superficie específica (BET-ASE) de los biocarbones estudiados. Los biocarbones presentaron un amplio rango de variación de área de superficie específica entre $(0,91 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1} \pm 0,03)$ MR y $(23,0 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1} \pm 0,24)$ PK. Los biocarbones PK $(23,0 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1} \pm 0,24)$ y PRK $(15,8 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1} \pm 0,19)$ registraron los valores más altos de superficie específica, referida a < 5 mm, y mayores porcentajes de partícula fina (Figura 3.1). Los biocarbones JK $(3,06 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1} \pm 0,08)$ y BR $(3,13 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1} \pm 0,32)$ presentaron

valores similares de este parámetro, mientras que el biocarbón BK mostró $2,40 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1} \pm 0,15$ de área de superficie específica.

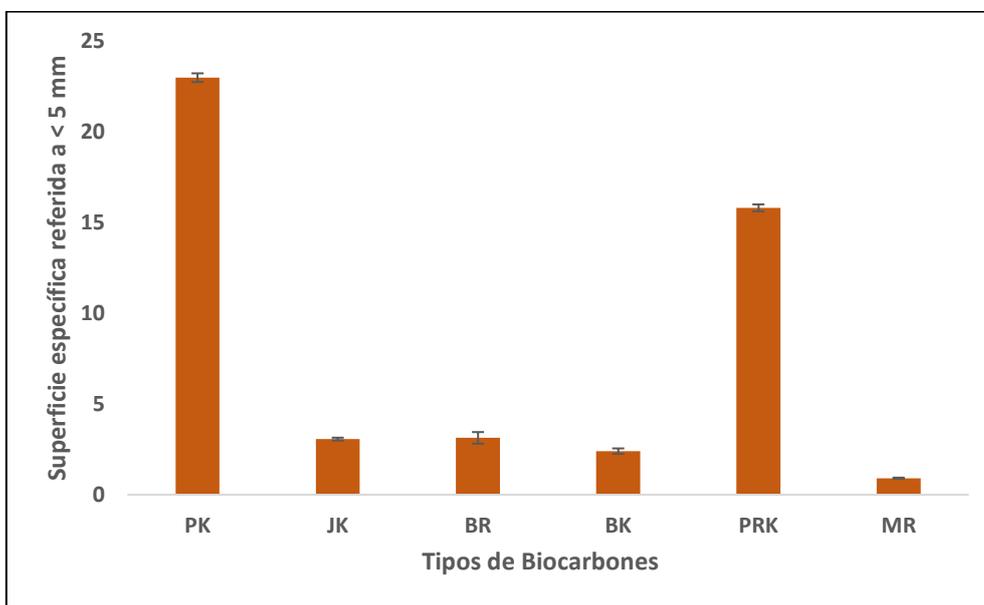


Figura 3.2. Superficie específica ($\text{m}^2 \text{ g}^{-1}$) de los 6 tipos de biocarbón: PK (tronco de pino + horno Kontiki), PRK (rama de pino + horno Kontiki), JK (especies de jardinería + horno Kontiki), BK (brezo + horno Kontiki), BR (brezo + horno Retorta) y MR (biomasa mixta + horno Retorta).

La Figura 3.3 muestra los porcentajes de capacidad de retención de agua (CRA) de los biocarbones estudiados. La capacidad de retención de agua varió entre ($111 \% \pm 5,25$) MR y ($235 \% \pm 3,20$) PK. Los biocarbones a partir de biomazas de pino ($235 \% \pm 3,20$), jardinería ($222 \% \pm 3,02$), brezo ($134 \% \pm 4,95$) y ramas de pino ($209 \% \pm 6,22$) producidos con la técnica kontiki (PK, JK, BK y PRK) fueron los materiales que presentaron mayor porcentaje de capacidad de retención de agua (Figura 3.3). Por otro lado, los biocarbones a partir de biomazas de brezo ($134 \% \pm 4,95$) y mezcla de biomazas ($111 \% \pm 5,25$) obtenidos de la técnica de retorta (BK y MR) registraron los valores más bajos de este parámetro (Figura 3.3). Todos los biocarbones estudiados presentaron diferencias significativas a excepción del par JK y BK. Estos datos sugieren que la técnica de producción del biocarbón presenta diferencias en la capacidad de retención de agua de los biocarbones.

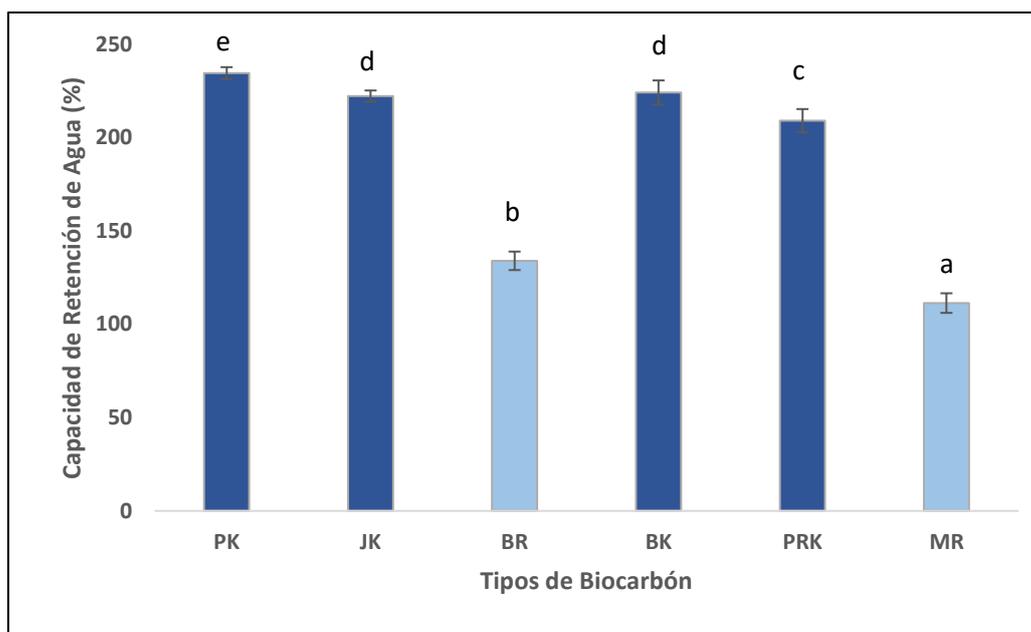


Figura 3.3. Capacidad de retención de agua (%) de los 6 tipos de biocarbón: PK (tronco de pino + horno Kontiki), PRK (rama de pino + horno Kontiki), JK (especies de jardinería + horno Kontiki), BK (brezo + horno Kontiki), BR (brezo + horno Retorta) y MR (biomasa mixta + horno Retorta). Letras diferentes indican diferencias significativas evaluadas por ANOVA en $P < 0,05$.

Las propiedades fisicoquímicas de los biocarbones sin fertilizar y biocarbones fertilizados se presentan en la Tabla 3.2. Los biocarbones sin fertilizar presentaron valores de pH de 7,5 en MR a 10,1 en JK. La fertilización de los biocarbones produjo una disminución de pH, (0,73 en PK, 1,07 en JK, 1,53 en BR, 1,39 en BK y 0,65 en PRK) con excepción del biocarbón MR que mantuvo el valor original de pH (Tabla 3.2).

Los biocarbones MR ($221 \mu\text{s cm}^{-1}$) y JK ($3330 \mu\text{s cm}^{-1}$) presentaron el menor y mayor valor de conductividad eléctrica respectivamente (Tabla 3.2). Mientras que los biocarbones PK ($427 \mu\text{s cm}^{-1}$) y PRK ($476 \mu\text{s cm}^{-1}$) mostraron valores similares. La conductividad eléctrica de los biocarbones a partir de biomasa de brezo se diferenció notablemente de acuerdo con el tipo de técnica de producción utilizada $314 \mu\text{s cm}^{-1}$ en BR y $1385 \mu\text{s cm}^{-1}$ en BK. La fertilización de los biocarbones incrementó los valores de conductividad eléctrica de todos los biocarbones (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Propiedades de los biocarbones sin fertilizar y biocarbones fertilizados (pH y conductividad eléctrica - CE-) de los 6 tipos de biocarbón: PK (tronco de pino + horno Kontiki), PRK (rama de pino + horno Kontiki), JK (especies de jardinería + horno Kontiki), BK (brezo + horno Kontiki), BR (brezo + horno Retorta) y MR (biomasa mixta + horno Retorta).

Técnicas y tipos de biocarbón	pH (H ₂ O) biocarbón sin fertilizar	pH (H ₂ O) biocarbón fertilizado	CE (μs cm ⁻¹) biocarbón sin fertilizar	CE (μs cm ⁻¹) biocarbón fertilizado
PK	9,23	8,50	427	4280
JK	10,1	9,03	3330	4000
BR	9,31	7,78	314	2770
BK	9,67	8,28	1385	4390
PRK	9,61	8,96	476	2840
MR	7,47	7,48	221	1424

La composición elemental de los biocarbones sin fertilizar y biocarbones fertilizados (Eco) se muestran en las Tablas 3.3a y 3.3b respectivamente. El porcentaje más alto de carbono se presentó en el biocarbon PK (79,7 %), hidrógeno y oxígeno en MR (2,84 %) y (18,5 %) respectivamente y nitrógeno en BK (1,13 %) y JK (1,11 %). Por otro lado, el biocarbón PK presentó el menor contenido de nitrógeno (0,31 %) y, por lo tanto, la relación C/N más alta (257 %).

Los biocarbones BK, JK y BR presentaron mayor concentración de nitrógeno y menor relación C/N (Tabla 3.3a). La fertilización de los biocarbones con eco-complet (Eco) aumentó el contenido de nitrógeno en todos los biocarbones y disminuyó la relación C/N tal como se muestra en la Tabla 3.3b.

Tabla 3.3a. Composición elemental y proporción atómica de los de biocarbones sin fertilizar. PK (tronco de pino + horno Kontiki), PRK (rama de pino + horno Kontiki), JK (especies de jardinería + horno Kontiki), BK (brezo + horno Kontiki), BR (brezo + horno Retorta) y MR (biomasa mixta + horno Retorta)

	C (%)	H (%)	O (%)	N (%)	H/C	O/C	H/C (molar)	O/C (molar)	C/N
PK	79,7	2,07	8,19	0,31	0,026	0,10	0,31	0,077	257
JK	61,0	2,44	14,6	1,11	0,040	0,24	0,48	0,180	54,9
BR	75,4	2,41	9,71	0,91	0,032	0,13	0,38	0,097	82,9
BK	70,6	2,40	9,36	1,13	0,034	0,13	0,41	0,099	62,5
PRK	72,2	2,21	11,4	0,61	0,031	0,16	0,37	0,118	118
MR	64,5	2,84	18,5	0,75	0,044	0,29	0,53	0,216	85,9

Tabla 3.3b. Composición elemental y proporción atómica de biocarbones fertilizados (Eco). PK (tronco de pino + horno Kontiki), PRK (rama de pino + horno Kontiki), JK (especies de jardinería + horno Kontiki), BK (brezo + horno Kontiki), BR (brezo + horno Retorta) y MR (biomasa mixta + horno Retorta).

	C (%)	H (%)	N (%)	H/C	C/N
PK_{Eco}	77,1	2,43	1,09	0,032	70,7
JK_{Eco}	56,2	2,44	1,72	0,043	32,7
BR_{Eco}	70,0	2,58	1,71	0,037	41,0
BK_{Eco}	71,1	2,53	1,55	0,036	45,9
PRK_{Eco}	71,7	2,42	1,28	0,034	56,0
MR_{Eco}	65,5	2,97	1,13	0,045	57,9

La tabla 3.4 indica el contenido de carbono (C) y nitrógeno (N) soluble de los biocarbones sin fertilizar (columna I), biocarbones fertilizados (columna II), biocarbones sin fertilizar vs biocarbones fertilizados (columna III) y la relación carbono-nitrógeno (C/N). El biocarbón JK ($1,02 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,11$) mostró el mayor contenido de C soluble y diferencia significativa en comparación con el resto de biocarbones, seguido por BK ($0,85 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,04$) también significativamente diferente al resto de biocarbones. (Tabla 3.4 columna I). La fertilización de los biocarbones incrementó el contenido de C soluble, siendo PK_{Eco} ($8,09 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,30$) y BK_{Eco} ($7,32 \text{ g kg}^{-1} \pm 1,59$) los biocarbones que presentaron valores similares y con altos contenidos de C soluble, seguido de PKR_{Eco} ($5,94 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,48$) que mostró diferencias significativas con los biocarbones PK_{Eco} y MR_{Eco} (Tabla 3.4 columna II).

El contenido de N soluble fue significativamente mayor en los biocarbones JK ($0,05 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,01$) y BK ($0,04 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,00$) con respecto al resto de biocarbones, seguido por los biocarbones BR y MR que mostraron contenidos similares y significativamente diferentes de N soluble con los demás biocarbones, alrededor de $0,02 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabla 3.4 columna I). De la misma manera la fertilización de los biocarbones incrementó el contenido de N soluble. Los biocarbones PK_{Eco} ($1,58 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,04$) y BK_{Eco} ($1,45 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,25$) presentaron valores similares y altamente significativos de N soluble con respecto al resto de biocarbones. Los biocarbones JK_{Eco} ($0,95 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,03$), BR_{Eco} ($1,16 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,13$) y PRK_{Eco} ($1,16 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,07$) mostraron valores medios y similares de N soluble y finalmente el contenido de nitrógeno fue menor $0,58 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,11$ en el biocarbón MR_{Eco} (Tabla 3.4 columna II).

Los contenidos de C y N soluble de los biocarbones sin fertilizados y biocarbones fertilizados (Eco) mostraron diferencias significativas. Tabla 3.4 columna III.

La relación carbono-nitrógeno (C/N) de los biocarbones sin fertilizar fue inferior en los biocarbones producidos con la técnica de retorta MR (6,66) y BR (10) (Tabla 3.4). Seguidos por los biocarbones JK (20,04), BK (21,3) y PK (25). El biocarbón PRK mostró una alta relación C/N (31). La fertilización de los biocarbones disminuyó y equiparó la relación C/N, observándose valores entre 4,22 en MR_{Eco} a 5,12 en PK_{Eco} y PRK_{Eco}. La relación C/N de los biocarbones sin fertilizar vs los biocarbones fertilizados mostró amplia variabilidad de 1,58 en MR - MR_{Eco} a 6,05 en PRK - PRK_{Eco}. La relación C/N de los biocarbones PK - PK_{Eco}, JK - JK_{Eco} y BK - BK_{Eco} presentaron valores similares, alrededor de 3.

Tabla 3.4. Contenido promedio y desviación estándar, en paréntesis, del contenido de carbono (C) y nitrógeno (N) solubles en g kg⁻¹ y la relación carbono/nitrógeno (C/N) de los biocarbones analizados: Los valores seguidos de la misma letra no difieren en p=0,05 entre muestras sin fertilizar en la columna número I, muestras fertilizadas (Eco) en la columna número II y biocarbones sin fertilizar vs fertilizados (Eco) en la columna número III con asterisco.

	Carbono			Nitrógeno			Relación Carbono/nitrógeno				
	(g kg ⁻¹)	I	II	III	(g kg ⁻¹)	I	II	III	I	II	III
PK	0,25 (0,01)	ab		*	0,01 (0,00)	a		*	25,0		
PK_{Eco}	8,09 (0,30)		d		1,58 (0,04)		c			5,12	4,88
JK	1,02 (0,11)	d		*	0,05 (0,01)	d		*	20,4		
JK_{Eco}	4,83 (0,27)		b		0,95 (0,03)		b			5,08	4,01
BR	0,20 (0,02)	a		*	0,02 (0,00)	b		*	10,0		
BR_{Eco}	5,58 (0,73)		b		1,16 (0,13)		b			4,81	2,07
BK	0,85 (0,04)	c		*	0,04 (0,00)	c		*	21,3		
BK_{Eco}	7,32 (1,59)		cd		1,45 (0,25)		c			5,04	4,22
PRK	0,31 (0,01)	b		*	0,01 (0,00)	a		*	31,0		
PRK_{Eco}	5,94 (0,48)		bc		1,16 (0,07)		b			5,12	6,05
MR	0,20 (0,00)	a		*	0,03 (0,00)	b		*	6,66		
MR_{Eco}	2,45 (0,75)		a		0,58 (0,11)		a			4,22	1,58

3.4.2. Contenido de nutrientes de los biocarbones.

Las Tablas 3.5 y 3.6 comparan los contenidos de macro y micronutrientes de los biocarbones sin fertilizar en la columna I, biocarbones fertilizados con Eco complet (Eco) en la columna II y biocarbones sin fertilizar vs fertilizados en la columna III.

La Tabla 3.5 muestra los contenidos de macronutrientes de los biocarbones. El biocarbón JK presentó concentraciones más altas de P ($0,03 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,00$), K ($4,98 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,51$) y Na ($0,56 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,09$) mientras que el biocarbón MR presentó la mayor concentración de Mg ($0,25 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,01$). Por el contrario, PK ($0,004 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,00$) y BK ($0,004 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,00$) fueron los biocarbones que presentaron menor contenido de P. Los biocarbones producidos con el sistema kontiki (PK, JK, BK y PRK) registraron mayores contenidos de K en comparación con los producidos con el sistema de retorta (BR y MR). Se encontró gran variabilidad en la concentración de Ca con valores entre $0,009 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,00$ en BR y $0,136 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,00$ en JK. La Tabla 3.5 columna I muestra las diferencias estadísticas entre los biocarbones sin fertilizar.

Independientemente del tipo de sistema de producción y biomasa utilizada, los biocarbones fertilizados (Eco) aumentaron su contenido de nutrientes de acuerdo con la concentración de los elementos presentes en la fuente de fertilización (Tabla 3.1). Los biocarbones PK ($2,56 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,84$) y MR ($0,20 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,03$), registraron las concentraciones más altas y bajas de P respectivamente. La concentración de Mg varía entre $0,10 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,03$ en BR y $0,38 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,01$ en JK. El contenido mayor de Na ($2,03 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,02$) se presentó en el biocarbón JK.

La fertilización de estos biocarbones con Eco permitió que el biocarbón JK presente mayores concentraciones de K, Mg y Na, por el contrario, el biocarbón MR mostró menores concentraciones de K y Na. La concentración de Ca aumentó en todos los biocarbones. La Tabla 3.5 columna II muestra las diferencias significativas entre los biocarbones fertilizados.

Al comparar los biocarbones sin fertilizar y fertilizados, se observaron diferencias significativas en el contenido de Na, K y P (Tabla 3.5 columna III). Mientras que para el caso de Ca únicamente se observaron diferencias significativas entre los biocarbones PK, JK y BR. El contenido de Mg registró diferencias significativas en JK, PRK y MR (Tabla 3.5 columna III).

El Mn fue el micronutriente en mayor cantidad con respecto al resto de elementos de los biocarbones sin fertilizar extraídos con DTPA, seguido por el Zn, Fe y Cu. Los biocarbones BK ($19,5 \text{ mg kg}^{-1} \pm 3,17$) y MR ($10,4 \text{ mg kg}^{-1} \pm 3,06$) presentaron concentraciones mayores de Mn. El Cu fue el elemento presente en menor cantidad con rangos entre $0,16 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,01$ en MR y $0,42 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,01$ en JK, seguido por el Fe con valores alrededor de 2 mg kg^{-1} en todos los biocarbones excepto PK y MR que registraron contenidos mayores de este micronutriente ($4,23 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,57$ y $2,95 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,23$). Finalmente, la concentración de Zn estuvo entre $0,70 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,18$ y $7,02 \text{ mg kg}^{-1} \pm 1,16$ en los biocarbones PRK y BK respectivamente. La Tabla 3.6 columna I muestra diferencias estadísticas entre los biocarbones sin fertilizar.

La fertilización de los biocarbones registró valores altos de Zn en JK ($12,0 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,62$), Mn en MR ($34,7 \text{ mg kg}^{-1} \pm 1,30$), Cu en JK ($1,01 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,02$) y Fe en PK ($50,8 \text{ mg kg}^{-1} \pm 8,98$). La Tabla 3.6 columna II muestra las diferencias estadísticas entre biocarbones fertilizados.

Al comparar los biocarbones sin fertilizar vs los biocarbones fertilizados, no se observaron diferencias significativas en el contenido de Zn entre los biocarbones BR, BK y PRK. Los contenidos de Mn, Cu y Fe presentaron diferencias significativas entre biocarbones sin fertilizar y biocarbones fertilizados (Tabla 3.6 columna III).

Tabla 3.5. Contenido promedio y desviación estándar, en paréntesis, de nutrientes (Mg, Na, K y P) extraídos con CaCl₂ y (Ca) con H₂O de los biocarbones analizados en g kg⁻¹. Los valores seguidos de la misma letra no difieren en p=0,05 entre biocarbones sin fertilizar en la columna número I, biocarbones fertilizados (Eco) en la columna número II, y biocarbones sin fertilizar vs biocarbones fertilizados (Eco) en la columna número III con asterisco. ns= no significativo.

	Ca			Mg			Na			K			P							
	(g kg ⁻¹)	I	II	III	(g kg ⁻¹)	I	II	III	(g kg ⁻¹)	I	II	III	(g kg ⁻¹)	I	II	III				
PK	0,034 (0,00)	b		*	0,16 (0,00)	c		ns	0,07 (0,00)	a		*	1,01 (0,00)	a		*	0,004 (0,00)	a		*
PK_{Eco}	0,199 (0,01)		c		0,20 (0,05)		b		1,78 (0,4)		cd		13,7 (2,94)		c		2,5 (0,84)		c	
JK	0,136 (0,00)		d		0,23 (0,01)		d		0,56 (0,09)		c		4,98 (0,51)		d		0,028 (0,00)		b	
JK_{Eco}	0,210 (0,00)			c	0,38 (0,01)			c	2,03 (0,02)			d	15,9 (0,27)			c	1,38 (0,01)			b
BR	0,009 (0,00)		a		0,08 (0,04)		a		0,09 (0,01)		a		1,01 (0,05)		a		0,006 (0,00)		a	
BR_{Eco}	0,051 (0,01)			a	0,10 (0,03)			a	1,04 (0,26)			ab	7,75 (1,94)			ab	1,12 (0,43)			ab
BK	0,041 (0,02)		b		0,21 (0,00)		d		0,29 (0,01)		b		4,20 (0,08)		c		0,004 (0,00)		a	
BK_{Eco}	0,052 (0,01)			a	0,20 (0,04)			b	1,53 (0,32)			bcd	13,1 (2,78)			c	1,94 (0,58)			bc
PRK	0,030 (0,03)		b		0,11 (0,02)		b		0,02 (0,00)		a		1,76 (0,16)		b		0,007 (0,00)		a	
PRK_{Eco}	0,100 (0,06)			ab	0,19 (0,00)			b	1,28 (0,1)			abc	12,4 (1,89)			bc	0,98 (0,20)			ab
MR	0,091 (0,01)		c		0,25 (0,01)		e		0,03 (0,001)		a		0,63 (0,02)		a		0,006 (0,00)		a	
MR_{Eco}	0,124 (0,04)			b	0,19 (0,00)			b	0,70 (0,02)			a	5,13 (0,13)			a	0,20 (0,03)			a

Tabla 3.6. Contenido Zn, Mn, Cu y Fe (mg kg^{-1}) extraídos con DTPA de los biocarbones analizados. Los valores seguidos de la misma letra no difieren en $p=0,05$ entre biocarbones sin fertilizar en la columna número I, biocarbones fertilizados (Eco) en la columna número II, y biocarbones sin fertilizar y biocarbones fertilizados (Eco) en la columna número III con asterisco. ns= no significativo.

	Zn			Mn			Cu			Fe						
	(mg kg^{-1})	I	II	III	(mg kg^{-1})	I	II	III	(mg kg^{-1})	I	II	III				
PK	1,72 (0,06)	a		*	2,32 (0,32)	a		*	0,28 (0,03)	b		*	4,23 (0,57)	d		*
PK_{Eco}	2,60 (0,00)		a		8,73 (0,32)		a		0,99 (0,08)		b		50,8 (8,98)		b	
JK	5,62 (0,49)	bc		*	3,97 (0,09)	a		*	0,42 (0,01)	c		*	1,49 (0,01)	a		*
JK_{Eco}	12,0 (0,62)		d		12,3 (0,88)		ab		1,01 (0,02)		b		13,3 (2,79)		a	
BR	4,25 (1,41)	b		ns	3,50 (0,12)	a		*	0,23 (0,01)	ab		*	2,46 (0,19)	bc		*
BR_{Eco}	3,77 (0,42)		b		17,0 (2,80)		c		0,56 (0,15)		a		15,0 (7,24)		a	
BK	7,02 (1,16)	c		ns	19,5 (3,17)	c		*	0,37 (0,05)	c		*	2,14 (0,11)	ab		*
BK_{Eco}	5,28 (0,02)		c		32,6 (2,78)		d		0,90 (0,16)		b		22,0 (0,00)		a	
PRK	0,70 (0,18)	a		ns	3,62 (1,02)	a		*	0,22 (0,03)	ab		*	1,51 (0,10)	a		*
PRK_{Eco}	1,92 (0,49)		a		14,0 (0,78)		bc		0,48 (0,07)		a		9,70 (4,37)		a	
MR	0,94 (0,10)	a		*	10,4 (3,06)	b		*	0,16 (0,01)	a		*	2,95 (0,23)	c		*
MR_{Eco}	1,89 (0,24)		a		34,7 (1,30)		d		0,51 (0,16)		a		14,7 (3,86)		a	

3.4.3. Efecto de la fertilización con Ecocomplet sobre el contenido de nutrientes.

Las Tablas 3.7 y 3.8 indican el efecto de la fertilización sobre el contenido de nutrientes de los biocarbones analizados expresado como la relación entre la concentración de un determinado elemento en el biocarbón fertilizado respecto a la concentración del mismo elemento en el biocarbón sin fertilizar. El P fue el macronutriente que se incrementó en un mayor número de veces, seguido por el Na, Ca, K y Mg. La eficiencia de fertilización fue máxima en Ca para el biocarbón MR, en Mg y Na para el biocarbón PRK y finalmente, en K y P para el biocarbón PK (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Eficiencia de la fertilización (mg kg^{-1} nutriente fertilizado/ mg kg^{-1} nutriente sin fertilizar) según tipo de biocarbón. El Ca se extrajo con H_2O y el Mg, Na, K y P con CaCl_2 .

	Ca	Mg	Na	K	P
PK	5,85	1,25	25,4	13,5	640
JK	1,54	1,65	3,63	3,19	49,3
BR	5,67	1,25	11,6	7,67	187
BK	12,68	0,95	5,28	3,13	485
PRK	3,33	1,73	64	7,04	140
MR	13,63	0,76	23,3	8,14	33,3

Con respecto a los micronutrientes, se observó un mayor incremento de Fe, seguido del Mn, Cu y Zn (Tabla 3.8). En este caso la eficiencia de fertilización del Zn estuvo entre 0,75 veces en BK a 2,74 veces en PRK; 1,68 veces en BK a 4,86 veces en BR para el caso del Mn; 2,25 veces en BK a 3,30 veces en PK para el Cu y 4,99 veces en MR a 12 veces en PK para el contenido de Fe.

Tabla 3.8. Eficiencia de la fertilización (mg kg^{-1} nutriente fertilizado/ mg kg^{-1} nutriente sin fertilizado) según tipo de biocarbón. El (Zn, Mn, Cu y Fe) fueron extraídos con DTPA.

	Zn	Mn	Cu	Fe
PK	1,53	3,80	3,30	12,0
JK	2,07	3,09	2,53	8,95
BR	0,90	4,86	2,80	5,91
BK	0,75	1,68	2,25	10,08
PRK	2,74	3,75	2,40	6,42
MR	2,10	3,35	2,55	4,99

La elevada disponibilidad de biomasa que procede de la gestión forestal de especies arbóreas de jardinería, muy abundantes en el área de Barcelona, las constituyen en materias primas económicas, abundantes y de fácil acceso para la elaboración de biocarbón. En este trabajo los biocarbones JK y PRK mostraron algunas propiedades contrastadas de gran interés para la evaluación de la incidencia de la aplicación del biocarbón en los suelos agrícolas en comparación con los otros biocarbones estudiados. Por ejemplo, PRK mostró mayores valores de área de superficie específica ($15,8 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) y relación C/N (85,9 %) en comparación con JK ($3,06 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) y (54,9 %) respectivamente. En cuanto a la conductividad eléctrica JK ($3330 \mu\text{s cm}^{-1}$) fue mayor que PRK ($476 \mu\text{s cm}^{-1}$). Por otro lado, los valores del pH (10,0) y capacidad de retención de agua (210 %) fueron similares para ambos. Estas y otras características convierten a los biocarbones JK y PRK

en candidatos potenciales y de interés para las dos empresas que han financiado parte de esta investigación.

3.4.4. Liberación de nutrientes en dos tipos de biocarbón fertilizados.

Las características contrastadas del JK y PRK, mencionadas anteriormente, favorecieron la selección de estos dos biocarbones para la implementación del segundo experimento donde se evaluó la liberación de nutrientes solubles mediante simulación de sucesivos riegos o lluvias de 15 mm, aplicando el fertilizante comercial (Ecocomplet) y el té de compost. La dosis de aplicación del Ecocomplet recomendada por el fabricante (1:100) presenta una elevada concentración de todos los elementos analizados. La relación C/N es de 6,5 y la relación C/P de 5,9. En el Té de compost la concentración de nutrientes es inferior y por tanto la fertilización del biocarbón será inferior. La relación C/N en este fertilizante es de 22,7 y la relación C/P es de 9,2 (Tabla 3.1). A continuación, se muestran los valores absolutos para poder realizar estimaciones y cálculos relativos de la fertilización por los distintos elementos analizados. La masa de biocarbón utilizada en todos los experimentos fue de 30 g.

La concentración inicial de carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) solubles en los dos biocarbones y los dos fertilizantes utilizados se presentan en las Tablas 3.9, 3.10, 3.11 y 3.12 respectivamente. La concentración de elementos en el Ecocomplet es muy superior a la del propio biocarbón no fertilizado en todos los casos, y la contribución del biocarbón a la fertilización final puede considerarse despreciable. Por el contrario, la aportación de nutrientes en el caso del Té de compost es inferior a la que contiene el biocarbón no fertilizado y, por tanto, debe contabilizarse la contribución del propio biocarbón en los lixiviados.

Tabla 3.9. Carbono (C) (mg) añadido al biocarbón durante la fertilización, carbono (mg) soluble del biocarbón original y C soluble total inicial resultante de la suma de ambos componentes

Biocarbón	Fertilizante	mg C fertilización	mg biocarbón	mg totales
JK	Té compost	45,4	138	184
	Ecocomplet	960	142	1102
PRK	Té compost	41,2	178	220
	Ecocomplet	787	177	965

Tabla 3.10. Nitrógeno (N) (mg) añadido al biocarbón durante la fertilización, nitrógeno (mg) soluble del biocarbón original y N soluble total inicial resultante de la suma de ambos componentes.

Biocarbón	Fertilizante	mg N fertilización	mg biocarbón	mg totales
JK	Té compost	2,00	27,0	29,0
	Ecocomplet	145	27,8	173
PRK	Té compost	1,82	35,0	36,8
	Ecocomplet	119	34,8	154

Tabla 3.11. Fósforo (P) (mg) añadido al biocarbón durante la fertilización, fósforo (mg) soluble del biocarbón original y P soluble total inicial resultante de la suma de ambos componentes.

Biocarbón	Fertilizante	Mg P fertilización	mg biocarbón	mg totales
JK	Té compost	4,94	8,68	13,6
	Ecocomplet	161	8,93	170
PRK	Té compost	4,48	2,68	7,16
	Ecocomplet	132	2,66	135

Tabla 3.12. Potasio (K) (mg) añadido al biocarbón durante la fertilización, potasio (mg) soluble del biocarbón original y K soluble total inicial resultante de la suma de ambos componentes.

Biocarbón	Fertilizante	Mg K fertilización	mg biocarbón	mg totales
JK	Té compost	40,8	86,7	127
	Ecocomplet	355	89,1	444
PRK	Té compost	37,0	35,7	72,7
	Ecocomplet	290	35,5	326

En las Figuras 3.4 a 3.7 se presentan los resultados de carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) del experimento de lixiviación correspondiente a los lixiviados 1, 5 y 9 así como la estimación del lixiviado acumulado en porcentaje respecto al total (biocarbón + fertilizante) por ambos biocarbones estudiados. Por lo general, la concentración de todos los elementos va disminuyendo con los sucesivos lixiviados, siguiendo una curva tipo exponencial negativa. Existen diferencias en la pendiente de la curva entre Ecocomplet y Té de compost relacionada con la mayor concentración de elementos en el fertilizante Ecocomplet. El porcentaje de lixiviación acumulado indica el patrón de liberación de nutrientes y el funcionamiento relativo entre los dos fertilizantes.

En global, en un ciclo de 9 lixiviados equivalentes a 9 episodios de riego moderadamente intenso se libera alrededor del 40 % del C soluble del Ecocomplet y entre un 20 % y 40 % del C soluble del Té de compost en función del tipo de biocarbón Figura 3.4b y 3.4d. El lixiviado de C en valores absolutos es mayor en el caso del Ecocomplet por los dos biocarbones analizados Figura 3.4a y 3.4c. El Té de compost queda más retenido en el biocarbón PRK. El porcentaje lixiviado indica que el C de los dos fertilizantes se lixivia de

forma similar en el caso del biocarbón JK, pero es inferior en el Té de compost en el caso del biocarbón PRK (Figura 3.4.b y 3.4d).

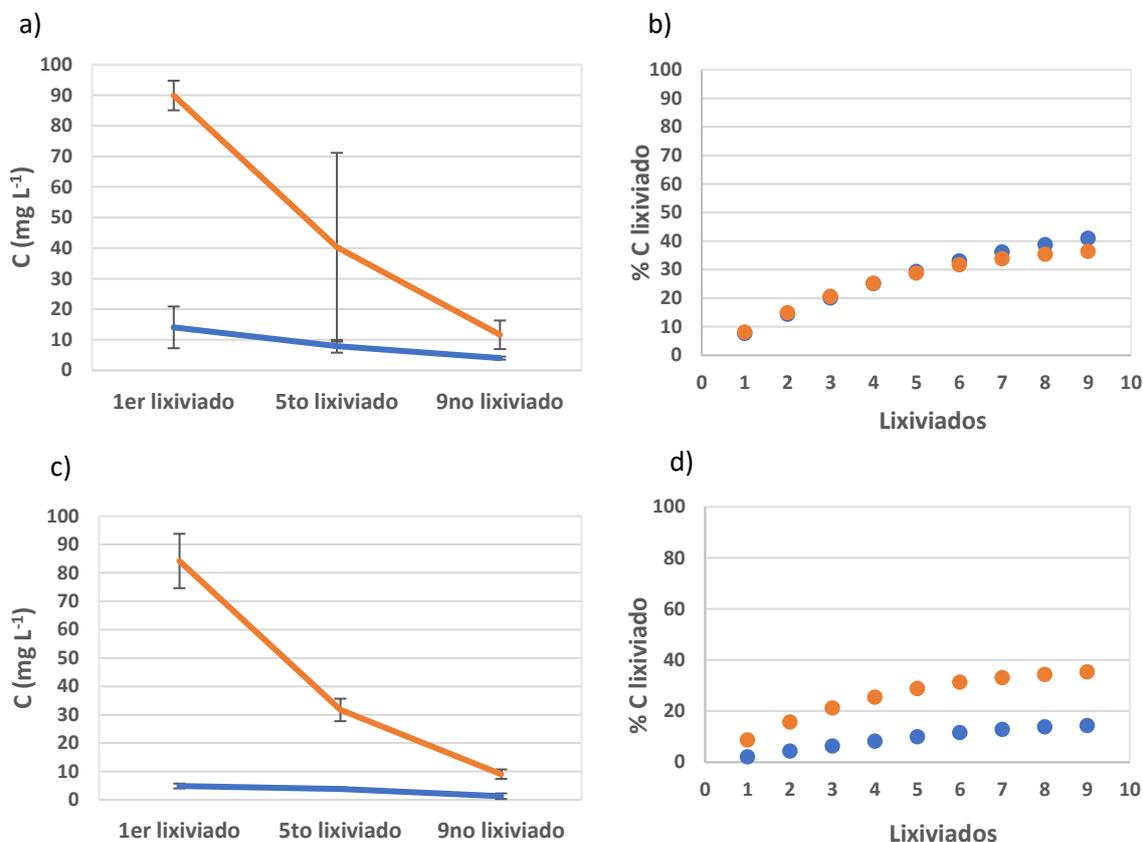


Figura 3.4. Concentración de Carbono (C) (mg L^{-1}) en los dos tipos de biocarbones. a y c) Concentración en los lixiviados 1, 5 y 9 del biocarbón Jardinería (JK) y biocarbón Pino rama (PRK) respectivamente. b y d) Lixiviación acumulada del biocarbón Jardinería (JK) y biocarbón Pino rama (PRK) en el período de estudio respecto al total. Té de compost (azul) y Eco-complet (naranja).

En global, en un ciclo de 9 lixiviados equivalentes a 9 episodios de riego moderadamente intenso se libera alrededor del 60 % del N soluble del Eco-complet y entre un 10 % y 20 % del N soluble del Té de compost en función del tipo de biocarbón Figuras 3.5b y 3.5d. El lixiviado de N en valores absolutos es mayor en el caso del Eco-complet por los dos biocarbones analizados Figuras 3.5a y 3.5c. El aporte del Té de compost queda más retenido en el biocarbón PRK. El porcentaje lixiviado indica que el N del fertilizante Eco-complet está menos retenido en el biocarbón y se libera más rápidamente que el N del Té de compost. El aporte del Té de compost queda más retenido en el biocarbón PRK (Figura 3.5b y 3.5d).

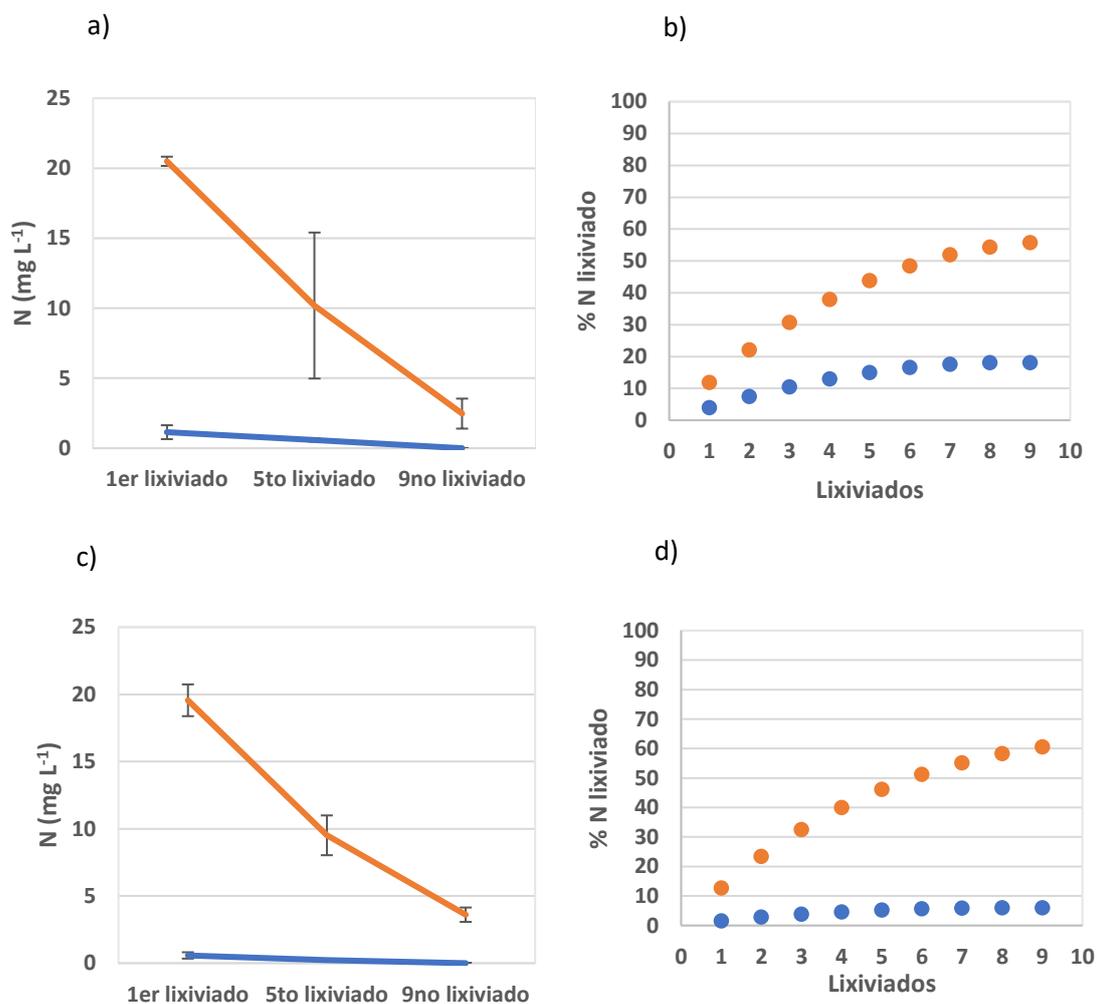


Figura 3.5. Concentración de Nitrógeno (N) (mg L^{-1}) en los dos tipos de biocarbones. a y c) Concentración en los lixiviados 1, 5 y 9 del biocarbón Jardinería (JK) y biocarbón Pino rama (PRK) respectivamente. b y d) Lixiviación acumulada del biocarbón Jardinería (JK) y biocarbón Pino rama (PRK) en el período de estudio respecto al total. Té de compost (azul) y Ecomplet (naranja).

En global, en un ciclo de 9 lixiviados equivalentes a 9 episodios de riego moderadamente intenso se libera en torno al 50 % del P soluble del Ecomplet y entre un 60 % y 80 % del P soluble del Té de compost en función del tipo de biocarbón Figuras 3.6b y 3.6d. El lixiviado de P en valores absolutos es mayor en el caso del Ecomplet por los dos biocarbones analizados Figura 3.6a y 3.6c. El P del fertilizante Té de compost queda más retenido en el biocarbón PRK. El porcentaje lixiviado indica que el P del fertilizante Té de compost está menos retenido en el biocarbón y se libera más rápidamente que el P del Ecomplet en el biocarbón JK (Figura 3.6b y 3.6d). Por el contrario, el biocarbón PRK retiene con mayor eficiencia el P del Té de compost y muestra resultados muy similares por ambos fertilizantes.

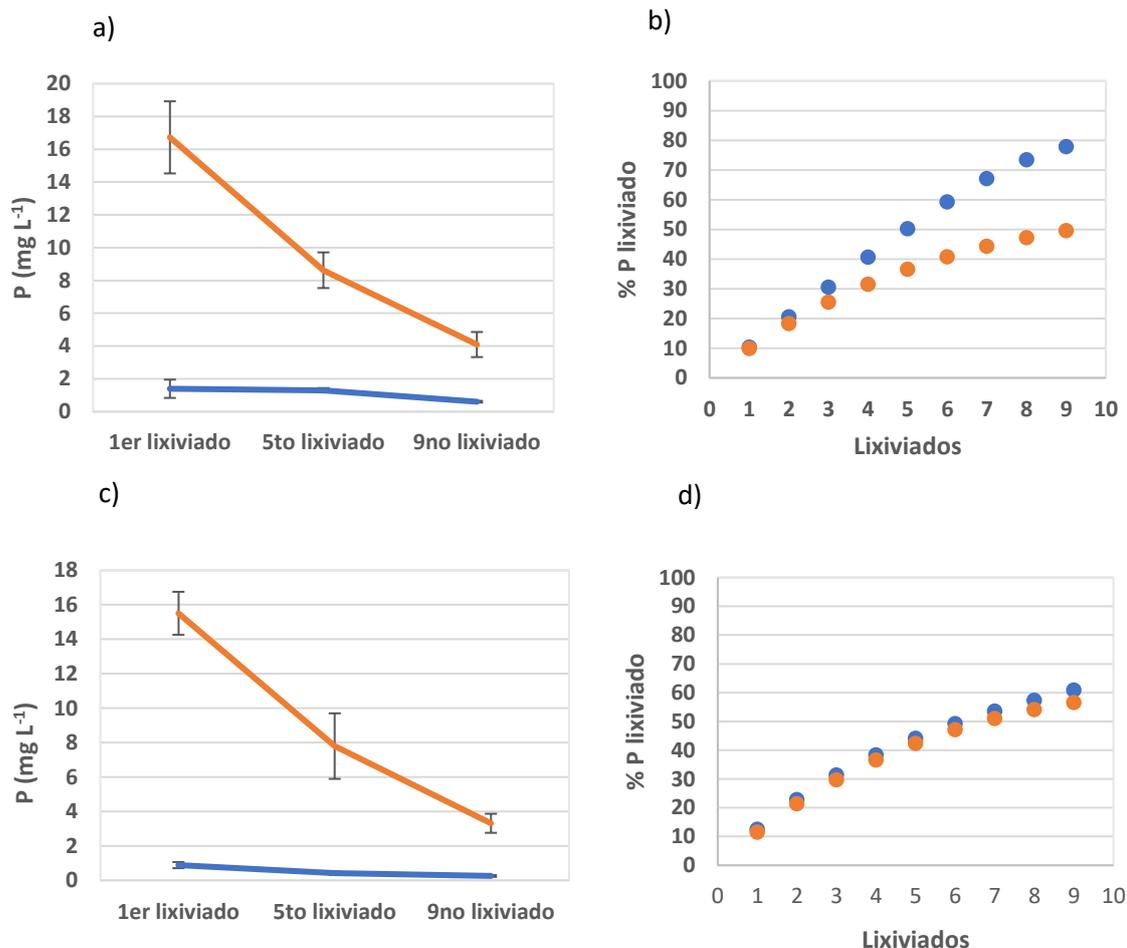


Figura 3.6. Concentración de Fósforo (P) (mg L^{-1}) en los dos tipos de biocarbones. a y c) Concentración en los lixiviados 1, 5 y 9 del biocarbón Jardinería (JK) y biocarbón Pino rama (PRK) respectivamente. b y d) Lixiviación acumulada del biocarbón Jardinería (JK) y biocarbón Pino rama (PRK) en el período de estudio respecto al total. Té de compost (azul) y EcoCompleet (naranja).

En global, en un ciclo de 9 lixiviados equivalentes a 9 episodios de riego moderadamente intenso se libera en torno al 80 % - 90 % del K soluble del EcoCompleet y prácticamente el 100 % del K soluble del Té de compost por los dos biocarbones analizados Figuras 3.7b y 3.7d. Estos resultados son coherentes con la elevada solubilidad del K en el sistema. El lixiviado de K en valores absolutos es mayor en el caso del EcoCompleet por los dos biocarbones analizados Figura 3.7a y 3.7c. El porcentaje lixiviado indica que el K es muy soluble en ambos biocarbones y se lava prácticamente todo en el ciclo de lixiviados establecido Figura 3.7b y 3.7d.

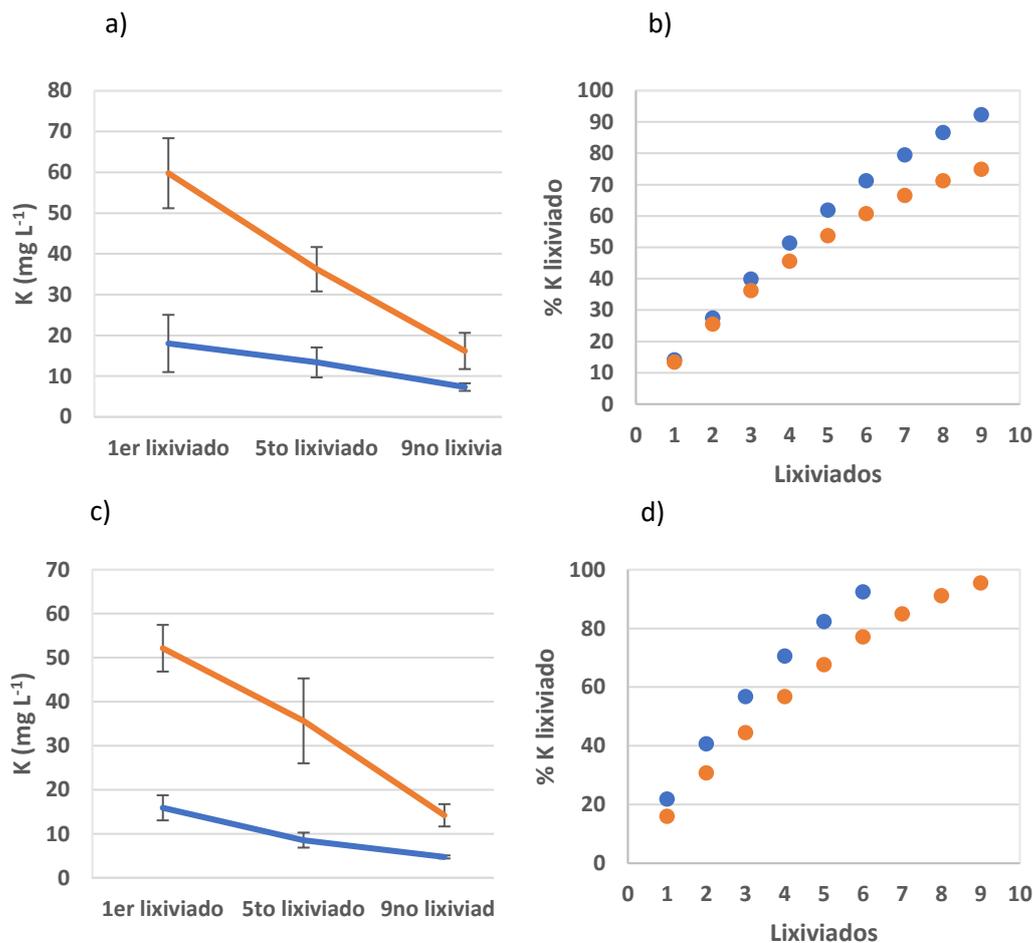


Figura 3.7. Concentración de Potasio (K) (mg L^{-1}) en los dos tipos de biocarbones. a y c) Concentración en los lixiviados 1, 5 y 9 del biocarbón Jardinería (JK) y biocarbón Pino rama (PRK) respectivamente. b y d) Lixiviación acumulada del biocarbón Jardinería (JK) y biocarbón Pino rama (PRK) en el período de estudio respecto al total. Té de compost (azul) y Ecomplet (naranja)

3.5. Discusión

3.5.1. Evaluación de las características fisicoquímicas de los biocarbones para su aplicación en suelos.

Los tipos de biocarbones analizados en este estudio muestran un amplio rango de área de superficie específica, desde $0,91 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ en MR a $23,0 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ en PK. Se destacaron los biocarbones PK y PRK al tener los valores más altos de este parámetro Tabla 3.2. Lo descrito anteriormente es afirmado por Pandit et al. (2017), quienes encontraron variabilidad en valores de área de superficie específica en biocarbones obtenidos a partir de hornos de metal de cortina de llama "Kontiki" con respecto a otros tipos de hornos. La

porosidad y la alta área de superficie del biocarbón mejora la capacidad de intercambio catiónico y la retención de los nutrientes, de acuerdo con Novak et al. (2009) y Major et al. (2010), lo que reduce la pérdida de nutrientes por lixiviación según Laird et al. (2010).

Prasad et al. (2020), al comparar 3 tamaños de partículas de biocarbón (< 1 mm; 1 - 2 mm y 2 - 4 mm) encontraron diferencias en los valores de pH, conductividad eléctrica y contenido de nutrientes totales y disponibles. De acuerdo con Lychuk et al. (2015), las características de los biocarbones como mayor área de superficie específica y una alta porosidad se consideran factores claves para tener una mayor capacidad de intercambio de nutrientes y de retención de agua. Las temperaturas de pirólisis entre 300 °C – 500 °C permiten obtener mayores rendimientos de biocarbón y altos contenidos de carbono, temperaturas mayores a 500 °C generan menores rendimientos de biocarbón pero con mayor área de superficie, característica que permite una alta adsorción de nutrientes (Manyá 2012). Además de la temperatura de pirólisis autores como Schimmelpfennig y Glaser (2012), manifiestan que el tipo de biomasa juega un rol importante en el área de superficie específica del biocarbón, encontrando valores entre 1,74 m² g⁻¹ a 1700 m² g⁻¹ en biocarbones producidos a partir de distintas materias primas. En el mismo sentido Gaffar et al. (2021), encontraron que el área de superficie específica de biocarbones de pino australiano y pino loblolly aumentó de 0,98 m² g⁻¹ a 2,59 m² g⁻¹ y de 0,30 m² g⁻¹ a 5,21 m² g⁻¹ respectivamente al pasar de una temperatura de pirólisis de 350 °C a 500 °C. Por otra parte, Rasa et al. (2018), observaron valores de 6,8 m² g⁻¹ en biocarbón producido a partir de biomasa de sauce a temperaturas entre 280 °C – 320 °C. López-Cano et al. (2018), registraron un valor de área de superficie específica de 2,0 m² g⁻¹ en biocarbón producido a partir de residuos verdes de jardines de áreas urbanas.

En la presente investigación se observó que los biocarbones obtenidos del horno Kontiki tuvieron los porcentajes más altos de capacidad de retención de agua en comparación con los biocarbones obtenidos en el horno de retorta, destacándose el biocarbón PK (235 % ± 3,20) por su mayor capacidad de retención de agua Figura 3.3. Ajayi et al. (2016), informan que la capacidad de retención de humedad de los suelos aumentaría con la incorporación de biocarbones obtenidos a altas temperaturas. Ojeda et al. (2015), demostraron que la capacidad de retención de agua de los biocarbones está relacionada con el tipo de materia prima utilizada. En el mismo sentido Liu et al. (2017), reportan que la capacidad de retención de agua estaría sujeta a las propiedades fisicoquímicas del biocarbón, especialmente a su porosidad interna, factor que determinaría la capacidad de incrementar el contenido de agua en el suelo.

La mayoría de biocarbones de este estudio presentaron valores de pH alcalinos y únicamente el biocarbón procedente de la mezcla de biomásas con la técnica retorta (MR) presentó un pH de 7,47 (Tabla 3.2). Budai et al. (2014), encontraron valores de pH altos con rangos de 8 a 10 en biocarbones que no han sido sometidos a ningún proceso de activación. Autores como Oh et al. (2012), indicaron valores de pH entre 7,8 y 10,3 para biocarbones a partir de biomasa de pino dependiendo de la temperatura de pirólisis, estos valores coinciden con los registrados en los biocarbones PK y PRK de este estudio, además de la generalidad alcalina de los biocarbones reportada por Pandit et al. (2017) y Jiang et al. (2017). Según Rodríguez et al. (2020) y Buss et al. (2016), la incorporación de biocarbón con pH alcalinos a suelos agrícolas ácidos podría aumentar el pH de estos suelos y mejorar su fertilidad. Así, Steiner et al. (2008,) informan que los biocarbones con pH alcalinos aumentan en mayor proporción la biomasa de cultivos comparados con los biocarbones con pH ácidos. Por otro lado, Laghari et al. (2015), sugieren que la aplicación de biocarbones ácidos o neutros a suelos básicos disminuirían el valor de pH del suelo, estos mismos autores encontraron que al aplicar una dosis de biocarbón de 45 t ha⁻¹ a suelos alcalinos, el pH del suelo se redujo entre 0,92 – 0,95 unidades.

Se registró una amplia variabilidad en los valores de conductividad eléctrica de los biocarbones, estos valores dependerían del origen de la materia prima y de las condiciones de pirólisis utilizadas. Los biocarbones PK y PRK, 427,0 $\mu\text{s cm}^{-1}$ y 476,0 $\mu\text{s cm}^{-1}$ respectivamente, presentaron valores similares a los reportados por Prasad et al. (2020), en biocarbones obtenidos a partir de madera de tipo forestal. Al mismo tiempo Rodríguez et al. (2020), mencionan que los biocarbones con alta conductividad eléctrica podrían ser perjudiciales para el crecimiento de las plantas debido a que provocarían un aumento de la salinidad del suelo.

3.5.2. Variabilidad de la composición elemental de los biocarbones estudiados.

Los biocarbones analizados en este estudio presentan valores de carbono (C) y nitrógeno (N) que varían entre 61,0 % - 79,7 % y 0,31 % - 1,13 % respectivamente. Domingues et al. (2017), registraron valores entre 60,5 % a 90,9 %; 1,16 % a 3,92 % y 5,6 % a 28,7 % de carbono, hidrógeno y oxígeno (O) respectivamente al utilizar aserrín de eucalipto, cáscara de café y corteza de pino como materia prima para biocarbones. Jiang et al. (2017), indican valores de C, H y N de biocarbón a partir de biomasa de pino similares a los encontrados en el biocarbón PK de este estudio. Baoliang et al. (2008), informaron valores de C entre 50,9 % a 86,5 %, los mismo que aumentaron a medida que se intensificaron las

temperaturas de pirólisis. Los valores de las relaciones molares H/C y O/C son indicadores del grado de carbonización y estabilidad de los biocarbones estos valores dependen del tipo de biomasa y del proceso de pirólisis, se recomiendan valores menores a 0,7 % y 0,4 % respectivamente según Schmidt et al. (2015). Nuestros datos muestran que los biocarbones estudiados están dentro de los rangos recomendados (Tabla 3.4a).

Los biocarbones sin fertilizar JK y BK mostraron los mayores contenidos de carbono y nitrógeno solubles en comparación con el resto de biocarbones analizados. La fertilización de los biocarbones incrementó los contenidos de carbono y nitrógeno solubles en todos los biocarbones. Los biocarbones fertilizados PK_{Eco} y BK_{Eco}, presentaron los mayores contenidos de carbono y nitrógeno soluble. La relación C/N de los biocarbones sin fertilizar fue mayor en los biocarbones PRK y BK. La fertilización de los biocarbones presentó valores similares de relación C/N (alrededor de 5) en todos los biocarbones. Y finalmente la relación C/N de los biocarbones sin fertilizar vs los biocarbones fertilizados fue mayor en PRK - PRK_{Eco} y BK - BK_{Eco}. Los contenidos de nitrógeno y carbono varían de acuerdo con las materias primas y tipos de pirólisis utilizados para la elaboración de biocarbón. Además, utilizar materias primas con mayores porcentajes de nitrógeno en sus biomásas resultará en biocarbones con mayores contenidos de nitrógeno (Leng et al. 2019).

3.5.3. Variabilidad y disponibilidad de nutrientes de los biocarbones estudiados.

En nuestro estudio los contenidos de macro y micronutrientes de los biocarbones analizados presentaron valores diferentes en función del tipo de materia prima y técnica de pirólisis. Así por ejemplo se observó mayor disponibilidad de calcio en el biocarbón JK, magnesio en MR, sodio y fósforo en JK y potasio en el biocarbón BK (Tabla 3.5 Columna I). El contenido de zinc mostró mayor disponibilidad en BR, manganeso en BK, cobre en JK y hierro en MR (Tabla 3.6 Columna I). Los contenidos de nutrientes se encuentran dentro de los límites que Prasad et al. (2018) indican como aceptables para el crecimiento de plantas. Naeem et al. (2014), mencionan que la variabilidad en la disponibilidad de macro y micronutrientes depende de las condiciones de pirólisis, así como de las materias primas utilizadas para obtener el biocarbón. Los elementos extraídos con CaCl₂ y DTPA de 3 fracciones de biocarbón (< 1 mm, 1 - 2 mm y 2 - 4 mm) procedentes de biomásas de bambú, tamices de madera y madera forestal, mostraron amplia variabilidad en la disponibilidad de nitrógeno (N), potasio (K), fósforo (P), calcio (Ca), magnesio (Mg) y sodio (Na). La fracción (< 1 mm) de los biocarbones a partir de madera presentaron una clara tendencia al aumento de K. El contenido de Mg de la fracción fina presentó mayor

disponibilidad y no se observó diferencia significativa entre las otras dos fracciones (Prasad et al. 2020).

La extracción de DTPA-Fe de biocarbones de astillas de madera de pino del trabajo realizado por Albuquerque et al. (2015), como los contenidos de hierro (Fe), cobre (Cu) y zinc (Zn) ($2,9 \text{ mg kg}^{-1}$; $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ y $5,4 \text{ mg kg}^{-1}$) respectivamente de biocarbón procedente de residuos verdes de jardín de López-Cano et al. (2018) fueron similares a los resultados encontrados en los biocarbones PRK y JK de este estudio.

Prasad et al. (2020), observaron que el contenido de Zn, Mn y Cu estuvo relacionado con el tipo de materia prima utilizada para la fabricación de biocarbón, por ejemplo, encontraron contenidos altos de Zn en la fracción $< 1 \text{ mm}$ en biocarbones procedentes de cascarilla de cereal, bambú, tamices de madera y madera forestal, destacándose una concentración mayor de Zn en el biocarbón de biomasa de bambú. En cuanto al contenido de Mn los biocarbones a partir de bambú y madera forestal presentaron los valores más altos y en los biocarbones procedentes de cascarilla de cereal + fibra de papel y madera forestal resalto el alto contenido de Cu (Prasad et al. 2020). La aplicación de biocarbón tendría efectos sobre la fertilidad global del suelo al proporcionar nutrientes en relación a la cantidad de nutrientes que contenga la biomasa utilizada como materia prima (Gul y Whalen 2016 y Lehmann et al. 2003).

3.5.4. Efecto de la fertilización sobre las propiedades del biocarbón y la liberación de nutrientes al suelo o cultivo.

La fertilización de los biocarbones disminuyó los valores de pH, mejorando esta propiedad del biocarbón (Tabla 3.3). Según Huff et al. (2018), los métodos de activación que reducen el pH son un factor determinante para que el biocarbón mejore su calidad como enmienda del suelo. Además, en cuanto a la composición elemental de los biocarbones fertilizados se observó que la fertilización incrementó el porcentaje de N en todos los biocarbones con rangos comprendidos entre 1,09 % en PK_{Eco} a 1,72 % en JK_{Eco} (Tabla 3.4b). El biocarbón tiene la particularidad de aumentar la retención de nutrientes y disminuir su pérdida por efectos de lavados o lixiviación, permitiendo que sean aprovechados por las plantas (Gul Whalen 2016, Zhibin et al. 2017, Randolph et al. 2017, Yu et al. 2017, Zhang et al. 2017 y Laird et al. 2010).

Al fertilizar el biocarbón Khan et al. (2008), encontraron que, con una fuente de fertilización a base de N, P, K como elementos mayoritarios, el biocarbón logró liberar

estos macronutrientes de manera lenta y continua, favoreciendo un mayor aprovechamiento de nutrientes y disminuyendo la pérdida de nutrientes por lixiviación y volatilización. De acuerdo con Roy et al. (2022), al mezclar suelos de características franco-arenosas con dos biocarbones obtenidos a partir de cascarilla de arroz fertilizados con una solución nutritiva a base de N, P, K + urea y solución nutritiva a bases de N, P, K + ácidos húmicos + extractos de algas, los tratamientos con los biocarbones fertilizados presentaron una liberación más lenta de N, P, K (29,5 %, 29,4 % y 83,1 %) respectivamente en relación con los tratamientos con fertilizantes convencionales. Además, observaron un aumento entre el 18,5 % y 25,5 % de materia seca de arroz y entre un 6 % y un 11,8 % en el rendimiento del grano de arroz, con respecto al uso de fertilizantes convencionales.

Al fertilizar un biocarbón a partir de mazorcas de maíz con una solución al 5 % de macro y micronutrientes y someterlo a un experimento de cinética de liberación de nutrientes, se encontró una alta tasa de liberación de nutrientes en la etapa inicial que luego disminuía hasta estabilizar los valores de liberación, llegando a la conclusión de que el biocarbón fertilizado se convierte en un fertilizante de liberación lenta que actúa de mejor manera sobre la pérdida de nutrientes (Lateef et al. 2016 y Lateef et al. 2019).

Fertilizar o combinar el biocarbón con fertilizantes, retiene en su estructura los nutrientes, actuando de esta manera como fertilizante de liberación lenta (Zhao et al. 2016, Chaturvedi et al. 2021 y Ye et al. 2020). Además, combinar fertilizantes orgánicos, inorgánicos, o enmiendas como estiércol, compost y purines con biocarbón podría resultar beneficioso. En este contexto, el biocarbón se cargaría con los nutrientes que poseen los fertilizantes facilitando la aplicación tanto de biocarbón como de nutrientes en una única acción agrícola disminuyendo tiempo y coste económico (Feng et al. 2014).

3.6. Conclusiones

El pH de los biocarbones estudiados presentó valores básicos o alcalinos relacionados con el proceso de pirólisis. La biomasa precursora del biocarbón determinó la conductividad eléctrica y área de superficie específica de los biocarbones. Por el contrario, la capacidad de retención de agua de los biocarbones estuvo en función del tipo de técnica utilizada para producir el biocarbón, la técnica kontiki mostró los porcentajes más altos de capacidad de retención de agua. Además, los seis biocarbones utilizados presentan una gran variabilidad en la composición elemental y el contenido de macro y micronutrientes,

relacionados tanto con el tipo de materia prima utilizada como con el sistema de producción.

La utilización de diferentes materias primas combinadas con los procesos de pirólisis para la obtención del biocarbón podrían resultar en una alternativa que permita mejorar las características fisicoquímicas del biocarbón final. La producción de biocarbón a escala comercial y agronómica debe incluir sistemas de caracterización y control de calidad del material producido.

La fertilización de los biocarbones redujo el valor de pH con excepción del biocarbón de biomasa mixta que mantuvo su valor, mientras que la conductividad eléctrica aumentó en todos los biocarbones estudiados. Independientemente del tipo de materia prima y técnica utilizada para la elaboración del biocarbón, la fertilización de los biocarbones aumentó la disponibilidad de los nutrientes de acuerdo con la concentración de nutrientes presentes en las fuentes de fertilización. El fertilizante Ecocomplet mostró mayor concentración de nutrientes con relación al té de compost, concentraciones que fueron disminuyendo con los sucesivos lixiviados, demostrando que el biocarbón actúa como un material que retiene los nutrientes. Fertilizar los biocarbones es una técnica que mejora las características fisicoquímicas de los biocarbones y mejora la eficiencia en el uso de fertilizantes, ya que el biocarbón puede actuar como un fertilizante de liberación lenta.

El uso de biocarbón en la agricultura tiene un amplio potencial de investigación y de mejora debido a la versatilidad de sus características, y al existir una amplia variedad de material de desecho que puede ser utilizado como materia prima.

4. RESULTADOS II: EFECTO DE LA DOSIS DE APLICACIÓN DE BIOCARBÓN, EL USO DE BIOCARBÓN FERTILIZADO Y LA INOCULACIÓN DE BIOCARBÓN CON MICRORGANISMOS SOBRE LA DISPONIBILIDAD DE NUTRIENTES Y EL DESARROLLO DEL CULTIVO EN CONDICIONES DE INVERNADERO.

4.1. Introducción.

El mejoramiento de la estructura del suelo y los cambios en las condiciones de plantas cultivadas en combinación con biocarbón se atribuyen entre otras a características como, estructura de los poros, grupos funcionales, compuestos liberados por el biocarbón (Singh et al. 2015, Gul y Whalen 2016), así como la capacidad de retener nutrientes, evitar su lixiviación y ponerlos a disposición de las plantas (Gul y Whalen 2016, Zhibin et al. 2017, Randolph et al. 2017, Yu et al. 2017 Zhang et al. 2017 y Laird et al. 2010).

La aplicación de biocarbón no siempre muestra diferencias significativas en suelos saludables y fértiles, además el tipo de biocarbón influye sobre estos aspectos (Hussain et al. 2017). En el trabajo realizado por Joseph et al. (2021), se encontró incrementos del 10 y 42 % sobre los rendimientos de cultivos de acuerdo con varios tipos de biocarbón. En el mismo sentido, El-Naggar et al. (2018), indican que la aplicación de 17 tipos de biocarbón en suelos arenosos aumentaron los rendimientos del cultivo de cebada (*Hordeum vulgare L*) en un 50 % con respecto a los suelos sin biocarbón. La aplicación de biocarbón a partir de eucalipto aumentó el rendimiento del cultivo de maíz (*Zea mays L.*) en Kenia (Kimetu et al. 2008). El biocarbón procedente de aserrín de pino aplicado en suelos arenosos incrementó entre el 18 % y 22 % del peso seco del cultivo de sorgo (*Sorghum bicolor L*) en comparación con el suelos sin biocarbón (Laghari et al. 2015).

Además de la importancia que tienen las materias primas sobre las características de los biocarbones, conocer la dosis óptima de aplicación generaría un mayor impacto sobre la fertilidad del suelo y la productividad de los cultivos (Chan et al. 2007a). Varios trabajos describen los efectos de las diferentes dosis de aplicación de biocarbón sobre parámetros de suelo-planta. Por ejemplo, se observaron incrementos en los contenidos totales de C (7 a 11 %), K (37 a 42 %), P (68 a 70 %) y Ca (69 a 75 %) con la aplicación de biocarbón (Laghari et al. 2015). La aplicación de 15 t ha⁻¹ de biocarbón a suelos tropicales incrementó el rendimiento de cultivos en un 25 % (Jeffery et al. 2017). En un metaanálisis realizado por Liu et al. (2013), se encontró que el 30 % de las investigaciones utilizaron dosis menores a 10 t ha⁻¹ y aproximadamente el 60 % utilizaron dosis menores a 30 t ha⁻¹ de biocarbón. Major et al. (2010), indican que la aplicación de dosis de biocarbón de 8 a 20 t ha⁻¹ originaron una mayor absorción de nutrientes por el cultivo. Sin embargo, la aplicación de dosis más altas de biocarbón de 22,65 a 675 t ha⁻¹ inmovilizaron

significativamente algunos nutrientes, especialmente el N (Sun et al. 2017, Rajkovich et al. 2012, Gale et al. 2017 y Tammeorg et al. 2014). Según lo reportado por Gunes et al. (2014), la aplicación de biocarbón a suelos alcalinos disminuyó la disponibilidad de Fe, Zn, Cu y Mn.

El crecimiento de las plantas y la producción de biomasa, también muestran diferentes patrones de acuerdo a la dosis de aplicación de biocarbón y tipos de materias primas (Jaiswal et al. 2015). La aplicación de biocarbón procedente de cáscaras de arroz en dosis de 25, 50 y 150 g kg⁻¹ en suelos arenosos aumentaron la biomasa de raíces, altura de plantas y número de hojas de los cultivos de lechuga (*Lactuca sativa*) y col china (*Brassica chinensis*) (Carter et al. 2013). La altura de plantas de pimiento (*Capsicum annum L*) y su rendimiento incrementaron al aumentar la dosis de aplicación de biocarbón en un suelo franco limoso en los primeros estadios de crecimiento del cultivo (Pokovai et al. 2020). Los mismos autores encontraron que las dosis más altas de biocarbón aumentaron la respuesta fotosintética de las plantas de pimiento (*Capsicum annum L*). Por otro lado, Biederman et al. (2017), no reportan aumentos diferenciadores en la producción de biomasa al incorporar biocarbón.

Adicionalmente la aplicación de biocarbón incrementa la diversidad de comunidades microbianas, así como la proporción de bacterias/hongos, reduciendo la cantidad de bacterias dañinas del suelo (Jeffery et al. 2011 y Wang et al. 2019). Los microorganismos como rizobacterias, micorrizas y hongos se benefician de la estructura porosa del biocarbón, proporcionando alojamiento y utilizándolo como refugio ante depredadores (Bonanomi et al. 2018).

Por consiguiente los efectos de la aplicación del biocarbón en el sistema suelo-planta puede generar resultados positivos, negativos o neutros, en función de las características de la materia prima, temperatura de pirólisis, dosis de aplicación de biocarbón, tipo de suelo y tipo de cultivo evaluado (Joseph et al. 2021).

Así mismo, los pretratamientos, combinaciones de biocarbón con inoculantes microbianos y fertilizantes orgánicos o inorgánicos potenciarían en gran medida los efectos de estas enmiendas en comparación a su aplicación por separado (Feng et al. 2014 y Edenborn et al. 2015).

La aplicación de biocarbón previamente fertilizado incrementa la disponibilidad de nutrientes, debido a la interacción de los nutrientes de la solución fertilizadora con la

superficie del biocarbón (O'toole et al. 2018). Por ejemplo, la fertilización de biocarbón de madera con una solución nutritiva rica en N, P y K, provocó la liberación lenta de nutrientes, reduciendo las pérdidas de nutrientes por lixiviación, aumentando la eficiencia del uso del fertilizante y la nutrición de plantas, en comparación con la aplicación de fertilizantes sólidos (Gwenzi et al. 2018). La fertilización del biocarbón indirectamente beneficiaría a la diversidad y comunidad microbiana del suelo (Nielsen et al. 2014).

La combinación de biocarbón con inoculantes microbianos se convierte en un enfoque sostenible de producción de cultivos y conservación de suelos (Sani et al. 2020 y Roupheal et al. 2017a), que influye directamente sobre la actividad microbiana del suelo (Meena et al. 2020, Hermosa et al. 2012, Adesemoye y Kloepper 2009). La inoculación de biocarbón, a partir de residuos agrícolas, con rizobacterias promotoras del crecimiento mostró un incremento de 10^7 unidades formadoras de colonias g^{-1} (Kumar et al. 2013).

De igual manera, la aplicación combinada de biocarbón y *Trichoderma* ha mostrado aumentos significativos en parámetros como: germinación de semillas, producción de biomasa aérea y de raíz, contenido de clorofilas, productividad de cultivos y calidad de frutos, creando sinergias que permiten un mayor aprovechamiento de las características del biocarbón y *Trichoderma* comparadas con su aplicación por separado (Muter et al. 2017, Araujo et al. 2019 y Harman y Shores 2007). Además, el uso de biocarbón y *Trichoderma* promueve efectos fitoestimuladores sobre la planta como la liberación de auxinas, ácidos orgánicos y péptidos, además de mejorar el sistema radicular lo que provocaría una mejor absorción radicular de nutrientes y nutrición de plantas (Hermosa et al. 2012a y Roupheal et al. 2017b).

De acuerdo con lo descrito nos hemos planteado las siguientes hipótesis: La aplicación de diferentes dosis de biocarbón puede afectar la retención de fertilizantes de acuerdo con las características del suelo, generando impactos positivos sobre los parámetros de producción de plantas. La aplicación del biocarbón previamente fertilizado se convierte en una alternativa que permite mantener durante más tiempo la disponibilidad de nutrientes para la planta, y la aplicación de biocarbón en suelos inoculados con *Trichoderma* T34 biocontrol incrementa las poblaciones de *Trichoderma*.

4.2. Objetivos.

Los objetivos de esta sección son:

- a) Evaluar el efecto de la aplicación de dos dosis de biocarbón, sobre las características fisicoquímicas y el contenido de nutrientes en dos suelos agrícolas de propiedades contrastadas.
- b) Evaluar el efecto de la aplicación de biocarbón fertilizado sobre las características fisicoquímicas y el contenido de nutrientes en dos suelos agrícolas de propiedades contrastadas.
- c) Determinar el efecto de la aplicación de dos dosis de biocarbón y biocarbón fertilizado sobre el crecimiento, y desarrollo de tomates (*Solanum lycopersicum*) cultivadas en dos suelos agrícolas de propiedades contrastadas.
- d) Conocer el efecto de la aplicación de biocarbón y *Trichoderma* T34 biocontrol sobre la población de *Trichoderma* en dos suelos agrícolas de propiedades contrastadas.

4.3. Materiales y métodos.

4.3.1. Materiales.

Para este experimento se utilizaron dos tipos de suelos agrícolas con propiedades contrastadas de 2 localidades de Barcelona (Tiana y Cambrils) (Tabla 4.1). El suelo de Tiana presenta pH básico (8,2) con 8,3 % de carbonatos y clase textural arenosa (S.Ar.) (Nrcs 2017), mientras que el suelo de Cambrils presenta pH neutro (7,01), bajo contenido de carbonatos y clase textural franco-arenosa (S.Fr.Ar). La conductividad eléctrica (C.E.) del suelo de Cambrils fue ligeramente más alta. El contenido de carbono orgánico (C.O.) es similar en ambos suelos, entre el 1 y 2 % considerados suelos bajos en carbono (< 2 %). La capacidad de retención de agua es superior en el suelo franco-arenoso.

Tabla 4.1. Propiedades de los suelos utilizados en el experimento. Porcentaje de arenas, limos y arcillas, pH de suelos medidos en agua (H₂O) y cloruro de potasio (KCl), conductividad eléctrica (CE) ($\mu\text{s cm}^{-1}$), contenido total de carbono y nitrógeno (%), capacidad de intercambio catiónico (CIC), capacidad de retención de agua % (CRA), contenidos de carbonatos y carbono orgánico (%). Suelo arenoso (S.Ar.) y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar.).

	Clase Textural	
	Arenoso (S.Ar.)	Franco arenoso (S.Fr.Ar.)
% arenas	85,8	67,3
% limos	7,9	19,3
% arcillas	6,33	13,4
pH H ₂ O	8,3 (0,04)	7,0 (0,04)
pH KCl	7,6 (0,15)	6,9 (0,10)
CE ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	143	616
% C	1,70 (0,06)	1,08 (0,03)
% N	0,131 (0,008)	0,153 (0,001)
CIC	14,7 (0,98)	10,8 (0,10)
% CRA	19,6	22,7
% Carbonatos	8,29	2,21
% Carbono orgánico	0,99	1,06

Se utilizó, *Trichoderma* T34 Biocontrol® (*Trichoderma Asperellum* Strain T34) 12 % p p⁻¹. Con una concentración de 1 x 10⁹ Unidades Formadoras de Colonias (UFC) T34 g⁻¹ producto. Para efectos de nomenclatura en adelante se referirá como *Trichoderma* T34.

Como material vegetal se utilizaron plantas de tomate (*Solanum Lycopersicum*) de la variedad Ailsa Craig de 3 semanas, germinadas en mezcla de perlita-vermiculita.

4.3.2. Diseño Experimental.

A partir de los resultados obtenidos en el experimento de caracterización de 6 tipos de biocarbón se seleccionó el biocarbón procedente de biomasa de especies de jardinería (JK) para los ensayos de aplicación en sistema suelo-planta en invernadero. Este biocarbón procede de biomasa de gestión forestal de plantas de jardinería con elevada disponibilidad en el mercado, convirtiéndose en una materia prima económica y de fácil acceso para la elaboración de biocarbón. Las características químicas del biocarbón son pH 10,0, conductividad eléctrica 3330 $\mu\text{s cm}^{-1}$, superficie específica de 3,06 m² g⁻¹ y capacidad de retención de agua de 222,3 % tal y como se describe en la Tabla 3.2 y Figuras 3.2 y 3.3.

Se diseñaron dos experimentos para abordar los diferentes objetivos. El primer diseño experimental es un diseño de dos factores, dosis de biocarbón con tres niveles (BDO = sin biocarbón, BD1 = 4 % de biocarbón y BD2 = 8 % de biocarbón) y el tipo de suelo con dos niveles (suelo Ar. y suelo Fr. Ar). Las dosis de biocarbón se basan en la aplicación de 0,5 litros de biocarbón por m² aplicado en campo. Además, se analizó el efecto del uso del biocarbón previamente fertilizado con una solución de EcoCompleet, fertilizante orgánico comercial de agricultura ecológica en dosis 2 (BFD2) según el método descrito en la sección 1. El experimento consta de 8 tratamientos con 3 réplicas por tratamiento.

El segundo diseño experimental es un diseño de dos factores, enmiendas aplicadas con tres niveles (sin *Trichoderma* T34, aplicación de *Trichoderma* T34 y dosis de 8 % de biocarbón) y el tipo de suelo con dos niveles (suelo Ar. y suelo Fr.Ar.) así como el efecto de la aplicación combinada de *Trichoderma* T34 + dosis de 8 % de biocarbón (T34 + BD2), sobre la población de *Trichoderma* T34 en los dos tipos de suelo. En total 8 tratamientos con 3 réplicas por tratamiento.

4.3.3. Descripción del experimento.

Para los dos experimentos se utilizaron macetas de 3 litros de capacidad que fueron llenadas de acuerdo con los tratamientos indicados en las Tablas 4.2a y 4.2b. Los tratamientos con la letra F fueron regados con una solución de EcoCompleet, fertilizante orgánico comercial de agricultura ecológica (1:5000), que representa una dosis de nutrientes similar a la aplicación de la dosis de 8 % del biocarbón previamente fertilizado (BFD2) y el resto de los tratamientos con agua destilada. La cantidad y frecuencia de riego se realizó de acuerdo con las exigencias del cultivo.

El suelo se inoculó con la concentración comercial recomendada por el producto 1×10^4 UFC T34 mL⁻¹ suelo. Para lo cual se preparó una solución madre de 1×10^6 UFC T34 mL⁻¹ solución que fue regada en bolsas que contenían los dos tipos de suelo. Antes de la incorporación de estos suelos a las macetas se esperó 1 semana para que las poblaciones de *Trichoderma* crecieran. Antes de inocular el suelo se tomaron muestras y se cuantificaron las poblaciones naturales de *Trichoderma*.

Los dos experimentos se realizaron simultáneamente en condiciones controladas en el Invernadero de los Campos Experimentales de la Universidad de Barcelona durante 2 meses y medio de cultivo.

Tabla 4.2a. Descripción de los tratamientos y preparación de macetas del experimento N° 1. Suelo 1 textura arenosa (S.Ar), suelo 2 textura franco arenosa (S.Fr.Ar), dosis 1 de biocarbón 4 % (BD₁), dosis 2 de biocarbón 8 % (BD₂), fertilización con ecoCompleto (F) y biocarbón fertilizado dosis 2 (B_{Fertilizado} D₂).

Tratamientos	Preparación
S ₁ + F	3000 ml S.Ar. + riego ecoCompleto
S ₁ + BD ₁ + F	2875 ml S.Ar. + 125 ml biocarbón + riego ecoCompleto.
S ₁ + BD ₂ + F	2750 ml S.Ar. + 250 ml biocarbón + riego ecoCompleto.
S ₁ + B _{Fertilizado} D ₂	2750 ml S.Ar. + 250 ml biocarbón fertilizado E. + riego Agua.
S ₂ + F	3000 ml S.Fr.Ar. + riego ecoCompleto.
S ₂ + BD ₁ + F	2875 ml S.Fr.Ar. + 125 ml biocarbón + riego ecoCompleto.
S ₂ + BD ₂ + F	2750 ml S.Fr.Ar. + 250 ml biocarbón + riego ecoCompleto.
S ₂ + B _{Fertilizado} D ₂	2750 ml S.Fr.Ar. + 250 ml biocarbón fertilizado E. + riego A.

Tabla 4.2b. Descripción de los tratamientos y preparación de macetas del experimento N° 2. Suelo 1 textura arenosa (S.Ar), suelo 2 textura franco arenosa (S.Fr.Ar), dosis 2 de biocarbón 8 % (BD₂), fertilización con ecoCompleto (F) y *Trichoderma* T34 (T34).

Tratamientos	Preparación
S ₁ + F	3000 ml S.Ar. + riego ecoCompleto
S ₁ + BD ₂ + F	2750 ml S.Ar. + 250 ml biocarbón + riego ecoCompleto.
S ₁ + T34 + F	3000 ml S.Ar. + T34 + riego ecoCompleto
S ₁ + BD ₂ + T34 + F	2750 ml S.Ar. + 250 ml biocarbón + T34 + riego ecoCompleto
S ₂ + F	3000 ml S.Fr.Ar. + riego ecoCompleto.
S ₂ + BD ₂ + F	2750 ml S.Fr.Ar. + 250 ml biocarbón + riego ecoCompleto.
S ₂ + T34 + F	3000 ml S.Fr.Ar. + T34 + riego E
S ₂ + BD ₂ + T34 + F	2750 ml S.Ar. + 250 ml biocarbón + T34 + riego ecoCompleto

4.3.4. Seguimiento del cultivo y cosecha.

En los dos experimentos se registraron 9 medidas de altura, a partir de los 15 días de haber trasplantado las plantas de tomate (*Solanum Lycopersicum*) y hasta el final del experimento, aproximadamente 75 días. Se utilizó una regla numerada en cm desde la base del suelo hasta el ápice de cada planta. De igual manera se realizaron 9 conteos del número de frutos por planta de manera visual, (aproximadamente 2 veces por semana), desde los 43 días del trasplante de las plantas hasta finalizar el experimento.

Se estimó el Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) a una distancia aproximada de 50 cm de cada planta en todos los tratamientos, a los 20 días del trasplante, mediante el sensor portátil Green-Seeker para tener una aproximación de la calidad fisiológica de la planta en términos de nutrición y la vigorosidad del crecimiento de las plantas de tomate (*Solanum Lycopersicum*) en los diferentes tratamientos. Se

realizó una evaluación del contenido de clorofila en las hojas en el día 36 del cultivo. Se midieron 3 hojas jóvenes completamente desarrolladas por planta, mediante el equipo Minolta SPAD-502 meter.

Una vez culminados los experimentos, se realizó la cosecha de forma manual y se recogieron de manera separada los frutos y la biomasa aérea. Las muestras de frutos y biomasa aérea se pesaron para obtener el peso fresco, se colocaron en una estufa a 75 °C hasta que se alcanzó peso constante y se registró el peso seco.

4.3.5. Muestreo y caracterización de los suelos.

Previamente al tamizado de los suelos para su caracterización y una vez finalizados los experimentos se determinó el contenido de agua del suelo mediante el método gravimétrico que consiste en el cálculo de la diferencia entre el peso fresco y el peso seco constante de la muestra referida a 105 °C.

El P inorgánico disponible se cuantificó por colorimetría tras extracción con NaHCO_3 0,5M ajustado a pH 8,5 (Olsen 1954). La cuantificación de C y N soluble se realizó mediante extracción con K_2SO_4 0,5M según Jones y Willett (2005).

La determinación de los macronutrientes disponibles Mg y K se realizó mediante extracción con CaCl_2 0,01M según Pueyo et al. (2004), el Ca se cuantificó de manera similar, pero usando H_2O milliQ como extractante. Para la determinación de los micronutrientes biodisponibles (Zn, Mn, Cu y Fe) se utilizó una solución de extracción de DTPA. (ácido dietilentriaminopentaacético) para suelos desarrollados por Lindsay y Noryell (1978).

Todos los elementos, a excepción del P, fueron determinados mediante plasma de inducción acoplado óptico Optimum 8300 de Perkin Elmer.

Para la cuantificación de las poblaciones de *Trichoderma* T34 se tomaron muestras de suelo de cada tratamiento con un barreno. Se realizaron 2 tomas de muestra, a los 25 días desde la inoculación del *Trichoderma* T34 y al culminar el experimento. La cuantificación de *Trichoderma* se determinó utilizando el medio semi selectivo para *Trichoderma* spp (Chung, 1990).

4.3.6. *Tratamiento de datos.*

Para todas las variables analizadas se probó la normalidad de los datos usando la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de la varianza mediante el estadístico de Levene. El análisis se realizó sobre los factores tipos de suelos y tipo de enmienda. Las enmiendas incluyeron diversas dosis de biocarbon (D1 y D2), el biocarbón previamente fertilizado en dosis 2 y la aplicación de *Trichoderma* T34. Se evaluó el efecto de los factores sobre el contenido de nutrientes en el suelo, altura, número de frutos, contenido de clorofila e índice de vegetación por planta. En todas las variables que cumplieron con la igualdad de las varianzas se aplicó la prueba post hoc de Duncan con un nivel significativo para $p < 0,05$ a partir del ANOVA del factor suelo. Todas las pruebas estadísticas se realizaron en IBM SPSS Statistics 27 (SPSS, Inc., Chicago, EE. UU.).

4.4. Resultados.

4.4.1. *Efectos de las dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre las características fisicoquímicas de los dos tipos de suelo.*

La figura 4.1 muestra el porcentaje de humedad de los tratamientos en estudio. El porcentaje de humedad en el suelo al final del cultivo aumentó con la incorporación de la dosis de 8 % de biocarbón (BD2) en el suelo arenoso (Figura 4.1). La aplicación de la dosis de 8 % de biocarbón previamente fertilizado (BFD2) registró el mayor porcentaje de humedad ($14,2 \% \pm 0,89$) y diferencias significativas entre los tratamientos con la dosis de 4 % de biocarbón (BD1) y el tratamiento control (S+F) en el suelo arenoso. La aplicación de BFD2 incrementó el porcentaje de humedad del suelo franco arenoso sin diferenciarse significativamente del resto de los tratamientos.

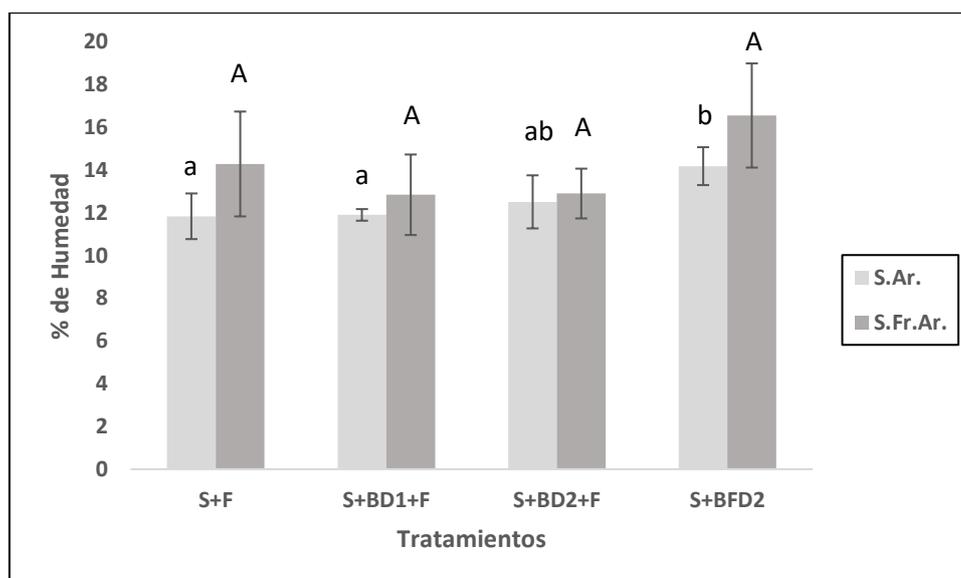


Figura 4.1. Porcentaje de humedad en los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar.) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar.) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar. y letras mayúsculas diferentes entre tratamientos del S.Fr.Ar.

En general en todos los tratamientos estudiados se observaron valores de pH básicos a moderadamente básicos (Tabla 4.3). Los pH de los tratamientos del suelo arenoso presentaron valores similares, con poca variación de $7,94 \pm 0,16$ para el tratamiento con la aplicación del BD2 a $8,18 \pm 0,07$ para el tratamiento con BFD2 (Tabla 4.3). En el suelo franco arenoso el rango de variación fue mayor desde $7,62 \pm 0,03$ en el tratamiento control a $8,06 \pm 0,05$ en el tratamiento con la aplicación del BFD2. La aplicación de biocarbón provocó un aumento del pH especialmente en el suelo franco arenoso (aproximadamente 0,3 décimas en promedio).

Tabla 4.3. Valores de pH de los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar.) y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar.).

Tratamientos	pH (H ₂ O)	
	S.Ar.	S.Fr.Ar.
S+F	7,97 (0,08)	7,62 (0,03)
S+BD1+F	8,02 (0,15)	7,80 (0,11)
S+BD2+F	7,94 (0,16)	8,01 (0,06)
S+BFD2	8,18 (0,07)	8,06 (0,05)

4.4.2. Efecto de la dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre el contenido de nutrientes de los dos tipos de suelo.

La Figura 4.2 muestra el P inorgánico disponible para los dos suelos y los diferentes tratamientos. La aplicación de biocarbón aumentó la disponibilidad de P en los dos tipos de suelo. Además, aumentar la dosis de biocarbón de BD1 (4 %) a BD2 (8 %) incrementó la capacidad de retención de P disponible en los dos tipos de suelo (14,1 % en el suelo arenoso y 9,8 % en el suelo franco arenoso). El efecto del biocarbón es más alto en el suelo arenoso en relación con la menor capacidad de este suelo para retener la solución nutritiva. En el caso de aplicar BDF2, el efecto es mayor en el suelo arenoso. La aplicación del BFD2 presentó concentraciones similares a la aplicación del BD1 en el suelo franco arenoso.

Estos resultados sugieren que el P estaría disponible para las plantas y que el biocarbón puede mantener durante más tiempo la disponibilidad de nutrientes para las plantas evitando su lixiviación.

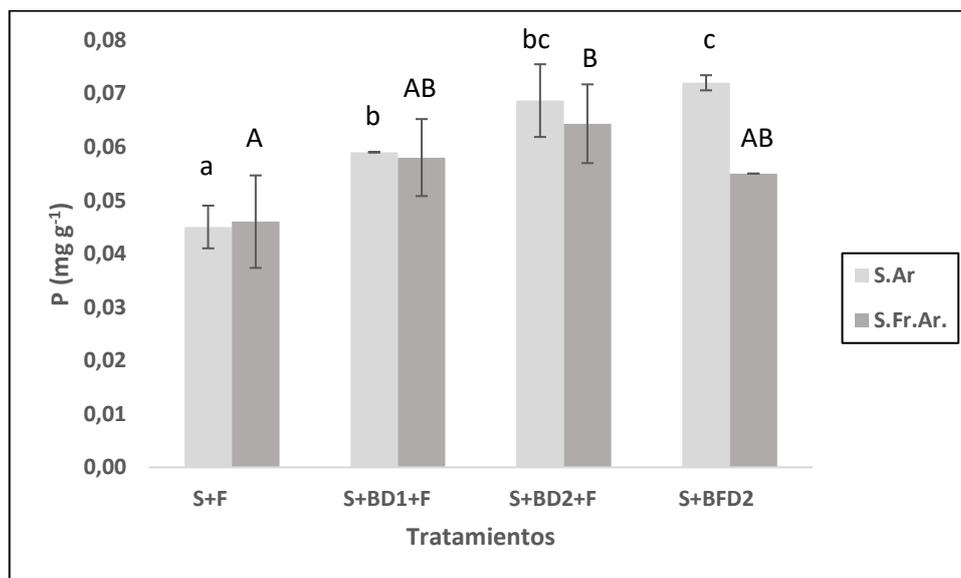


Figura 4.2. Fósforo inorgánico disponible (mg g^{-1}) en los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas entre tratamientos del S.Fr.Ar.

La Figura 4.3 muestra la disponibilidad de K de los dos suelos con los diferentes tratamientos. Los dos suelos estudiados presentan concentraciones de K diferentes $10,1 \text{ mg kg}^{-1} \pm 2,87$ en el suelo arenoso y $132 \text{ mg kg}^{-1} \pm 6,97$ en el suelo franco arenoso

relacionadas con el tipo de material parental sobre el que se han desarrollado estos suelos. La aplicación de biocarbón al suelo arenoso no mostró ningún efecto significativo en la disponibilidad de K. Sin embargo, la aplicación de BD2 y BFD2 aumentó significativamente la disponibilidad de K en 14,5 % y 22 % con relación a la aplicación del BD1 en el suelo franco arenoso (Figura 4.3).

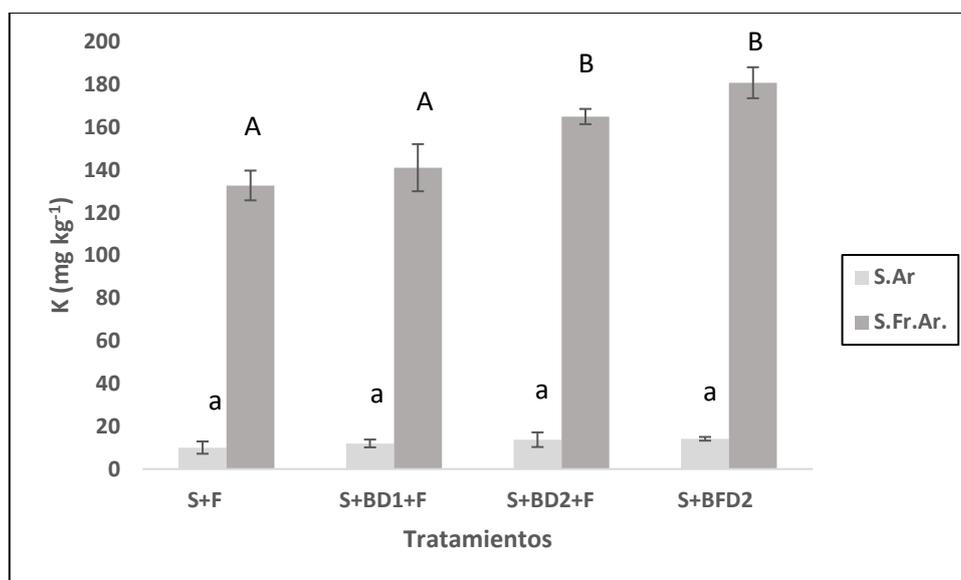


Figura 4.3. Disponibilidad de Potasio (mg kg^{-1}) en los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas entre tratamientos del S.Fr.Ar.

La aplicación de biocarbón aumentó el Ca disponible en los dos tipos de suelo, especialmente en el suelo franco arenoso, a excepción del tratamiento con la aplicación del BFD2 ($10,2 \text{ mg kg}^{-1} \pm 1,31$) que fue similar al tratamiento BD1 ($10,7 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,88$) (Figura 2.4). La aplicación del BD2 al suelo franco arenoso presentó mayor disponibilidad de Ca ($14,0 \text{ mg kg}^{-1} \pm 2,08$) y diferencia significativa entre todos los tratamientos. La aplicación de BD2 aumentó 23,3 % la disponibilidad de Ca con respecto a la aplicación de BD1 en el suelo franco arenoso. En el suelo arenoso la aplicación de BFD2 incrementó significativamente la disponibilidad de Ca en un 33 % con respecto al suelo control (Figura 4.4).

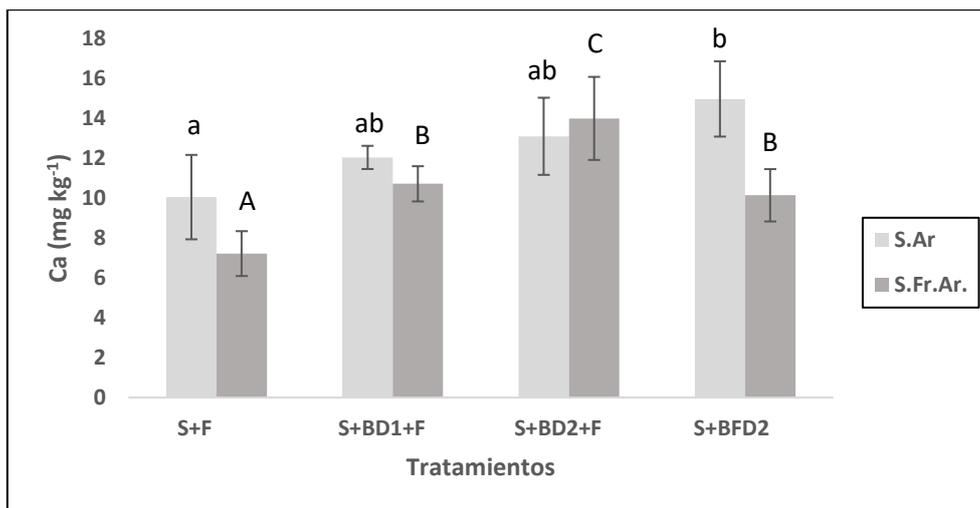


Figura 4.4. Disponibilidad de Calcio (mg kg^{-1}) en los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar.) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas entre tratamientos del S.Fr.Ar.

La aplicación de biocarbón no mostró ningún efecto sobre la disponibilidad del Mg en ningún tipo de suelo (Figura 4.5). La disponibilidad de Mg fue ligeramente mayor en los tratamientos del suelo arenoso con valores de $73,8 \text{ mg kg}^{-1} \pm 4,69$ en el tratamiento control a $86,4 \text{ mg kg}^{-1} \pm 6,07$ en el tratamiento con la aplicación del BD1. En el suelo franco arenoso de $59,9 \text{ mg kg}^{-1} \pm 7,11$ con la aplicación de BD1 a $67,7 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,83$ con la aplicación del BFD2. Los tratamientos de los dos tipos de suelo no presentaron diferencias significativas en la disponibilidad de Mg.

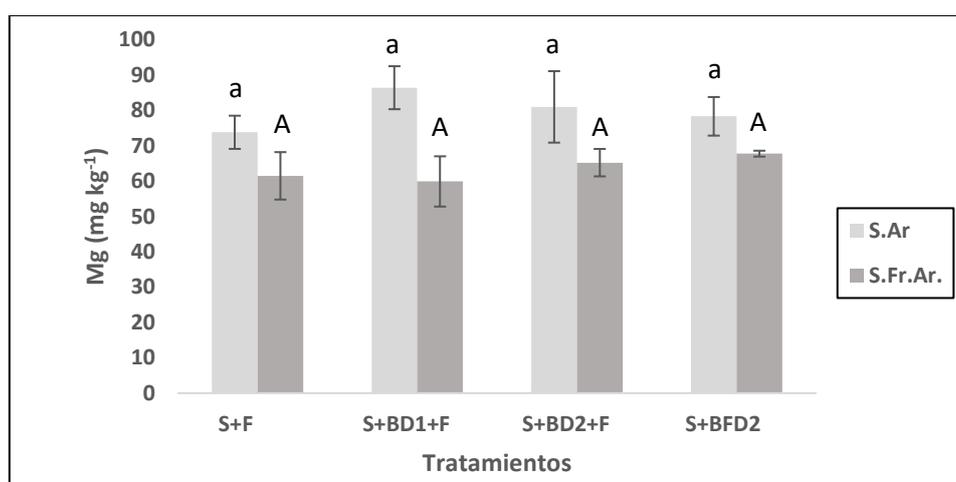


Figura 4.5. Disponibilidad de Magnesio (mg kg^{-1}) en los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar.) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar. y letras mayúsculas entre tratamientos del S.Fr.Ar.

La biodisponibilidad de Zn varió en función al tipo de suelo estudiado con valores de $0,68 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,13$ en el suelo arenoso y $1,26 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,08$ en el suelo franco arenoso (Figura 4.6). La aplicación del BD2 aumentó ligeramente la biodisponibilidad de Zn en los dos tipos de suelo, sin embargo, no se observaron diferencias significativas con el tratamiento control. En el suelo franco arenoso la aplicación del BD1 ($1,24 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,05$) y el BFD2 ($1,15 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,05$) mostraron valores similares de Zn al suelo control ($1,26 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,08$). Estos resultados sugieren que la aplicación de estas dosis de biocarbón no tuvieron ningún efecto sobre la biodisponibilidad de Zn en los dos tipos de suelo.

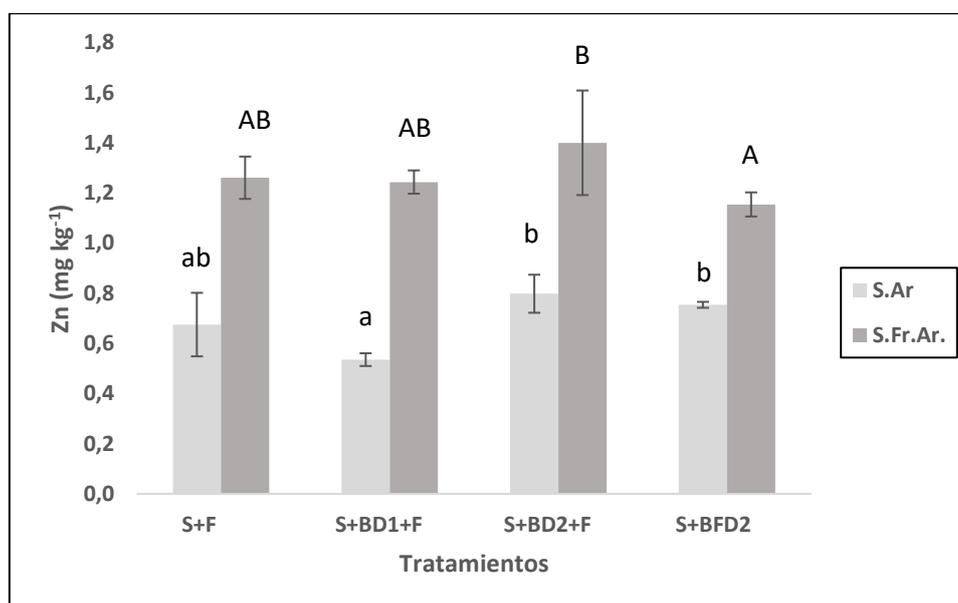


Figura 4.6. Disponibilidad de Zinc (mg kg^{-1}) en los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas entre tratamientos del S.Fr.Ar.

La aplicación de biocarbón en el suelo arenoso únicamente mostró diferencias significativas entre la dosis 1 y dosis 2 (Figura 4.7). Al aumentar la dosis de aplicación de BD1 ($2,04 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,10$) a BD2 ($2,54 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,08$) en el suelo arenoso se observó un incremento del 20 % en la biodisponibilidad de Mn (Figura 4.7). En el suelo franco arenoso la aplicación de biocarbón disminuyó significativamente la biodisponibilidad de Mn. Esta disminución varió de 29, 2 % con la aplicación del BD1, 22,7 % con la aplicación de BD2 y 36,8 % con la aplicación del BFD2 con respecto al control.

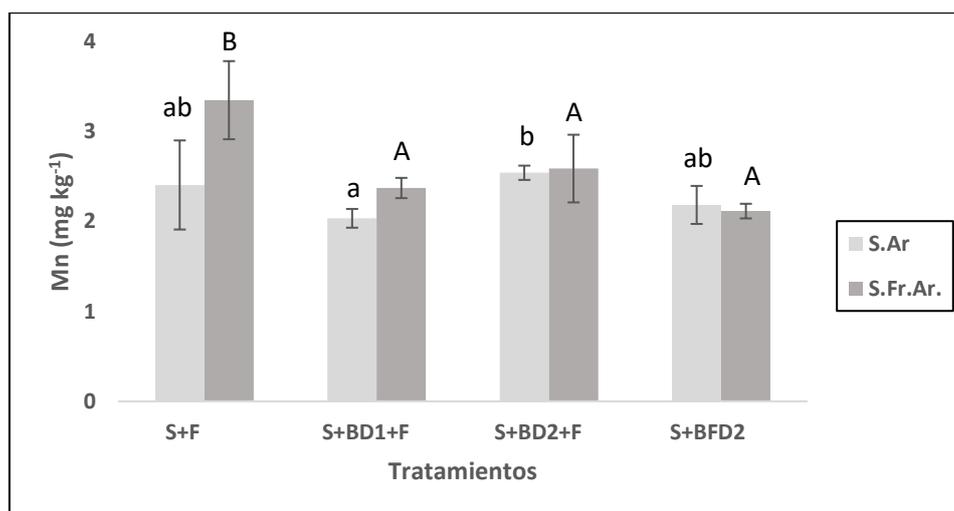


Figura 4.7. Disponibilidad de Manganeso (mg kg^{-1}) en los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas entre tratamientos del S.Fr.Ar.

La Figura 4.8 indica la biodisponibilidad de Cu en los dos tipos de suelo de acuerdo con los diferentes tratamientos estudiados. La aplicación del BD2 incrementó la biodisponibilidad de Cu en los dos suelos, principalmente en el suelo franco arenoso en donde se observó diferencias significativas con respecto al resto de los tratamientos (Figura 4.8). El tratamiento con la aplicación del BD2 ($2,83 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,35$) incrementó significativamente la biodisponibilidad de Cu con relación al control ($2,37 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,22$) en el suelo franco arenoso. En el suelo arenoso la aplicación del BD2 ($2,94 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,46$) y BFD2 ($2,70 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,34$) mostraron valores similares al suelo control ($2,78 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,55$) sin presentar diferencias significativas entre estos tratamientos. La aplicación del BD1 disminuyó significativamente la biodisponibilidad de Cu en 30,2 % con respecto al suelo control en el suelo arenoso.

La biodisponibilidad de Fe en los tratamientos de los dos tipos de suelo se muestra en la Figura 4.9. El Fe biodisponible varió de acuerdo con el tipo de suelo, llegando a concentraciones más altas en el suelo franco arenoso ($1,52 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,18$) respecto al suelo arenoso ($0,74 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,10$). La aplicación de la dosis de BD2 ($0,80 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,04$) y BFD2 ($0,79 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,10$) presentaron valores de Fe similares al control ($0,74 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,10$) en el suelo arenoso (Figura 4.9). La variación de aplicación de BD1 a BD2 mostró un incremento significativo en la biodisponibilidad de Fe (19 %) en el suelo arenoso. La aplicación de biocarbón disminuyó el Fe biodisponible en el suelo franco arenoso, esta disminución fue significativamente mayor al aplicar el BD1 ($1,26 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,10$) con

respecto al Fe biodisponible del control ($1,52 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,18$). Las concentraciones de P inorgánico y de los nutrientes descritos en este apartado no presentaron limitaciones de acuerdo con lo informado por (Brady y Weil 2016).

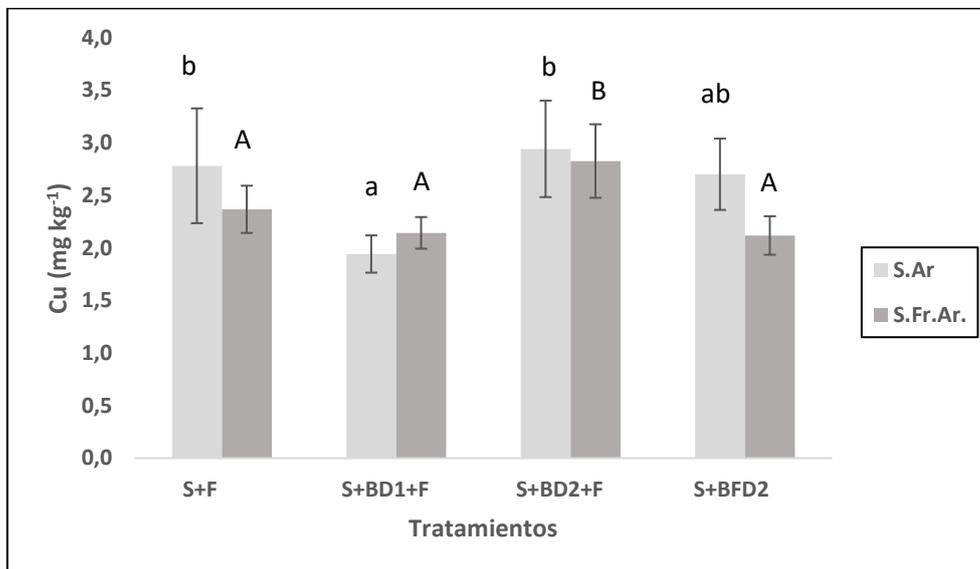


Figura 4.8. Disponibilidad de Cobre (mg kg^{-1}) en los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas entre tratamientos del suelo S.Fr.Ar.

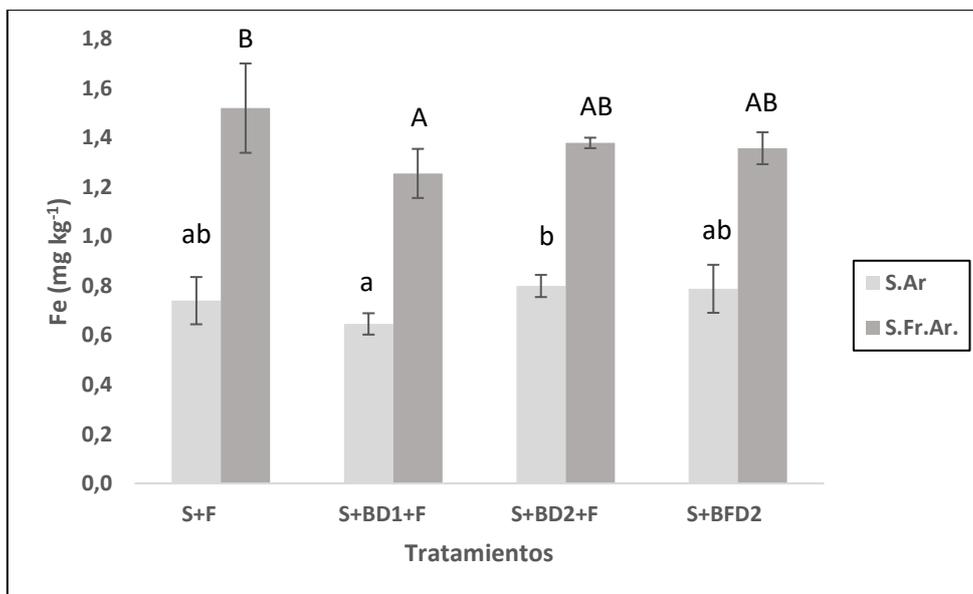


Figura 4.9. Disponibilidad de Hierro (mg kg^{-1}) en los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas entre tratamientos del suelo S.Fr.Ar.

4.4.3. Efecto de la dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre el crecimiento y funcionamiento del cultivo de tomate en los dos tipos de suelo.

Las figuras 4.10a y 4.10b indican la altura y número de frutos de las plantas de tomate. La aplicación de las dosis de biocarbón los dos tipos de suelo de este trabajo no mostraron diferencias significativas en la altura ni en el número de frutos por planta, lo que indicaría que el tipo de biocarbón y estos tratamientos no tuvieron ningún efecto (Figura 4.10). Sin embargo, el cultivo se desarrolló de forma correcta durante el tiempo que duró el ensayo.

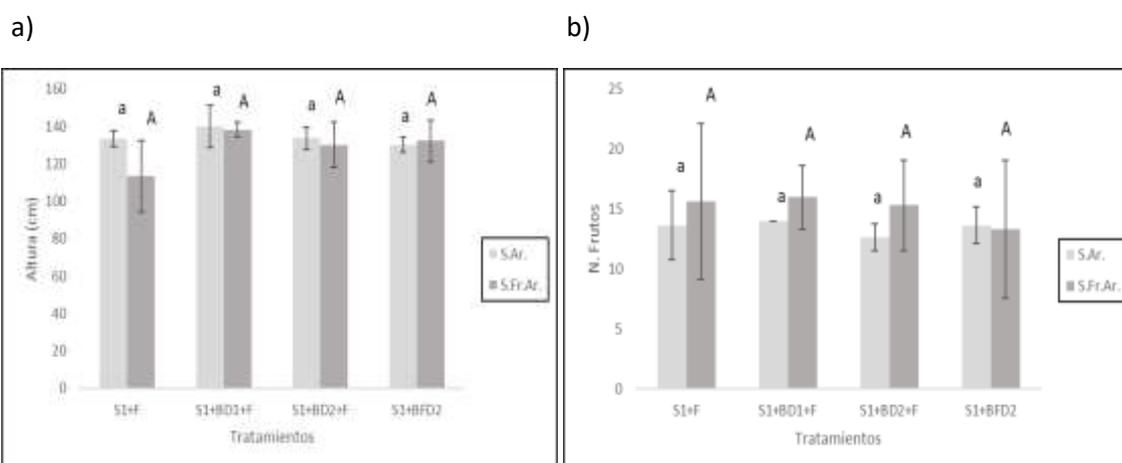


Figura 4.10. a) Altura en (cm) y b) número de frutos de las plantas de tomate al del experimento (75 días) de los dos tipos de suelo analizados y los diferentes tratamientos aplicados. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas entre tratamientos del suelo S.Fr.Ar.

Los valores de SPAD de las plantas de tomate de los diferentes tratamientos se muestran en la Figura 4.11. El contenido de clorofila en los dos tipos de suelo varió de $41,5 \pm 3,90$ con la aplicación del BD a $43,0 \pm 4,36$ con la aplicación del BFD2 en suelos arenosos. En el suelo franco arenoso de $47,8 \pm 2,16$ con la aplicación de BFD2 a $51,3 \pm 3,49$ en el control. Estos tratamientos no mostraron diferencias significativas en ningún tipo de suelo.

La Figura 4.12 indica el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de las plantas de tomate de los tratamientos estudiados. El valor de NDVI fue significativamente mayor con la aplicación del BD1 ($0,56 \pm 0,04$) en el suelo arenoso (Figura 4.12). La aplicación del BD2 ($0,45 \pm 0,02$) y el BFD2 ($0,46 \pm 0,04$) mostraron

valores similares de NDVI al control ($0,50 \pm 0,03$) en el suelo arenoso. El NDVI de los tratamientos del suelo franco arenoso presentaron valores más bajos de $0,26 \pm 0,17$ en el control a $0,38 \pm 0,06$ con la aplicación del BD1 sin presentar diferencias significativas entre tratamientos.

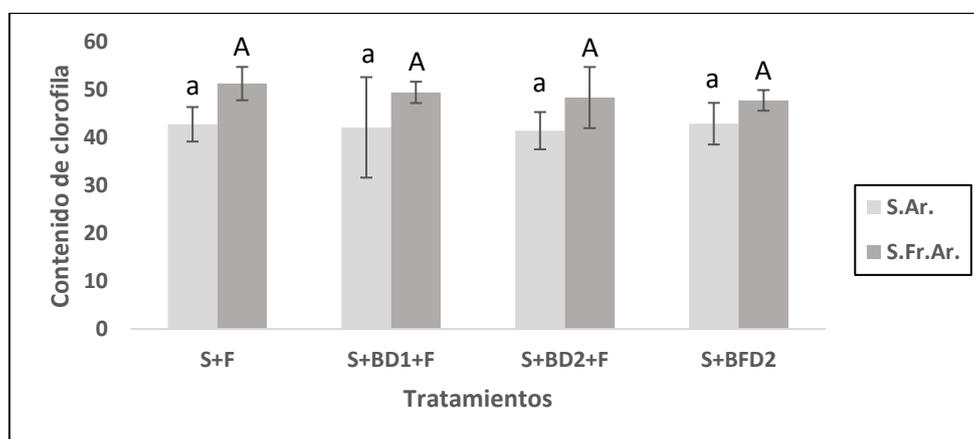


Figura 4.11. Contenido de clorofila de las plantas de tomate de los diferentes tratamientos, medidas a los 36 días después del trasplante. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas entre tratamientos del suelo S.Fr.Ar.

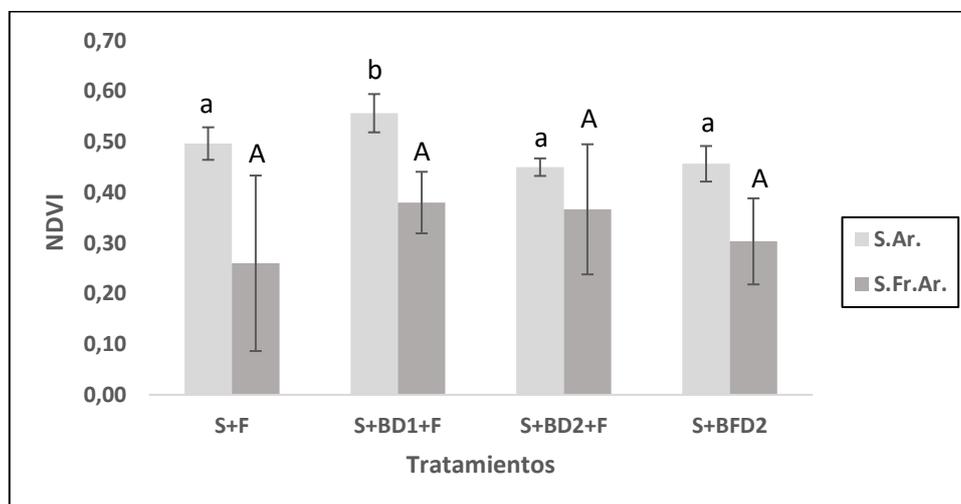


Figura 4.12. Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de las plantas de tomate de los diferentes tratamientos, registradas a los 20 días del trasplante. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas entre tratamientos del suelo S.Fr.Ar.

Las características que presenta el biocarbón como: porosidad, área de superficie específica, capacidad de adsorción de nutrientes, compuestos orgánicos, capacidad de retención de agua, relación C/N entre otras. Permiten que el biocarbón pueda influir

positivamente sobre la diversidad y presencia de microorganismos en el suelo, actuando de manera sinérgica para un mejor aprovechamiento de sus propiedades.

En el siguiente apartado se presentan los resultados del efecto de la aplicación de *Trichoderma* T34 biocontrol (T34), dosis de 8 % de biocarbón (BD2) y la combinación de *Trichoderma* + la dosis de 8 % de biocarbón (T34 + BD2) sobre el sistema suelo-planta y principalmente sobre las poblaciones de *Trichoderma* T34 en los dos tipos de suelo estudiados.

4.4.4. Efectos de la aplicación de biocarbón, *Trichoderma* T34, y su combinación sobre las características fisicoquímicas de los dos tipos de suelo.

La figura 4.13 muestra el porcentaje de humedad de los tratamientos estudiados. La aplicación combinada de (T34+BD2) incrementó el porcentaje de humedad en los dos tipos de suelo. El suelo arenoso y el suelo franco arenoso presentaron un incremento significativo del porcentaje de humedad del 30,5 % y 26,4 % respectivamente al aplicar la combinación de T34 + BD2 con respecto a la aplicación de T34 (Figura. 4.13). Por otro lado, la aplicación de T34 (11,0 % ± 0,08); (11,3 % ± 0,25) disminuyó ligeramente el porcentaje de humedad con respecto al control (11,8 % ± 1,07); (14,3 % ± 2,46) y a la aplicación de BD2 (12,5 % ± 1,24); (12,9 % ± 1,17) en el suelo arenoso y suelo franco arenoso respectivamente. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre estos tres tratamientos en ningún tipo de suelo.

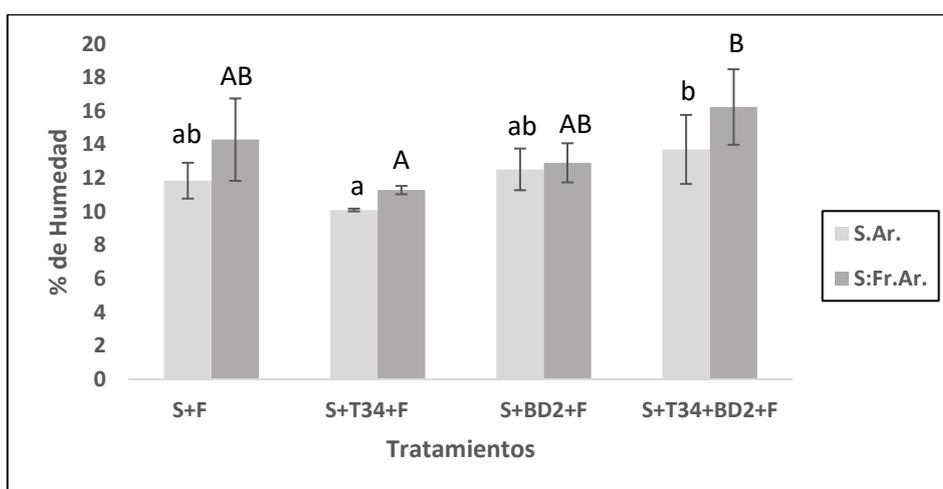


Figura. 4.13. Porcentaje de humedad de los diferentes tratamientos en los dos tipos de suelo. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S:Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas diferentes entre tratamientos del S:Fr.Ar.

4.4.5. *Efectos de la aplicación de biocarbón, Trichoderma T34, y su combinación sobre la disponibilidad de nutrientes de los dos tipos de suelo.*

En la figura 4.14 se muestran la disponibilidad de nutrientes de los diferentes tratamientos en los dos tipos de suelo estudiados. La aplicación de BD2 ($0,07 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,01$) y la combinación de T34 + BD2 ($0,06 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,01$) presentaron disponibilidad de P inorgánico-similares y significativamente diferentes con el resto de los tratamientos en el suelo arenoso. La aplicación de BD2 y BD2 + T34 incrementaron significativamente la disponibilidad de P en 41 % y 34 % respectivamente con relación a la aplicación de T34 en el suelo arenoso. La aplicación de estos tratamientos no presentó diferencias significativas en la disponibilidad de P en el suelo franco arenoso (Figura. 4.14a).

La disponibilidad de K fue variable dependiendo de las condiciones de cada suelo. La aplicación de T34, BD2 y la combinación de T34 + BD2 no presentaron ningún efecto en la disponibilidad de K en el suelo arenoso (Figura 4.14b). Los tratamientos con la aplicación de BD2 y la combinación de T34 + BD2 aumentaron significativamente la disponibilidad de K en un 25,1 % y 23,1 % respectivamente con respecto a la aplicación de T34 en el suelo franco arenoso. La disponibilidad de K disminuyó ligeramente al aplicar T34 con relación al control en el suelo franco arenoso, sin embargo, su diferencia no fue significativa.

La Figura 4.14c indica la disponibilidad de Ca de los tratamientos en los dos tipos de suelo. La aplicación de estos tratamientos se notó en mayor medida en el suelo arenoso. La disponibilidad de Ca fue aumentando conforme se aplicó T34 ($11,1 \text{ mg g}^{-1} \pm 1,07$), BD2 ($13,1 \text{ mg g}^{-1} \pm 1,94$) y la combinación de T34 + BD2 ($13,5 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,32$), sin embargo, no se presentaron diferencias significativas entre estos tratamientos en el suelo arenoso (Figura 4.14c). El tratamiento T34 + BD2 mostró un incremento significativo del 25,5 % en la disponibilidad de Ca sobre el control en el suelo arenoso. La aplicación de BD2 incrementó significativamente ($14,0 \text{ mg g}^{-1} \pm 2,08$) la disponibilidad de Ca con respecto al control ($7,23 \text{ mg g}^{-1} \pm 1,13$) y al tratamiento combinado de T34 + BD2 ($7,41 \text{ mg g}^{-1} \pm 4,98$) en el suelo franco arenoso. La aplicación combinada de T34 + BD2 presentó un contenido de Ca similar a los tratamientos con T34 y control en el suelo franco arenoso.

La biodisponibilidad de Zn en el suelo arenoso varío de $0,62 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,19$ en el tratamiento con la aplicación combinada de T34 + BD2 y $0,81 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,12$ en el tratamiento con T34, sin presentar diferencias significativas entre ningún tratamiento (Figura 4.14d). El tratamiento con la aplicación de T34 ($1,79 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,05$) mostró mayor

biodisponibilidad de Zn y diferencias significativas con el resto de los tratamientos en el suelo franco arenoso. La aplicación de BD2 ($1,40 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,21$) y la combinación de T34 + BD2 ($1,40 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,13$) mostraron valores similares y una disminución del 21,8 % de biodisponibilidad de Zn con respecto al tratamiento con la aplicación de T34 en el suelo franco arenoso. La aplicación de BD2 y la combinación de T34 + BD2 presentaron concentraciones similares de Zn al tratamiento control ($1,26 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,08$) en el suelo franco arenoso.

La Figura 4.14e muestra la biodisponibilidad de Mn en los tratamientos de los dos tipos de suelo. El tratamiento con la aplicación de T34 ($4,78 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,51$) mostró mayor biodisponibilidad de Mn y diferencias significativas con el resto de los tratamientos en el suelo franco arenoso. La aplicación del DB2 y la combinación de T34 + BD2 disminuyeron significativamente la biodisponibilidad de Mn en 45,8 % y 24,8 % respectivamente en relación con la aplicación de T34 (Figura 4.14e). La aplicación de BD2 ($2,59 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,38$) y la combinación de T34 + BD2 ($3,59 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,85$) presentaron concentraciones de Mn similares al control ($3,35 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,43$) sin presentar diferencias significativas en el suelo franco arenoso. De igual manera la biodisponibilidad de Mn en los tratamientos del suelo arenoso no presentó diferencias significativas ni mucha variabilidad entre tratamiento de $2,41 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,50$ en el suelo control a $2,96 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,40$ en el tratamiento con la aplicación de T34.

La aplicación de T34 y BD2 incrementaron ligeramente la biodisponibilidad de Cu con respecto al control, sin embargo, a pesar de este incremento no se observaron diferencias significativas sobre la biodisponibilidad de Cu entre ningún tratamiento en el suelo arenoso (Figura 4.14f). En el suelo franco arenoso la aplicación de T34 incrementó significativamente la biodisponibilidad de Cu ($3,40 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,23$) con respecto al control ($2,37 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,22$). La aplicación de BD2 y la combinación de T34 + BD2 disminuyeron el Cu biodisponible en relación con la aplicación de T34, sin presentar diferencias significativas entre estos tres tratamientos.

Los tratamientos estudiados no presentaron diferencias significativas en la disponibilidad de Mg y Fe en ningún tipo de suelo estudiado.

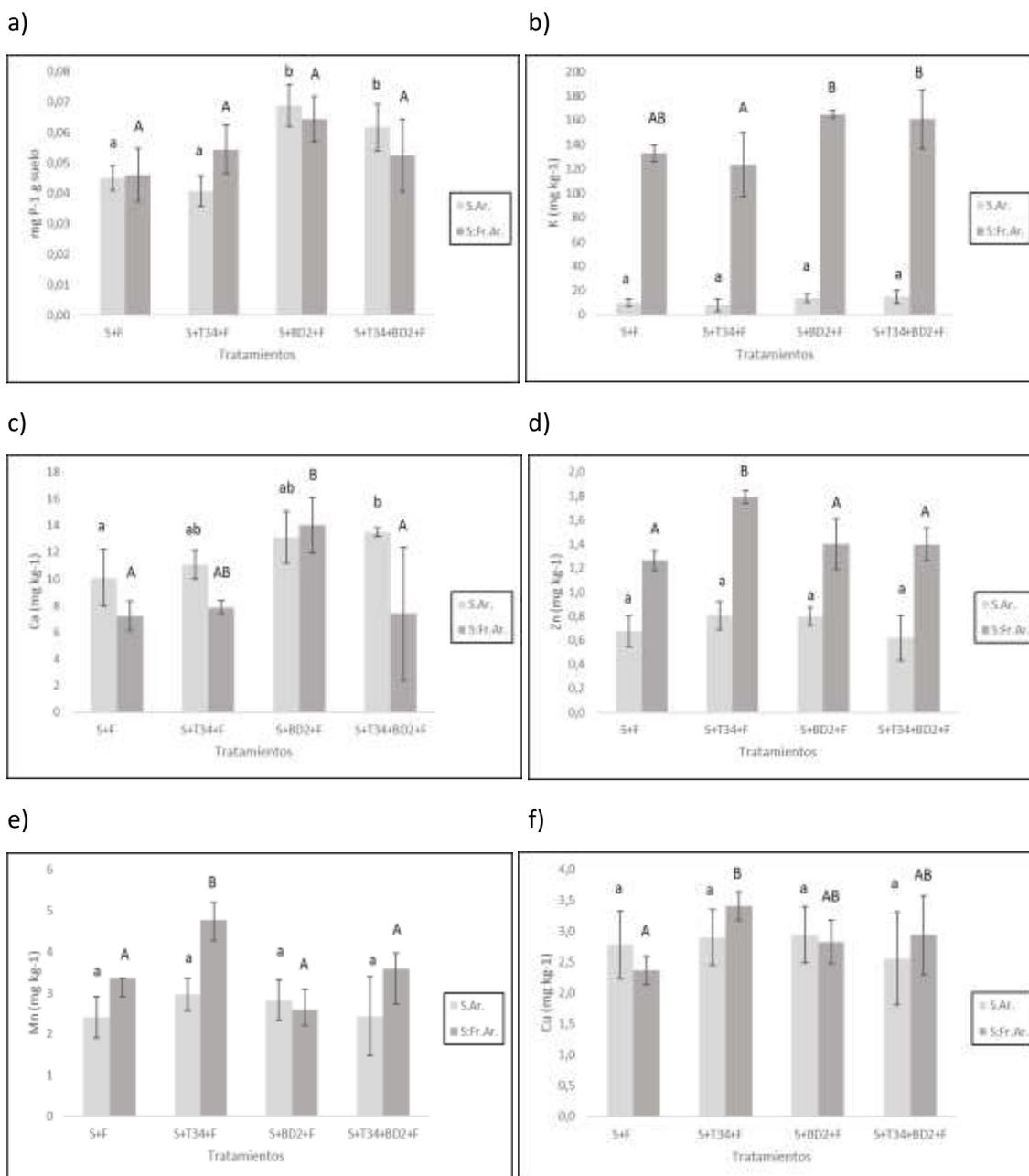


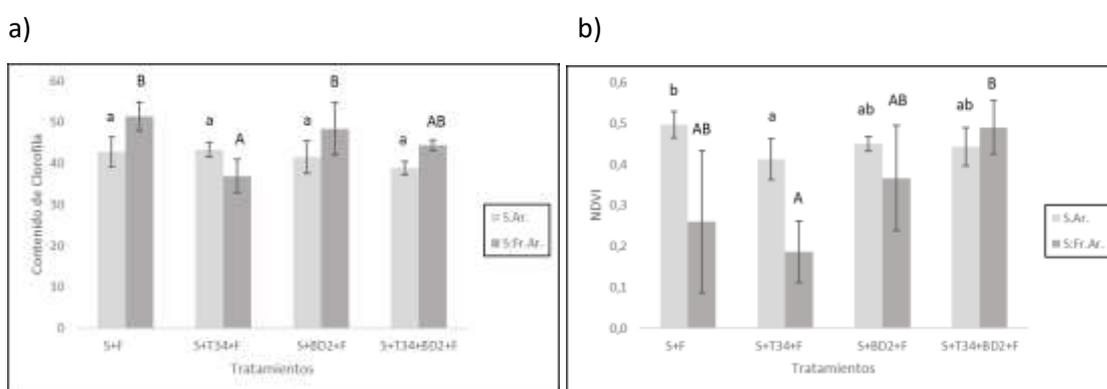
Figura 4.14. Indica la disponibilidad de nutrientes fósforo (mg g^{-1}), potasio, calcio, zinc, manganeso y cobre (mg kg^{-1}) de los tratamientos de los dos tipos de suelo respectivamente. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas diferentes entre tratamientos del S.Fr.Ar.

4.4.6. Efectos del biocarbón, *Trichoderma* T34, y su combinación sobre el crecimiento y funcionamiento del cultivo de tomate en los dos tipos de suelo.

Las figuras 4.15a y 4.15b indican los contenidos de clorofila y el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de los tratamientos estudiados. Los tratamientos con la aplicación de T34 y BD2 mostraron comportamientos diferentes en el contenido de clorofilas con respecto al control en el suelo franco arenoso (Figura 4.15a). El tratamiento

con la aplicación de T34 ($36,9 \pm 4,05$) mostró el contenido más bajo de clorofila y diferencias significativas con el control ($51,3 \pm 3,49$) y la aplicación de BD2 ($48,4 \pm 6,40$) en el suelo franco arenoso. La aplicación de BD2 aumentó significativamente el contenido de clorofila en 23,8 % con respecto a T34 en el suelo franco arenoso (Figura 4.15a). El contenido de clorofila del tratamiento con la aplicación de BD2 ($48,4 \pm 6,40$) mostró valores similares al control ($51,3 \pm 3,49$) y la combinación T34 + BD2 ($44,4 \pm 1,19$) en el suelo franco arenoso. Los tratamientos del suelo arenoso no presentaron diferencias significativas en el contenido de clorofilas y su valor fue de $38,9 \pm 1,61$ en el tratamiento T34 + BD2 a $43,3 \pm 1,75$ en el tratamiento T34.

La Figura 4.15b indica el valor del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI). El tratamiento con la aplicación de T34 ($0,41 \pm 0,05$) disminuyó significativamente el valor del NDVI con respecto al control ($0,50 \pm 0,03$) en el suelo arenoso. La aplicación de BD2 al igual que la combinación de T34 + BD2 mostraron valores de índice de vegetación normalizada similares al control en el suelo arenoso (Figura 4.15b). La aplicación de BD2 ($0,37 \pm 0,13$) y la combinación de T34 + BD2 ($0,49 \pm 0,07$) incrementaron ligeramente el NDVI con respecto al control ($0,26 \pm 0,17$) en el suelo franco arenoso, aunque no se observó diferencias significativas entre estos tratamientos. La aplicación de T34 disminuyó ligeramente el NDVI con respecto al control en el suelo franco arenoso. El tratamiento con la aplicación combinada de T34 + BD2 incrementó significativamente en 61,9 % el NDVI con relación al tratamiento con la aplicación de T34 en el suelo franco arenoso.



La Figura 4.15. a) Muestra el contenido de clorofila y b) el Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de las plantas de los diferentes tratamientos de los dos tipos de suelo. Suelo arenoso (S.Ar) de color gris claro y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar) color gris intenso. Letras minúsculas diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos del S.Ar y letras mayúsculas diferentes entre tratamientos del S.Fr.Ar.

Los tratamientos estudiados no presentaron diferencias significativas en la altura y el número de frutos de plantas de tomate en los dos tipos de suelo.

4.4.7. Impacto de la aplicación de biocarbón sobre la población de *Trichoderma* T34.

La tabla 4.4 Indica el aumento en la población de *Trichoderma* T34 de los diferentes tratamientos en los dos tipos de suelo. En la columna correspondiente al muestreo 0 el S.Ar (5,81 UFC x 10²) presentó la mayor densidad de *Trichoderma* T34 en comparación con el S.Fr.Ar (3,68 UFC x 10²). El biocarbón utilizado en este estudio presentó una densidad de *Trichoderma* de (3,1 UFC x 10¹).

En el muestreo 1 se puede anticipar un mayor efecto sobre el aumento de la población de *Trichoderma* con la aplicación de T34 en el suelo arenoso (1,57 UFC x 10⁴) en relación con el suelo franco arenoso (0,58 UFC x 10⁴). Mientras que, la aplicación combinada de BD2 + T34 incrementó la población de *Trichoderma* en (1,43 UFC x 10⁴) en el suelo arenoso y (1,99 UFC x 10⁴) en el suelo franco arenoso. La inoculación de T34 sobre el biocarbón aumentó la población de *Trichoderma* en 532 veces.

Al finalizar la investigación, aproximadamente a los 105 días, el muestreo 2 refleja que la aplicación de T34, así como la combinación de BD2 + T34 aumentaron 33 y 125 veces más las poblaciones de *Trichoderma* en comparación con el muestreo 0 en el suelo arenoso. En el suelo franco arenoso la población de *Trichoderma* aumentó 58 veces al aplicar T34 y 36 veces con la aplicación combinada de BD2 + T34.

Tabla 4.4. Cuantificación de Unidades formadoras de colonias (UFC) de *Trichoderma* por ml de suelo o biocarbón en peso seco (PS) de los tratamientos en estudio. Suelo arenoso (S.Ar.), *Trichoderma* (T34), doble dosis de biocarbón (BD2) y suelo franco arenoso (S.Fr.Ar).

Muestra	Muestreo 0	Muestreo 1	Muestreo 2
	UFC ml ⁻¹ suelo o Biocarbón en PS	UFC ml ⁻¹ suelo o Biocarbón en PS	UFC ml ⁻¹ suelo o Biocarbón en PS
S. Ar.	5,81 x10 ²		
S. Ar + T34		1,57 x 10 ⁴	1,94 x 10 ⁴
S. Ar. + BD2 + T34		1,43 x 10 ⁴	7,25 x 10 ⁴
S. Fr. Ar.	3,68 x 10 ²		
S. Fr. Ar. + T34		0,58 x 10 ⁴	2,13 x 10 ⁴
S. Fr. Ar. + BD2 + T34		1,99 x 10 ⁴	1,32 x 10 ⁴
Biocarbón	3,1 x 10 ¹		
Biocarbón + T34		1,65 x 10 ⁴	

4.5. Discusión.

4.5.1. Valoración de las dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre la humedad y pH de los dos tipos de suelo.

En nuestro trabajo se observó que la aplicación de la dosis de 8 % de biocarbón previamente fertilizado aumentó el porcentaje de humedad especialmente en el suelo arenoso. Según Ojeda et al. (2011), la aplicación de enmiendas orgánicas influye directamente sobre las características físico químicas del suelo, entre ellas la humedad. La aplicación de biocarbón presentó un impacto positivo sobre la capacidad de retención de agua, aumentando la disponibilidad de agua en suelos de características arenosas (Laghari et al. 2016). La aplicación de dosis altas de biocarbón permitiría una mayor eficiencia del biocarbón sobre el tiempo de retención de agua de los suelos (Ojeda et al. 2015). Estos datos son confirmados por Laghari et al. (2015), quienes observaron que al aplicar cuatro dosis de biocarbón de aserrín de pino (0, 15, 22 y 45 t ha⁻¹) a dos suelos de textura arenosa, la dosis de 45 t ha⁻¹ registró un aumento del 47 % y 100 % del contenido de humedad respectivamente con relación al tratamiento sin biocarbón. El mayor porcentaje de humedad registrado en suelos arenosos, estaría relacionado con el efecto de las partículas finas del biocarbón al ocupar los espacios porosos de este tipo de suelos (Laghari et al. 2015).

En nuestro estudio la aplicación de biocarbón aumentó el pH especialmente en el suelo franco arenoso. La aplicación de dosis relativamente altas de biocarbón, material de naturaleza alcalina, modificaría el pH, pero la magnitud de cambio dependerá del pH original del suelo. Biederman et al. (2013), encontraron que la aplicación de biocarbón produjo basificación del suelo, lo que se relacionaría positivamente con la absorción de K en los cultivos. Mohawesh et al. (2021), informan de un incremento significativo de los valores del pH de un suelo con características arenosas ($7,7 \pm 0,05$; $7,8 \pm 0,03$; $7,9 \pm 0,07$; $8,0 \pm 0,03$ y $8,1 \pm 0,04$) a medida que se aumentó la dosis de biocarbón procedente de podas de olivo (0, 8, 16, 30 y 40 t ha⁻¹) respectivamente. En el mismo sentido Chan et al. (2007a) y Novak et al. (2009), informan que la aplicación de biocarbón al suelo genera cambios químicos que modifican el pH.

4.5.2. *Efecto de las dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre el contenido de nutrientes de los dos tipos de suelo.*

De manera general se observó que la aplicación de las dos dosis de biocarbón de biomasa de jardinería (4 % y 8 %) y la dosis de 8 % de biocarbón previamente fertilizado utilizados en esta investigación, aumentaron los contenidos de los nutrientes estudiados, en función del tipo de nutriente, tipo de suelo y tratamiento de estudio.

La aplicación de biocarbón incrementó la disponibilidad de P en los dos tipos de suelo y duplicar la dosis de biocarbón mostró un mayor impacto en la disponibilidad de P. Los resultados sugieren que con dosis altas de biocarbón habría mayor biodisponibilidad de este macronutriente para las plantas. Además, el biocarbón fertilizado fue el tratamiento con mayor disponibilidad de P disponible. Nuestros resultados concuerdan con lo descrito por Younis et al. (2014), al mencionar que el biocarbón tiene la capacidad de adsorber y mejorar la absorción de nutrientes para las plantas. Xu et al. (2014), compararon la disponibilidad de P en suelos alcalinos y ácidos mediante la aplicación de 4 dosis de biocarbón, encontrando que a mayor dosis de aplicación de biocarbón mayor disponibilidad de P, como en nuestro trabajo. Sin embargo, en los suelos ácidos la disponibilidad de P se relacionó con el del contenido de P del biocarbón.

La disponibilidad de K se vio afectada por las condiciones de cada tipo de suelo, la aplicación de biocarbón mostró un ligero incremento en la disponibilidad de K al aplicar la dosis de 8 % de biocarbón (sin fertilizar y previamente fertilizado) en el suelo franco arenoso. El Ca disponible fue mayor al aplicar la dosis de 8 % de biocarbón previamente fertilizado al suelo arenoso. En el suelo franco arenoso la aplicación de biocarbón incrementó significativamente la disponibilidad de Ca. Se observó un aumento significativo en la disponibilidad de Ca conforme se incrementó la dosis de aplicación de biocarbón. La aplicación del 8 % de biocarbón previamente fertilizado mostró valores similares a la aplicación de la dosis de 4 % de biocarbón en el suelo franco arenoso. No se registró ningún efecto de la aplicación de biocarbón sobre la biodisponibilidad de Mg en los suelos estudiados. La aplicación de la dosis de 8 % de biocarbón mostró un ligero incremento en la biodisponibilidad de Zn en los dos suelos, aunque no se registraron diferencias significativas con el control. El Mn biodisponible disminuyó significativamente con la aplicación de biocarbón en el suelo franco arenoso. La aplicación de la dosis de 8 % de biocarbón aumentó ligeramente el Mn biodisponible en el suelo arenoso. La aplicación de la dosis de 4 % de biocarbón disminuyó significativamente la biodisponibilidad de Cu en el suelo arenoso y la aplicación de la

dosis de 8 % de biocarbón aumentó significativamente el Cu biodisponible en el suelo franco arenoso.

La disponibilidad de P ($0,64 \text{ mg kg}^{-1}$), K (711 mg kg^{-1}), Na (1145 mg kg^{-1}), Ca (5880 mg kg^{-1}) y Mg (1010 mg kg^{-1}) del biocarbón de *Lantana camara* producido a $300 \text{ }^\circ\text{C}$ ha sido reportada por Masto et al. (2013), Zheng et al. (2013), Mukherjee y Zimmerman (2013). La aplicación de biocarbón de aserrín de pino en dosis de 45 t ha^{-1} en suelos arenosos aumentó en el contenido total de K, P y Ca entre 37 % a 42 %, 68 % a 70 % y 69 % a 75 % respectivamente comparado con el suelo sin biocarbón, sin embargo la aplicación de dosis más altas redujeron los contenidos totales de Cu, Fe y Mn (Laghari et al. 2015). La aplicación de biocarbón a partir de paja de trigo en suelos ácidos con poca fertilidad incrementó la disponibilidad de P y K (Zhang et al. 2017). Por el contrario Gunes et al. (2014), encontraron que la aplicación de biocarbón a suelos alcalinos disminuyó la biodisponibilidad de Fe, Zn, Cu y Mn. Por otro lado, la aplicación de biocarbón no influyó significativamente sobre la fertilidad de suelos franco limosos, franco arenosos y franco arcillosos (Kloss et al. 2014). El análisis del uso de biocarbón en 25 países ($n = 45$) muestra que el 50 % de las investigaciones realizadas presentaron un efecto positivo sobre la productividad de cultivos, el 30 % no indican cambios significativos y el 20 % registraron efectos negativos en la productividad de cultivos (Spokas et al. 2012). La capacidad de retención de nutrientes de los biocarbones se relaciona con las propiedades como pH, CIC, área de superficie y porosidad (Chan et al. 2007b y Yuan et al. 2011).

Los biocarbones a partir de *Acacia saligna* y aserrines producidos a $380 \text{ }^\circ\text{C}$ y $450 \text{ }^\circ\text{C}$ mostraron un efecto fertilizador en el estudio realizado Lin et al. (2012), debido al contenido de sustancias húmicas (18 %) y fúlvicas (16 %) respectivamente encontradas en su composición. La aplicación de biocarbón combinado con fertilización inorgánica al suelo incrementó en un 15 % la producción de cultivos en comparación con la aplicación de biocarbón solo (Ye et al. 2020). La aplicación de biocarbón a partir de arbusto forestal mezclado con orina de vaca incrementó el rendimiento del cultivo de calabaza en comparación con la aplicación de estas dos enmiendas por separado (Schmidt et al. 2015). La fertilización de biocarbones, procedentes de distintos tipos de biomasa como tallos de maíz, garbanzo negro y agujas de pino, con una solución nutritiva N-P-K (a base de urea, fosfato diamónico y muriato de potasa) produjo la liberación lenta de nutrientes como NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} y K_2O . Además, la disponibilidad de estos nutrientes influyó positivamente sobre los rendimientos de los cultivos de maíz y garbanzo (Das et al. 2023). Estos resultados justificarían que la fertilización del biocarbón con fuentes

orgánicas incrementaría la capacidad de absorción y disponibilidad de nutrientes, mejorando así las características del biocarbón y por ende la nutrición y rendimiento de los cultivos.

4.5.3. Efecto de las dosis de aplicación y la fertilización previa del biocarbón sobre el crecimiento y fisiología del cultivo de tomate en dos tipos de suelo.

En nuestro estudio no se observaron diferencias significativas sobre el crecimiento, número de tomates, contenido de clorofilas y el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de las plantas de tomate de los tratamientos y tipos de suelos analizados, lo que indicaría que los tratamientos estudiados no tuvieron ningún efecto sobre estos parámetros. Cabe destacar que la fertilización ha sido equiparable en términos de dosis de nutrientes, y únicamente hemos modificado el sistema de aplicación.

La aplicación de biocarbón en el suelo puede incidir sobre el crecimiento, producción y la tolerancia de los cultivos al estrés (Singh et al. 2019, Elad et al. 2011, Chan et al. 2007 y Yilangai et al. 2014). El crecimiento de las plantas de Frijol (*Phaseolus vulgaris*) aumentó al incrementar las dosis de aplicación de biocarbón producidos a partir de madera de eucalipto y desechos de invernadero (Jaiswal et al. 2015). La aplicación de dosis de 15 y 22 t ha⁻¹ de biocarbón a partir de astillas de pino en suelos arenosos incrementó el crecimiento de plantas de sorgo (Laghari et al. 2015). La mayoría de las investigaciones reportan efectos positivos de la aplicación de biocarbón sobre un aumento en el crecimiento y producción de plantas, sin embargo, algunos trabajos informan lo contrario. La magnitud del efecto del biocarbón dependería de las propiedades fisicoquímicas del material de origen del biocarbón, las dosis de aplicación y las características del biocarbón (Semida et al. 2019).

La aplicación de dosis de biocarbón de 4, 8 y 16 t ha⁻¹ registró disminuciones en el rendimiento del grano de maíz en un 23, 10 y 27 % respectivamente (Asai et al. 2009). En suelos de textura franco limosos la aplicación de biocarbón en dosis de 7,5 % a 15 % p p⁻¹ redujo el crecimiento y la biomasa de plantas de trigo (Asperen et al. 2014). La aplicación de dosis de biocarbón de 15 – 20 t ha⁻¹ provocó la disminución del 34 % del rendimiento del maíz, esta disminución se atribuye al aumento de la relación C/N del suelo y por ende a la menor disponibilidad de N de las plantas (Uzoma et al. 2011).

Lehmann et al. (2003) y Rondon et al. (2007), informan que una limitada absorción de N puede explicar la disminución en la biomasa de cultivos.

El efecto desfavorable sobre la cantidad de biomasa de plantas de tomate y pimiento morrón posiblemente esté relacionado con altas dosis de aplicación de biocarbón (30 y 40 t ha⁻¹) y el aumento de los valores de pH y CE. (Mohawesh et al. 2021). Otra posible explicación a la disminución del rendimiento al utilizar dosis altas de biocarbón estaría relacionada según Borchard et al. (2014), a la presencia de compuestos fitotóxicos del biocarbón. Unger y Killorn (2011), indican que la aplicación de 18 t ha⁻¹ de biocarbón a un suelo arenoso no aumentó el rendimiento de maíz, pero tampoco observaron efectos negativos sobre el suelo o el cultivo.

Dentro de nuestros resultados el corto tiempo que duro el ensayo pudo ser un factor que limitó el crecimiento y producción de las plantas de tomate. Se ha observado que en cultivos de larga duración el efecto de la aplicación de biocarbón es mayor. En este sentido, Major et al. (2010), no encontraron diferencias significativas sobre el rendimiento del cultivo de maíz en el primer año de aplicación de biocarbón de madera, sin embargo, en los siguientes tres años la productividad del cultivo incrementó. De acuerdo con Steiner et al. (2007), se produjo un aumento acumulativo del 75 % del rendimiento de arroz y sorgo después de dos años de la aplicación de 11 t ha⁻¹ de biocarbón. Estos datos indican que se obtendrían mayores beneficios de la aplicación de biocarbón en el suelo a largo plazo.

La aplicación de biocarbón no mostró un efecto significativo sobre el comportamiento del fotosistema, tampoco registró ningún daño en el aparato fotosintético de plantas de tomate (Massa et al. 2019). El contenido de clorofila disminuyó a medida que se aumentó la dosis de biocarbón (Chrysargyris et al. 2019). Aunque Sadaf et al. (2017), informaron que el índice de clorofila de las hojas de trigo aumentó significativamente en los tratamientos en donde se aplicó biocarbón más fertilizante con respecto al tratamiento solo con biocarbón. El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) no mostró diferencias significativas con la aplicación de biocarbón con respecto al tratamiento control en el cultivo de coliflor (Losacco et al. 2022). Sin embargo, Ghazouani et al. (2023), informaron de un aumento del NDVI en plantas al aplicar 10 y 20 t ha⁻¹ de biocarbón de corteza de árbol de eucalipto.

4.5.4. Efecto de la aplicación de biocarbón sobre la población de *Trichoderma* T34.

En nuestro estudio se observó que la aplicación de *Trichoderma* T34 biocontrol en los dos tipos de suelo aumentó las poblaciones de *Trichoderma*, sin embargo, la aplicación combinada de *Trichoderma* T34 y la dosis de 8 % de biocarbón mostró un mayor efecto sobre este parámetro de acuerdo con las características de los suelos estudiados. La aplicación de biocarbón aumentó las poblaciones biológicas del suelo y la diversidad microbiana en un 125 % (Grossman et al. 2010 y Liang et al. 2009). La aplicación de 30 t ha⁻¹ de biocarbón incrementó la biomasa microbiana de 366,1 a 730,5 ug C g⁻¹ con respecto al tratamiento control, además a mayor aplicación de dosis de biocarbón de rastrojo de maíz (0 a 14 %) mayor aumento microbiano (5 a 56 %) en el suelo (Domene et al. 2014 y Domene et al. 2015). La abundancia microbiana estaría relacionada con las características que ofrece el biocarbón sobre la estructura del suelo, creando un ambiente mas propicio para el crecimiento y desarrollos de los microorganismos (Warnock et al. 2007, Hussain et al. 2017, Lehmann y Joseph 2012). En el mismo sentido, la porosidad del biocarbón puede mantener a colonias de microorganismos beneficos libre del ataque de organismos depredadores (Bonanomi et al. 2018).

La aplicación combinada de biocarbón y *Trichoderma* sp provocó un incremento aproximado del 15 % de la poblacion de *Trichoderma* (Hu et al. 2014), esta información es confirmada por Sani et al. (2020), quienes al utilizar biocarbón a partir de residuos de madera *Tectonis grandis*, *Trichoderma harzianum* T22 y una dosis estándar de NPK obtuvieron un aumento significativo de las poblaciones de *Trichoderma* y bacterias.

La aplicación de biocarbón de poda de olivo fue eficaz sobre el crecimiento de raíces y plantas de tomate, ademas de promover la supervivencia de *Trichoderma* durante mucho tiempo despues de su colonización (Luigi et al. 2022). Según Cao et al. (2022), *Trichoderma* muestra una mayor capacidad para colonizar el suelo, afectando a las comunidades bacterianas.

4.5.5. Efecto de la aplicación de dosis de 8 % de biocarbón, *Trichoderma* T34, y su combinación sobre los parámetros suelo-planta.

La aplicación combinada de *Trichoderma* T34 y la dosis de 8 % de biocarbón aumentó ligeramente el porcentaje de humedad de los dos tipos de suelo, nuestros datos son similares a los descritos por Huang et al. (2013), quienes encontraron que la aplicación de biocarbón a partir de maderas de pinos y *Trichoderma* incrementó el contenido de

materia orgánica y el contenido de agua del suelo, factores claves sobre la estructura de la comunidad microbiana del suelo.

En nuestro estudio el efecto de la aplicación de *Trichoderma* T34 mostró mayor efecto sobre la biodisponibilidad de nutrientes en el suelo franco arenoso, especialmente en el caso del Zn, Mn y Cu respecto al control. En el suelo arenoso se observó un ligero incremento en el Ca, Zn y Mn disponible sin presentar diferencias significativas con el control. La aplicación combinada de *Trichoderma* T34 y la dosis de 8 % de biocarbón aumentó significativamente la disponibilidad de P y Ca en el suelo arenoso. Mientras que en el suelo franco arenoso se observó un incremento significativo en la disponibilidad de K. La aplicación de biocarbón y *Trichoderma* presentó efectos significativos sobre el mejoramiento de las propiedades fisicoquímicas, fertilidad del suelo y el crecimiento de las plantas (Cao et al. 2022). El contenido de materia orgánica del suelo, el nitrógeno disponible, el nitrógeno total y el potasio disponible fueron mayores con la aplicación combinada de biocarbón y *Trichoderma* comparados con el control (Cao et al. 2022).

De igual manera la aplicación de *Trichoderma* no influyó significativamente sobre el crecimiento y el número de frutos de plantas de tomate en los dos tipos de suelo. Contrario a estos resultados la aplicación de biocarbón benefició el crecimiento de las hifas del *Trichoderma* y el sistema radicular de las plantas de tomate (Chacón et al. 2007), lo que mejora la absorción de nutrientes, y la eficiencia fotosintética de las plantas de tomate (Luigi et al. 2022). Por otro lado, la aplicación combinada de *Trichoderma* y biocarbón presentó mayores beneficios sobre el crecimiento y nutrición de plantas de tomate en lugar que la aplicación separada (Luigi et al. 2022). Este efecto sinérgico produjo un mayor rendimiento del cultivo, calidad de fruta y defensa sobre estreses abióticos, parásitos y patógenos (Sani et al. 2020). La aplicación de *Trichoderma*, biocarbón y la combinación de bicarbón más *trichoderma* incrementaron el crecimiento de plantas de pepino con respecto al control, encontrando mayores diferencias al aplicar biocarbón más *Trichoderma* (Cao et al. 2022).

4.6. Conclusiones.

La aplicación de biocarbón de restos de jardinería en dos suelos de características contrastadas influyó sobre el sistema suelo planta en condiciones controladas, de acuerdo con la dosis de aplicación, fertilización previa del biocarbón y características de los suelos. La aplicación de biocarbón al suelo arenoso no aumentó el valor de pH con

relación al pH del suelo original. Sin embargo, el biocarbón si modificó los valores de pH del suelo franco arenoso.

No se observó ningún efecto de la aplicación de los diferentes tratamientos sobre la disponibilidad de K, Mg y Zn. Al igual que en el crecimiento, número de frutos y contenido de clorofila de las plantas de tomate en los suelos de textura arenoso y franco arenoso de este estudio. Sin embargo, el cultivo se desarrolló de manera normal y las concentraciones de los nutrientes no mostraron deficiencias. La aplicación de la dosis de 8 % de biocarbón previamente fertilizado mejoró la retención de agua en el suelo arenoso. De igual manera este tratamiento aumentó significativamente la disponibilidad Ca en el mismo suelo. La disponibilidad de P inorgánico incrementó conforme se aumentó la dosis de biocarbón, hasta llegar a concentraciones similares al aplicar la dosis de 8 % de biocarbón y 8 % de biocarbón previamente fertilizado. Finalmente, la aplicación de 4 % de biocarbón disminuyó significativamente la disponibilidad de Cu en el suelo arenoso. La aplicación de la dosis de 8 % de biocarbón aumentó significativamente la disponibilidad de P inorgánico y Cu en el suelo franco arenoso. El Ca disponible aumentó al incrementar las dosis de biocarbón. Mientras que la aplicación de la dosis de 8 % de biocarbón previamente fertilizado no mostró un patrón claro en la disponibilidad de Ca y P. La aplicación de biocarbón disminuyó significativamente la disponibilidad de Mn en el suelo franco arenoso. La fertilización previa del biocarbón, aumentaría el contenido de nutrientes del biocarbón, convirtiéndolo en un material con un potencial de liberación lenta de fertilizantes, mejorando la eficiencia en el uso de nutrientes, disminuyendo pérdidas por lixiviación y la contaminación ambiental.

Las dosis de aplicación de biocarbón provocaron un aumento en las poblaciones de *Trichoderma*, este incremento estuvo influenciado además por las características del tipo de suelo estudiado. El impacto que ejerce el biocarbón sobre los microorganismos del suelo, estaría relacionado principalmente sobre los cambios que genera el biocarbón sobre el entorno del suelo. La aplicación combinada de biocarbón y *Trichoderma* probablemente contribuiría a un manejo sostenible de los cultivos.

5. RESULTADOS III: EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DE BIOCARBÓN, COMPOST Y MEZCLA BIOCARBÓN-COMPOST SOBRE LA BIODISPONIBILIDAD, MOVILIDAD DE NUTRIENTES Y NUTRICIÓN VEGETAL EN UN SUELO AGRÍCOLA CONTAMINADO POR COBRE (CU).

5.1. Introducción.

El biocarbón y el compost son enmiendas orgánicas ampliamente descritas por sus beneficios sobre el mejoramiento de parámetros del suelo y planta (Wang et al. 2013, Jin et al. 2016 y Tang et al. 2013). Últimamente, se ha demostrado que la aplicación combinada de biocarbón y compost actuarían de manera sinérgica, ya que el biocarbón no es un fertilizante por sí mismo mientras que el compost se puede considerar un fertilizante sólido, con un gran aporte de nutrientes al suelo que el biocarbón puede retener y así, reducir su lixiviación (International Biochar Initiative 2018). Existen antecedentes de la mezcla de biocarbón y compost con efectos positivos en la calidad del suelo, recientemente también se han iniciado trabajos en que el biocarbón es aplicado previamente al proceso de compostaje, estimulando la estabilidad del material orgánico (Yuan et al. 2017). Este nuevo proceso es conocido como biocarbón co-compostado.

Ambos procesos de combinación de biocarbón y compost, ya sea a partir de la mezcla posterior o anterior al compostaje, mejora el contenido de carbono orgánico, los procesos microbianos (Lehmann et al. 2011b y Sagrilo et al. 2015) y la fertilidad del suelo debido a la formación de complejos organominerales (Ye et al. 2016). De la misma manera autores como Agegnehu et al. (2015), Glaser et al. (2015) y Kammann et al. (2015), indican incrementos significativos en el contenido de agua de los suelos. Por otro lado, la CIC del suelo se incrementó significativamente de acuerdo con Glisczynski et al. (2016), este aumento de CIC se atribuye mayormente al biocarbón ya que al presentar una gran área de superficie con grupos funcionales permite un mayor sitio de intercambio catiónico.

La aplicación de biocarbón y la combinación de biocarbón y compost reduciría el flujo de gases de efecto invernadero en relación a la aplicación de compost (Agegnehu et al. 2015 y Yuan et al. 2017). La reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, como el N₂O, se justificaría por la estabilización del C orgánico del suelo y las actividades de los grupos funcionales microbianos, especialmente los desnitrificadores bacterianos (Yuan et al. 2017). También se han descrito numerosos trabajos en donde se indica el incremento significativo de la absorción de nutrientes (N, P, K, Ca y Mg) en una amplia variedad de suelos (Agegnehu et al. 2015, Agegnehu et al. 2016, Kaudal et al. 2018 y Mekuria et al. 2014), como consecuencia de las mejoras en las propiedades químicas del suelo después de la aplicación de estas dos enmiendas (Mekuria et al. 2014). Aunque

ciertos autores, como Glaser et al. (2015), indican una disminución en la absorción de ciertos metales (Cd, Ni, Cu y Na) que podría ser consecuencia del uso de diferentes plantas y configuraciones experimentales.

Con respecto a la productividad vegetal, la aplicación combinada de biocarbón y compost presentó un aumento significativo del rendimiento de plantas y granos entre 13 % y 195 % (Agegnehu et al. 2015, Agegnehu et al. 2016, Glaser et al. 2015, Lashari et al. 2013, Lashari et al. 2015, Mekuria et al. 2014, Qayyum et al. 2017, Schulz y Glaser 2014), relacionado con el incremento, retención y disponibilidad de nutrientes y agua, fijación biológica de N (Agegnehu et al. 2015), humedad del suelo (Agegnehu et al. 2015), mejoras en el pH del suelo (Mekuria et al. 2014), entre otras.

Además de los beneficios en la productividad vegetal de cultivos se han descrito efectos positivos sobre los suelos contaminados (Beesley et al. 2010). La contaminación de suelos por la presencia de metales pesados producto del manejo inadecuado de desechos industriales, fertilizantes, plaguicidas y aguas residuales utilizados para la producción agrícola es una problemática que va en aumento (He et al. 2005). La presencia de metales pesados en el suelo puede generar contaminación de aguas superficiales, subterráneas (Rattan et al. 2005), e inhibir el crecimiento y la producción vegetal, llegando incluso a provocar riesgos en la salud humana (Nagajyoti et al. 2010, Arao et al. 2010 y Khan et al. 2008).

Los metales pesados, a diferencia de los contaminantes orgánicos, no pueden ser degradados por descomposición química y/o microbiana, es así como una vez liberados en el suelo son persistentes y difíciles de eliminar (Demirevska-Kepova et al. 2004). Sin embargo, algunos metales pesados, como el Cu, Mn y Zn, son micronutrientes esenciales para las plantas, pero en cantidades pequeñas. Cuando la concentración de estos micronutrientes se incrementa en la planta se habla de toxicidad (Wuana y Okieimen 2011).

Al hablar específicamente de la contaminación por Cu, su alta concentración en suelos agrícolas se relaciona con el uso excesivo de fungicidas y fertilizantes con altos contenidos de Cu (Alloway, 2013). La contaminación con Cu no solo reduce la calidad del suelo, al afectar la actividad de los microorganismos y actividades enzimáticas sino que también altera la homeostasis de las plantas, amenazando la calidad y seguridad de los productos agrícolas (Huang et al. 2019).

En la Unión Europea, los suelos potencialmente contaminados ascienden a 2,5 millones de los cuales solo se han identificado alrededor de 342 mil (Panagos et al. 2013). La utilización de fungicidas a base de Cu han sido ampliamente utilizados en la Unión Europea principalmente para controlar el mildiu en viñedos (Jacobson et al. 2005 y Komárek et al. 2009), cultivo de gran importancia en la región mediterránea ya que alrededor del 60% de la producción mundial de vino proviene de Francia, Italia y España (Hall et al. 1997).

En este sentido el ministerio de medioambiente de Finlandia (MEF, 2007), ha establecido un valor umbral de cobre en el suelo de 100 mg kg^{-1} a partir del cual se requiere una evaluación del riesgo, mientras que valores superiores a 150 mg kg^{-1} denotan un riesgo para la salud o el ecosistema. La mayor concentración media de Cu en los suelos de los viñedos se encuentra en Francia, Italia, Rumania y Alemania con $91,29 \text{ mg kg}^{-1}$, $71,90 \text{ mg kg}^{-1}$, $64,87 \text{ mg kg}^{-1}$ y $54,69 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. Los suelos cultivados con olivares en Italia, España, Grecia y Portugal presentan una concentración media de cobre de $33,5 \text{ mg kg}^{-1}$ mientras que en suelos cultivados con cereales, tubérculos y otros cultivos presentan contenidos medios mucho más bajos; con valores de $16,11 \text{ mg kg}^{-1}$, 13 mg kg^{-1} y $18,91 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente (Panagos et al. 2018).

Varios estudios han informado que la aplicación de biocarbón o la mezcla de biocarbón y compost en el suelo reducen la biodisponibilidad de metales pesados, entre ellos el Cu (Ahmad et al. 2013, Deshani Igalavithana et al. 2017 y Meier et al. 2017), debido al aumento de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el intercambio que se produce con las bases del suelo (K, Ca, Na y Mg). También tiene un papel muy importante en la reducción de la disponibilidad del Cu la fuerte afinidad de los metales por los sitios de complejación orgánica (Bes y Mench 2008, Fleming et al. 2013 y Cui et al. 2016). El aumento de pH, la alcalinidad del biocarbón también pueden ser responsables parciales de las bajas concentraciones de Cu disponible encontradas en los suelos modificados con biocarbón (Cárdenas-Aguilar et al. 2017). De acuerdo con Moore et al. (2017), la aplicación de dos tipos de biocarbón con dosis de 0,1 % y 5 % p p⁻¹ en un suelo de textura franco arenosa influyeron en las propiedades fisicoquímicas del suelo, mejorando el hábitat de las comunidades microbianas del suelo y el crecimiento de plantas cultivadas en suelos contaminados con Cu. En el caso de aplicación de compost a partir de residuos verdes y residuos municipales también se han descrito efectos de reducción de la movilidad de metales pesados como el Cu, Pb y Zn, debido a la modificación de las características químicas del suelo, incluido el incremento del pH y el contenido de

materia orgánica (Alvarenga et al. 2008). Según Zeng et al. (2015), al estudiar el contenido total y disponible de metales pesados y la biomasa microbiana del suelo, indican que la aplicación combinada de biocarbón y compost redujeron en mayor proporción la movilidad y la biodisponibilidad de Cu, Cd, Zn y Pb en relación con una aplicación de compost.

También se han descrito efectos positivos de la aplicación de este tipo de enmiendas en el crecimiento de las plantas. Los estudios realizados por Borchard (2012) y Jones (2016), mostraron que la aplicación combinada de biocarbón y compost disminuyeron la movilidad y el contenido de Cu en las plantas, incrementaron la materia orgánica del suelo y la solubilidad de nutrientes. De acuerdo con Puga et al. (2015) y Jones et al. (2016), la aplicación combinada de estas dos enmiendas en suelos contaminados con Cu mejoró el rendimiento del cultivo de girasol.

Dependiendo de factores como el grado de contaminación, la disponibilidad del contaminante, la interacción de la planta con las condiciones del suelo y los microorganismos variará el proceso de remediación a aplicarse (Paz-Ferreiro et al. 2014). La fitoextracción, una de las técnicas más conocidas y utilizadas en remediación de suelos contaminados (Paz-Ferreiro et al. 2014), presenta numerosas limitaciones en su uso como son los periodos extensos de cultivos, las condiciones del suelo para el crecimiento vegetal, el acceso de las raíces a todo el volumen de suelo contaminado, el número de metales extraídos y el riesgo de la incorporación de éstos en la cadena alimentaria (Robinson et al. 2003). En este contexto, es necesario aplicar nuevas alternativas de remediación de suelos in situ, que permitan reducir la biodisponibilidad de contaminantes (Martin y Ruby 2004). El uso de biocarbón y compost podrían disminuir el efecto de la contaminación por metales pesados, así como su biodisponibilidad y ofrecer una alternativa para el mejoramiento de las funciones ecosistémicas del suelo (Yang et al. 2015, Wang et al. 2015 y Wang et al. 2017). Por lo tanto, la evaluación de la aplicación de biocarbón, compost y la combinación de éstos como una estrategia in situ que permita estabilizar el Cu en suelos contaminados está adquiriendo gran importancia como una técnica efectiva, económica y respetuosa con el medio ambiente.

Con estos antecedentes las hipótesis de esta investigación son que la aplicación de biocarbón y compost, así como las posibles combinaciones en suelos contaminados con Cu reducen el impacto negativo de la contaminación, mejoran la disponibilidad de

nutrientes y la actividad biológica del suelo mejorando la calidad del suelo y del cultivo realizado.

5.2. Objetivos.

Los objetivos de esta sección son:

- a) Evaluar el efecto de la aplicación de biocarbón, compost y la mezcla biocarbón-compost sobre la biodisponibilidad de macro y micronutrientes y su efectividad en el mejoramiento de los índices de calidad del suelo como la capacidad de intercambio catiónico, la respiración del suelo, la retención de agua y la porosidad.
- b) Establecer el efecto de biocarbón, compost y la mezcla biocarbón-compost sobre el crecimiento vegetativo, la nutrición y absorción de micronutrientes en plantas de Girasol (*Helianthus annuus*) que crecen en suelos contaminados por Cu.
- c) Explorar el uso potencial de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost como técnica de remediación de suelos contaminados con Cu.

5.3. Materiales y Métodos.

5.3.1. Materiales.

Para este experimento se utilizó biocarbón a partir de brezo y encina provenientes de trabajos de gestión forestal para la prevención de incendios en los macizos de Gavarres y Ardenya Cadiretes. El biocarbón se obtuvo mediante pirólisis en un horno de Retorta con temperaturas de 400 - 450 °C durante aproximadamente 7 horas y luego se enfrió para su posterior uso según información de IDARIA SCCL.

El compost se elaboró a partir de residuos de podas de pino durante 3 meses.

El suelo utilizado es de textura arenosa (90 % de arena, 5 % de limo y 5 % de arcilla) (Nrcs 2017), compuesto principalmente de cuarzo, feldespato y mica, derivado de la meteorización del plutón granodiorítico de la Cordillera Litoral Catalana.

El compost y el suelo fueron proporcionados por la empresa Buresinnova S.A. Mercabarba Flor, (Sant Boi de Llobregat). Las muestras de biocarbón, compost y suelo fueron tamizadas a través de un tamiz de 5 mm y secadas a temperatura ambiente. Las propiedades fisicoquímicas del biocarbón, compost y suelo se presentan en la Tabla 5.1. Como material vegetal se utilizaron plantas de Girasol (*Solanum Lycopersicum*) que fueron germinadas de semillas entregadas por la empresa de semillas Batlle S.A. (Molins de Rei. Barcelona. España).

Tabla 5.1. Propiedades fisicoquímicas del suelo, compost y biocarbón tamizados a 5 mm, pH, carbono orgánico (CO), % nitrógeno (N) y carbono orgánico disuelto (COD). Media \pm desviación estándar en paréntesis (n=3).

	Suelo	Compost	Biocarbón
pH	8,0 (0,2)	7,7 (0,1)	8,0 (0,1)
CO (g kg⁻¹)	20 (2)	2500 (100)	7300 (200)
N (%)	< 0,1	1,9 (0,1)	0,5 (0,1)
COD (mg C L⁻¹)	0,031 (0,002)	0,674 (0,002)	0,048 (0,002)

5.3.2. Contaminación experimental del suelo.

Posteriormente se añadió Cu a las muestras de suelo para simular la contaminación superficial de suelos agrícolas expuestos a sulfato de cobre, para lo cual se pesó 57,5 kg de suelo y se contaminó con 1000 mg Cu Kg⁻¹, mediante la preparación de 6L de solución de 10000 mg Cu L⁻¹ a partir de CuSO₄, por cada 2,5 Kg de suelo se añadió 250 ml de la solución. Este suelo contaminado se secó en una estufa a 40°C y se homogenizó utilizando el roller-table (Motovario tipo NMRV/063).

5.3.3. Diseño experimental.

El diseño experimental es un diseño de tres factores, biocarbón, compost y fertilización inorgánica (F). Además de la interacción biocarbón + compost con el fin de comparar tratamientos sin fertilizar, tratamientos con fertilización inorgánica y tratamientos con fertilización orgánica correspondientes a la adición de compost sobre parámetros del suelo y plantas de girasol (*Helianthus annuus*). En total, 6 tratamientos con 3 repeticiones por tratamiento. El experimento se llevó a cabo en condiciones controladas en el Invernadero de los Campos Experimentales de la Universidad de Barcelona durante 45 días.

5.3.4. Preparación de las mezclas de suelo, enmiendas y riegos.

Se utilizaron rizotrones, con el fin de crear un ambiente de rizosfera, que fueron llenados con la mezcla de 10 % en peso de biocarbón o compost y 10 % de biocarbón más 10 % de compost (Tabla 5.2). En estos rizotrones se sembraron 2 semillas de (*Helianthus annuus*) y una vez germinadas se dejó una planta para sus posteriores análisis.

Tabla 5.2. Combinación de mezclas de sustratos de cada rizotrófon: Suelo (S), biocarbón (B), compost (C) y solución nutritiva Hoagland utilizada como fuente de fertilización inorgánica (F). na = no aplica.

	Tratamientos	Enmiendas (%)	Cantidad preparada (kg)
Suelo	S	0	57,5
Suelo + Biocarbón	S+B	10	18,5
Suelo + Fertilizante	S+F	10	na
Suelo + Biocarbón + Fertilizante	S+B+F	10	na
Suelo + Compost	S+C	10	11,9
Suelo + Compost + Biocarbón	S+C+B	10+10	9,5

En la Tabla 5.3 se muestran las características iniciales de las mezclas realizadas por Estévez (2018). El suelo control presentó mayor contenido de nitratos ($1,5 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,15$) y Cu ($1,20 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,5$). Los tratamientos S+C ($5,9 \text{ mg kg}^{-1} \pm 0,34$) y S+C+B ($3,0 \text{ g kg}^{-1} \pm 1,0$) registraron mayor contenido de carbono orgánico disuelto (COD). La aplicación de compost ($25 \% \pm 2,0$) y biocarbón ($19 \% \pm 1,0$) aumentaron el porcentaje de capacidad de retención de agua (CRA), con respecto al control, sin embargo, la aplicación combinada de compost + biocarbón ($27 \% \pm 1,0$) fue el tratamiento que presentó mayor capacidad de retención de agua.

Tabla 5.3. Características iniciales de las mezclas de suelo y enmiendas utilizadas en el experimento: Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Nitratos mg kg^{-1} (NO_3^-), cobre g kg^{-1} (Cu), carbono orgánico disuelto mg CL^{-1} (COD) y capacidad de retención de agua % (CRA). Media \pm desviación estándar en paréntesis. (n=3).

Tratamientos	NO_3^- (mg kg^{-1})	Cu (g kg^{-1})	COD (mg CL^{-1})	CRA (%)
S	1,50 (0,15)	1,20 (0,5)	0,39 (0,01)	12,2 (0,2)
S+B	1,20 (0,75)	1,0 (0,1)	0,43 (0,26)	19,0 (1,0)
S+F	1,50 (0,4)	1,10 (0,1)	0,40 (0,1)	12,7 (0,1)
S+B+F	0,81 (0,23)	1,0 (0,1)	0,33 (0,13)	20,0 (1,0)
S+C	0,76 (0,42)	1,16 (0,01)	5,85 (0,34)	25,0 (2,0)
S+C+B	1,12 (0,58)	0,98(0,051)	3,0 (1,0)	27,0 (1,0)

Los tratamientos control (S), suelo + compost (S+C) y suelo + compost + biocarbón (S+C+B) fueron regados con agua más 30 ml de CaCl₂ (4mM) para adicionar la misma carga de cationes que ofrece el fertilizante y no interferir en la movilidad del Cu. El resto de tratamientos se regó con solución nutritiva Hoagland (Hoagland & Arnon, 1938) (Tabla 5.4).

En cada rizotrón se instalaron platos para recoger los lixiviados, después de aproximadamente 30 minutos de los riegos, con una jeringa para posteriormente filtrar y pesar cada lixiviado. Los lixiviados se almacenaron para posteriores análisis. Se realizaron 2 tomas de lixiviados por semana, durante 7 semanas. La biodisponibilidad del Cu en los lixiviados fue analizada por Estévez (2018).

Tabla 5.4. Composición de la solución nutritiva Hoagland (Hoagland & Arnon, 1938) diluida al 50% y con un pH de 6,2.

Nutrientes									
iones	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻	K	Ca	Mg	SO ₄	Cu	Fe
mM	7,00	1,00	1,00	2,84	2,06	0,47	0,50	0,001	0,06

5.3.5. Seguimiento del cultivo.

Se determinó el porcentaje de humedad de los rizotrones 2 veces por semana durante el cultivo. Por un lado, se determinó el porcentaje de humedad, pesando y calculando el contenido de agua respecto al peso seco inicial del sistema. Por otro lado, se registraron 10 lecturas del contenido de agua de las mezclas de cada rizotrón, introduciendo las sondas de medición de acero inoxidable del Thetaprobe MLX2x. Se realizaron 2 lecturas por semana, una a cada lado de la planta de girasol (*Helianthus annuus*). Luego se procedió a regar cada rizotrón según lo explicado anteriormente.

Los valores de pH se midieron en agua destilada y en una solución de KCl, relación sólido/líquido 1:2,5 utilizando el pH-metro (EUTECH Cyberscan 2500).

La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) se calculó mediante la suma de los cationes intercambiables extraídos con BaCl₂ 0,2 N (Burt, 2004). Los cationes intercambiables (Ca, Mg, K y Na) fueron determinados mediante ICP-OES (Perkin-Elmer modelo Optima 8300).

El contenido de metales pesados biodisponibles (Zn, Mn, Fe y Cu) de cada mezcla se realizó mediante extracción de DTPA (ácido dietilentriaminopentaacético) (Lindsay y Norvell 1978). El Mn, Fe y Cu fueron determinados por ICP-OES (Perkin-Elmer modelo Optima 8300) equipado con un automuestreador Perkin-Elmer AS-90.

El Zn se determinó mediante ICP-MS Perkin-Elmer ELAN 6000, equipado con un automuestreador Perkin-Elmer AS-91.

La respiración de las diferentes mezclas de suelo se analizó mediante incubación en sistemas herméticos y captación de CO₂ producido en una trampa de NaOH. Para la valoración de la respiración se utilizó HCl 0,1 M, dejando caer gotas sobre la trampa de NaOH hasta conseguir el cambio de color. Se realizó 1 medición por semana, durante 30 días con el objetivo de conocer la actividad biológica de las mezclas.

La cuantificación de Cu de los lixiviados se determinó mediante ICP-OES (Perkin-Elmer modelo Optima 8300) equipado con un automuestreador Perkin-Elmer AS-90. Este equipo consiste en una fuente de radiofrecuencia (operando a 1150 W y una frecuencia de 40MHz), un nebulizador de flujo cruzado, y un detector SCD (dispositivo acoplado por carga de matriz segmentada) de acuerdo con el trabajo realizado por Estévez (2018). Los análisis se determinaron en los "Centros Científicos y Tecnológicos" de la Universidad de Barcelona.

5.3.6. Caracterización de las plantas.

Se registraron 10 medidas de altura de planta 2 veces por semana, a partir de los 20 días de la aparición de las primeras hojas verdaderas hasta el final del experimento 45 días. Se utilizó un flexómetro numerado en cm desde la base del suelo hasta el ápice de cada planta.

Se realizó una evaluación del contenido de clorofila en todas las hojas de las plantas de girasol (*Helianthus annuus*) mediante equipo Minolta SPAD-502 meter. Para determinar el estado fisiológico de las plantas.

Una vez terminado el experimento, se separó la biomasa aérea y subterránea de cada planta. Las muestras fueron pesadas para obtener el peso fresco y se colocaron en una estufa a 60 °C hasta alcanzar su peso constante y se registró el peso seco.

La determinación del contenido de nutrientes se realizó mediante la digestión de hojas de cada planta que fueron trituradas utilizando el Molino de mortero RM200. Todos los elementos fueron determinados por ICP-OES (Perkin-Elmer modelo Optima 8300) equipado con automuestreador Perkin-Elmer AS-90. (1150 W y 40 MHz de frecuencia).

5.3.7. Tratamiento de datos.

Para todas las variables analizadas se probó la normalidad de los datos usando la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de la varianza mediante el estadístico de Levene. A las variables que cumplieron con la normalidad se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) y las diferencias entre factores se realizó mediante la prueba post hoc de Duncan.

Las variables contenido de clorofila y los cationes intercambiables Mg y K no presentaron homocedasticidad de varianza por lo que se analizaron mediante pruebas no paramétricas y la diferencia entre variables mediante la prueba de Mann-Whitney. Los factores se consideraron significativos para $p < 0,05$. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa SPSS. Statistics 27 (SPSS, Inc., Chicago, EE. UU.).

5.4. Resultados.

5.4.1. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre humedad, pH y cationes intercambiables del suelo.

En la Figura 5.1 se observa la evolución del % de humedad calculado a partir del contenido de agua obtenido mediante el peso de los sistemas (método gravimétrico). La aplicación de las enmiendas orgánicas de este estudio incrementó el porcentaje de humedad del suelo. Los tratamientos control ($9,32 \% \pm 2,42$) y S+F ($8,01 \% \pm 2,53$) presentaron los contenidos más bajos de humedad del suelo (Figura 5.1). Los tratamientos S+B ($14,2 \% \pm 2,85$) y S+B+F ($17,1 \% \pm 2,85$) registraron valores intermedios de humedad del suelo. El tratamiento con la aplicación de biocarbón (S+B) presentó 1,5 veces más contenido de humedad que el suelo control. Los tratamientos S+C ($19,2 \% \pm 5,78$) y S+C+B ($19,1 \% \pm 5,04$) registraron mayor contenido de humedad durante todo el

experimento. Los valores indicados son valores promedios de las 9 medidas. Al final del experimento se observó una reducción en el contenido de humedad del suelo que se generalizó en todos los tratamientos, esto se atribuye a un aumento importante de la evapotranspiración del sistema en la última semana del experimento.

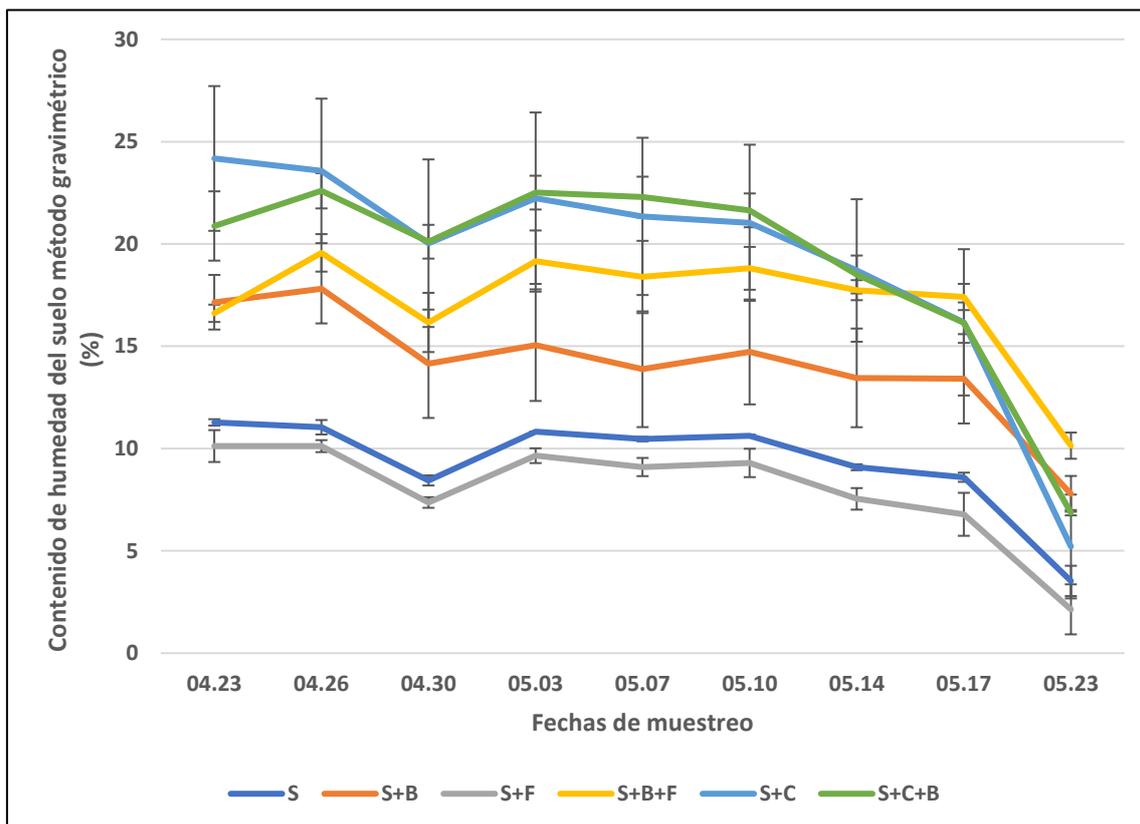


Figura 5.1. Contenido de humedad (método gravimétrico) de los diferentes tratamientos estudiados: Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media \pm desviación estándar (n=3).

Los datos obtenidos mediante el peso de agua del sistema se relacionaron con los datos obtenidos del Thetaprobe (Figura 5.2) para validar este último método para futuros análisis en este tipo de sistemas. Se observó una relación lineal significativa con un coeficiente de regresión del 0,783.

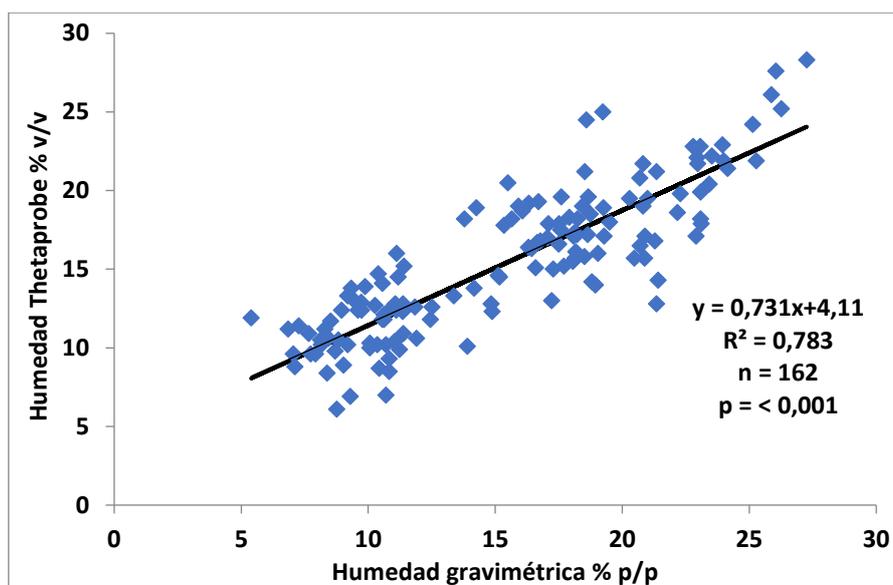


Figura 5.2. Relación entre el porcentaje de humedad mediante los métodos thetaprobe y gravimétrico.

La Tabla 5.5 muestra los valores de pH y capacidad de intercambio catiónico (CIC). Los tratamientos analizados presentaron valores de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ básicos. La aplicación de todas las enmiendas de este estudio incrementó los valores de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ del suelo, a excepción de la aplicación de compost (S+C) que disminuyó ligeramente el valor de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ en comparación con los demás tratamientos (Tabla 5.5). La aplicación de solución nutritiva al biocarbón ($8,47 \pm 0,04$) presentó valores similares de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ que el tratamiento S+C+B ($8,41 \pm 0,07$). Los pH_{KCl} son ligeramente más bajos, lo que indica que no existe salinidad en estos suelos.

La capacidad de intercambio catiónico de los tratamientos S+C ($17,5 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,28$) y S+C+B ($16,7 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 1,02$) fue similar y significativamente superior al resto de los tratamientos (Tabla 5.5). La aplicación de biocarbón (S+B) con respecto al control y la aplicación de compost (S+C) con respecto a la aplicación de biocarbón aumentaron significativamente la capacidad de intercambio catiónico en 1,4 y 1,2 veces respectivamente. La aplicación de la solución nutritiva ($9,61 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,33$) mostró los valores más bajos de capacidad de intercambio catiónico, similar a la presentada en el suelo control ($10,6 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 1,91$). Sin embargo, la aplicación de la solución nutritiva al biocarbón mostró valores de capacidad de intercambio catiónico similares a los observados con la aplicación de biocarbón, alrededor de 14 cmolc kg^{-1} (Tabla 5.5).

Tabla 5.5. Valores de pH y capacidad de intercambio catiónico (CIC) (cmolc kg^{-1}) de los diferentes tratamientos: Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media \pm desviación estándar en paréntesis. (n=3). Letras diferentes indican diferencia estadística en $p \leq 0,05$.

Tratamientos	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	CIC
S	8,21 (0,18)	7,69 (0,12)	10,6 (1,91) ^a
S+B	8,38 (0,05)	7,78 (0,01)	14,4 (0,58) ^b
S+F	8,33 (0,02)	7,72 (0,02)	9,61 (0,33) ^a
S+B+F	8,47 (0,04)	7,80 (0,01)	14,3 (0,46) ^b
S+C	8,12 (0,06)	7,77 (0,05)	17,5 (0,28) ^c
S+C+B	8,41 (0,07)	7,88 (0,06)	16,7 (1,02) ^c

La Tabla 5.6 muestra los cationes intercambiables de los diferentes tratamientos. La aplicación de biocarbón, compost y su combinación aumentaron los cationes intercambiables de los tratamientos. Los tratamientos S+C ($14,0 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,20$) y S+C+B ($13,2 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,98$) presentaron valores altos y similares de Ca intercambiable (Tabla 3.6). El Ca intercambiable en el tratamiento S+C fue significativamente mayor en 1,2 veces con respecto al tratamiento S+B. La aplicación de la solución nutritiva (S+B+F) no mostró ningún efecto significativo en el Ca intercambiable con relación al tratamiento S+B.

El Mg intercambiable en los tratamientos S+C ($2,78 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,09$) y S+C+B ($2,56 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,20$) fue significativamente mayor con respecto a los demás tratamientos (Tabla 5.6). La aplicación de biocarbón ($1,97 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,14$) presentó un aumento significativo de Mg intercambiable con respecto al control y a la aplicación de solución nutritiva.

El valor de K intercambiable fue significativamente mayor en el tratamiento S+C+B ($0,59 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,16$) con respecto a los tratamientos control, S+B, S+F y S+C (Tabla 5.6). La aplicación de biocarbón ($0,33 \pm 0,02$) no mostró diferencias significativas en el valor de K intercambiable con respecto a los tratamientos S+B+F ($0,41 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,16$) y S+C ($0,36 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,02$).

El Na intercambiable varió entre $0,09 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,05$ en el tratamiento S+F y $0,36 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,05$ en el tratamiento S+C (Tabla 5.6). Los tratamientos S+C ($0,36 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,05$) y S+C+B ($0,25 \text{ cmolc kg}^{-1} \pm 0,08$) presentaron valores de Na intercambiable altos con

respecto a los demás tratamientos. Aunque la aplicación de biocarbón (S+B) incrementó ligeramente el Na intercambiable no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos control, S+F y S+B+F (Tabla 5.6).

Tabla 5.6. Valores de cationes de intercambio (cmolc kg⁻¹) de los tratamientos analizados. Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Letras diferentes indican diferencia estadística en $p \leq 0,05$. Media \pm desviación estándar en paréntesis (n=3). En el caso de Mg y K las diferencias estadísticas se realizaron por pares.

Tratamiento	Ca	Mg	K	Na
S	9,04 (1,56) ^a	1,33 (0,29) ^a	0,17 (0,05) ^a	0,11 (0,03) ^a
S+B	12,0 (0,46) ^b	1,97 (0,14) ^b	0,33 (0,02) ^b	0,12 (0,02) ^a
S+F	8,16 (0,29) ^a	1,17 (0,02) ^a	0,19 (0,07) ^a	0,09 (0,05) ^a
S+B+F	11,8 (0,56) ^b	1,97 (0,06) ^b	0,41 (0,16) ^{bc}	0,10 (0,02) ^a
S+C	14,0 (0,20) ^c	2,78 (0,09) ^d	0,36 (0,02) ^b	0,36 (0,05) ^c
S+C+B	13,2 (0,98) ^{bc}	2,56 (0,20) ^c	0,59 (0,16) ^c	0,25 (0,08) ^b

5.4.2. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre la biodisponibilidad de micronutrientes del suelo.

Las Figuras 5.3a, 5.3b y 5.3c muestran la disponibilidad de Zn, Mn y Fe de los diferentes tratamientos. La disponibilidad de Fe varió de 2,21 mg Kg⁻¹ en el tratamiento control a 4,56 mg Kg⁻¹ en el tratamiento con la aplicación de biocarbón (S+C). Los tratamientos S+C (4,56 mg Kg⁻¹ \pm 0,22) y S+C+B (4,12 mg Kg⁻¹ \pm 0,78) presentaron alta disponibilidad de Fe, siendo 1,1 veces mayor en el tratamiento S+C con respecto al tratamiento S+C+B. Además, el Fe disponible en el tratamiento S+C fue significativamente diferente con respecto a los tratamientos control, S+B y S+F. La aplicación de la mezcla de compost-biocarbón (S+C+B) presentó diferencias significativas entre los tratamientos control y S+F (Figura 5.3a). La aplicación de la solución nutritiva al biocarbón (S+B+F) aumentó ligeramente la disponibilidad Fe (3,91 mg Kg⁻¹ \pm 0,46) llegando a valores similares a los presentados en los tratamientos S+C y S+C+B (Figura 5.3a).

Los tratamientos S+B (1,49 mg Kg⁻¹ \pm 0,52), S+C+B (1,07 mg Kg⁻¹ \pm 0,12) y S+B+F (1,02 mg Kg⁻¹ \pm 0,05) presentaron disponibilidad de Mn similar y significativamente alta, respecto al resto de tratamientos (Figura 5.3b). La aplicación de biocarbón y la mezcla de compost-biocarbón aumentaron 3 y 2,1 veces respectivamente la disponibilidad de Mn en relación con la aplicación de compost. Los tratamientos control (0,34 mg Kg⁻¹ \pm 0,13), S+F (0,55 mg Kg⁻¹ \pm 0,29) y S+C (0,50 mg Kg⁻¹ \pm 0,06) no presentaron diferencias significativas en la disponibilidad de Mn (Figura 5.3b).

Los tratamientos S+C+B ($1,30 \text{ mg Kg}^{-1} \pm 0,16$) y S+C ($0,90 \text{ mg Kg}^{-1} \pm 0,10$) presentaron disponibilidad alta y significativamente superior de Zn con el resto de los tratamientos (Figura 5.3c). La disponibilidad de Zn fue 1,4 veces mayor en el tratamiento S+C+B con respecto a S+C. Los tratamientos control, S+B, S+F y S+B+F no mostraron diferencias significativas en la disponibilidad de Zn (Figura 5.3c).

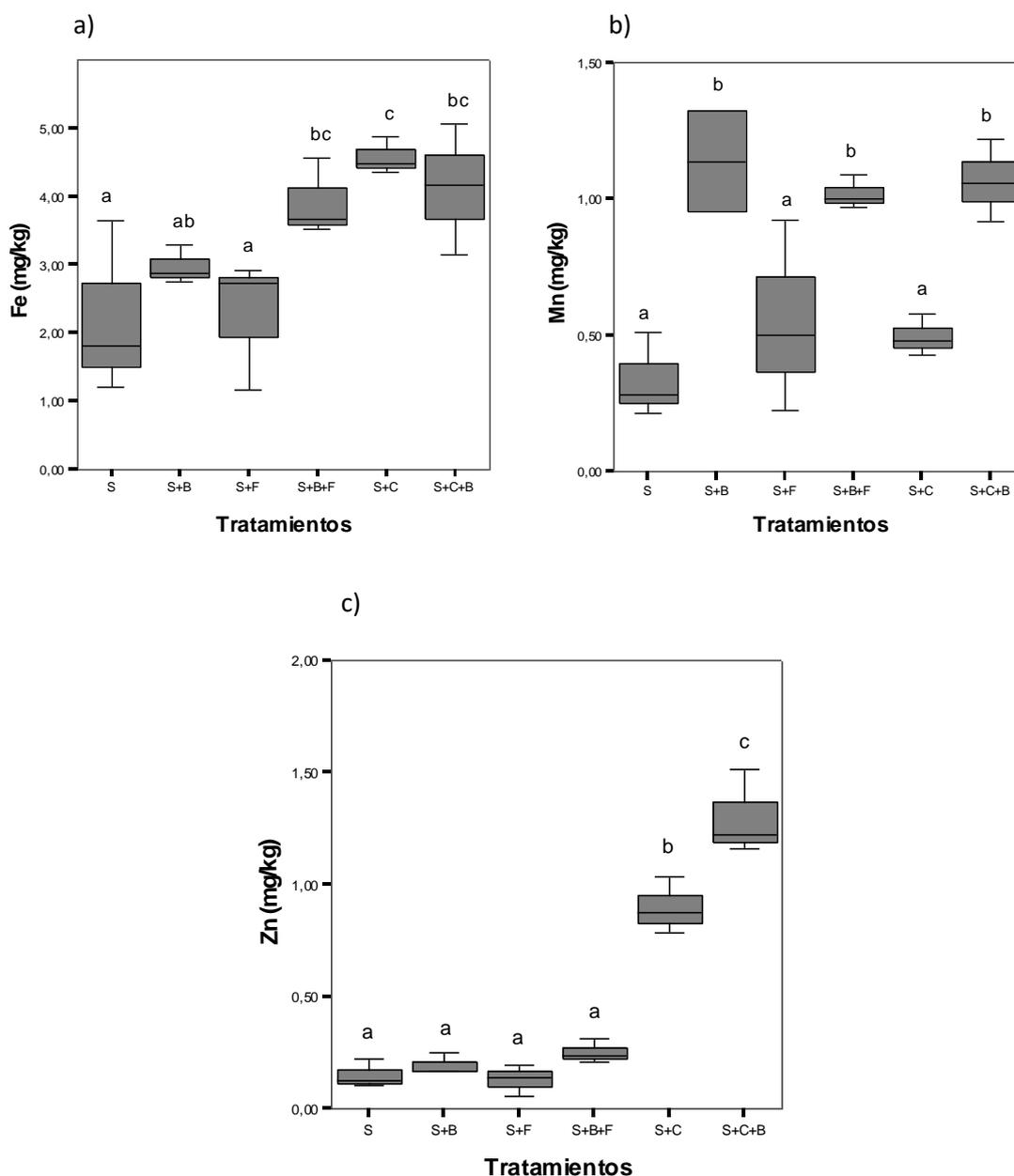


Fig. 5.3. Disponibilidad de nutrientes (mg kg^{-1}). a) Zn, b) Mn y c) Fe después de la contaminación con Cu de los diferentes tratamientos: Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media y desviación estandar ($n = 3$). Letras diferentes indican diferencia estadística en $p \leq 0,05$.

5.4.3. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre la respiración del suelo.

La Figura 5.4 muestra la respiración acumulada del suelo, cuantificada en 30 días, de los diferentes tratamientos estudiados. La respiración del suelo se considera un *proxy* de la actividad microbiana del suelo. Los valores bajos de producción de CO₂, se deberían al corto tiempo que duro el experimento, 45 días combinado con el bajo contenido en carbono del suelo inicial (Figura 5.4). El contenido de carbono respirado del tratamiento control $0,10 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \pm 0,00$ indica que existe limitada disponibilidad de carbono para los microorganismos. Sin embargo, la aplicación de biocarbón y/o compost incrementó la respiración del suelo.

La aplicación de la mezcla biocarbón-compost (S+C+B) presentó valores significativamente más altos de respiración microbiana ($0,35 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \pm 0,07$), respecto a los demás tratamientos. Este valor corresponde a incrementos de respiración del suelo del 41 % y 50,5 % con respecto a la aplicación única de S+C y S+B respectivamente. Los tratamientos S+C ($0,21 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \pm 0,01$) y S+B ($0,18 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \pm 0,03$) mostraron valores similares y significativamente diferentes con respecto al tratamiento control, lo que corresponde a un incremento de la respiración del suelo del 50 % y 40,5 % respectivamente. Se observó un ligero aumento en la respiración del suelo en el tratamiento S+B+F ($0,16 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \pm 0,02$) con respecto a S+F ($0,12 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \pm 0,01$), sin embargo, estos dos tratamientos no se diferenciaron significativamente.

Estos resultados indican que la aplicación de biocarbón o compost aumenta la actividad microbiana del suelo comparada con el control. El tratamiento con la aplicación de la mezcla biocarbón-compost presentó un efecto de sinergia ya que la respiración es superior a la suma de los tratamientos aislados, este resultado sugiere que el compost actúa como activador del biocarbón.

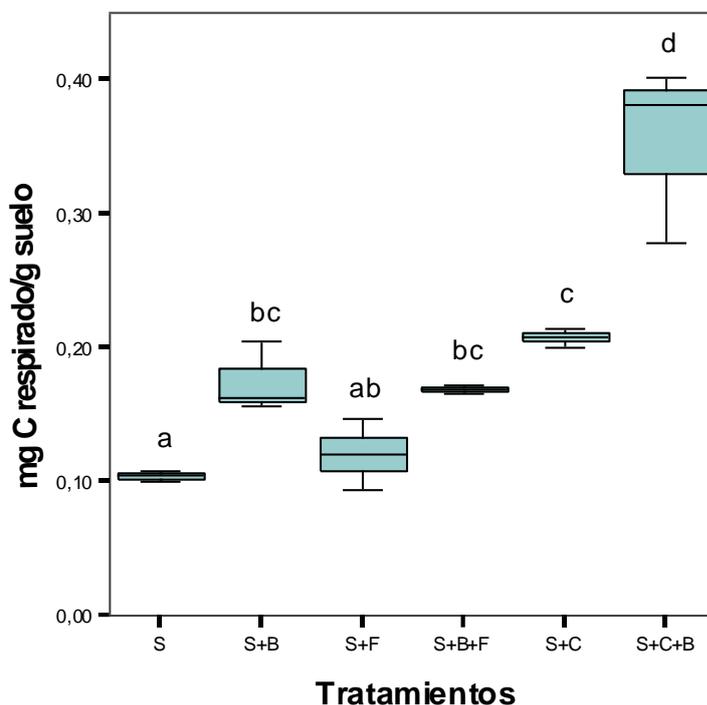


Figura 5.4. Contenido de carbono respirado (mg C-CO₂) de los diferentes tratamientos Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+F+B), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media y desviación estandar (n = 3). Letras diferentes indican diferencia estadística en $p \leq 0,05$.

5.4.4. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre el crecimiento, producción de biomasa, índice de clorofila y el contenido de nutrientes en plantas de girasol (*Helianthus annuus*).

La Figura 5.5 muestra el crecimiento de las plantas de girasol (*Helianthus annuus*) durante el experimento. Los tratamientos estudiados no presentaron ninguna diferencia en cuanto al crecimiento de plantas de girasol (*Helianthus annuus*) durante el periodo estudiado, a excepción del último muestreo (A10) en donde se observó un mayor crecimiento de las plantas en el tratamiento S+C y S+C+B (Figura 5.5). Esto indica que existió un efecto positivo de la aplicación de compost y la mezcla biocarbón-compost.

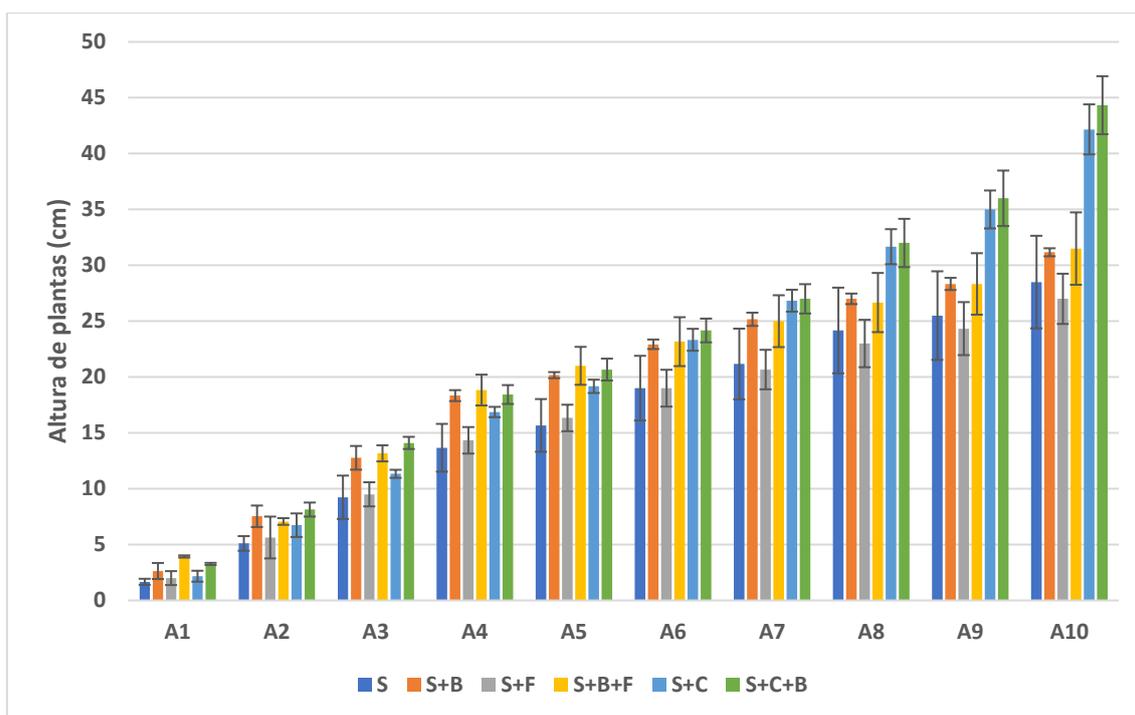


Figura 5.5. Seguimiento del crecimiento de *Helianthus annuus* de los diferentes tratamientos: Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Durante el período del ensayo (aproximadamente 45 días). Media \pm desviación estándar (n=3).

5.4.5. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost sobre la producción de biomasa, índice de clorofila en plantas de girasol (*Helianthus annuus*).

La cuantificación de producción de biomasa de las plantas de girasol (*Helianthus annuus*) se presenta en la Tabla 5.7. La aplicación de compost y la mezcla biocarbón-compost mostraron un efecto positivo sobre la biomasa de plantas de girasol. Los tratamientos S+C ($1,38 \pm 0,16$) y S+C+B ($1,84 \pm 0,24$) presentaron proporciones de biomasa significativamente superiores al resto de tratamientos (Tabla 5.7). La aplicación de la mezcla biocarbón-compost mostró 1,3 veces más biomasa que la registrada con la aplicación de compost. Aunque se observaron diferencias significativas altas en la proporción de biomasa de las raíces en el tratamiento S+C+B ($0,59 \pm 0,24$) con respecto a los demás tratamientos, la relación raíces/parte aérea de las plantas de girasol no mostraron diferencias significativas entre los tratamientos estudiados.

Tabla 5.7. Producción de biomasa (g rizotrófon⁻¹) y la relación raíz/parte aérea de los diferentes tratamientos: Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media ± desviación estándar en paréntesis (n=3). Letras diferentes indican diferencia estadística en $p \leq 0,05$.

Tratamiento	Peso fresco planta		Peso seco planta		Peso fresco parte aérea		Peso seco parte aérea		Peso fresco raíces		Peso seco raíces		Relación raíz/ parte aérea	
S	3,02 ^a	(1,05)	0,68 ^a	(0,22)	2,27 ^a	(0,77)	0,50 ^a	(0,14)	0,75	(0,33)	0,18 ^a	(0,09)	0,35 ^a	(0,13)
S+B	4,07 ^a	(0,33)	0,88 ^a	(0,11)	2,89 ^a	(0,35)	0,62 ^a	(0,12)	1,18	(0,18)	0,26 ^a	(0,01)	0,43 ^a	(0,13)
S+F	2,97 ^a	(0,41)	0,63 ^a	(0,09)	2,16 ^a	(0,39)	0,47 ^a	(0,09)	0,81	(0,11)	0,16 ^a	(0,03)	0,36 ^a	(0,14)
S+B+F	3,69 ^a	(1,22)	0,69 ^a	(0,24)	2,65 ^a	(0,86)	0,52 ^a	(0,19)	1,04	(0,34)	0,16 ^a	(0,06)	0,32 ^a	(0,05)
S+C	7,89 ^a	(1,08)	1,38 ^b	(0,16)	6,28 ^b	(1,23)	1,06 ^b	(0,19)	1,61	(0,13)	0,32 ^a	(0,05)	0,32 ^a	(0,13)
S+C+B	10,2 ^a	(2,16)	1,84 ^c	(0,24)	6,75 ^b	(0,67)	1,26 ^b	(0,13)	3,41	(1,75)	0,59 ^b	(0,24)	0,48 ^a	(0,27)

La Figura 5.6 presenta el contenido de clorofila de los diferentes tratamientos. El tratamiento control presentó el contenido más bajo de clorofila $21,6 \pm 1,70$ y diferencias significativas con los tratamientos S+F+B, S+C y S+C+B. Los tratamientos S+C ($28,2 \pm 4,04$) y S+C+B ($31,0 \pm 1,49$) presentaron contenidos mayores de clorofila sin diferencias significativas entre ellos (Figura 5.6). La aplicación de compost (S+C) incrementó el contenido de clorofila ($28,2 \pm 4,12$) con relación a la aplicación de biocarbón (S+B) $24,9 \pm 4,35$, sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre estos tratamientos. El tratamiento S+C+B ($30,9 \pm 1,49$) aumentó significativamente el contenido de clorofila con respecto al tratamiento S+B ($24,9 \pm 4,35$). Los contenidos inferiores de clorofila se registraron en los tratamientos control y con la aplicación de solución nutritiva (S+F) sin diferenciarse significativamente. La aplicación de solución nutritiva y biocarbón (S+B+F) incrementó ligeramente el contenido de clorofila, pero no presentó diferencias significativas con respecto a los tratamientos S+F y S+B.

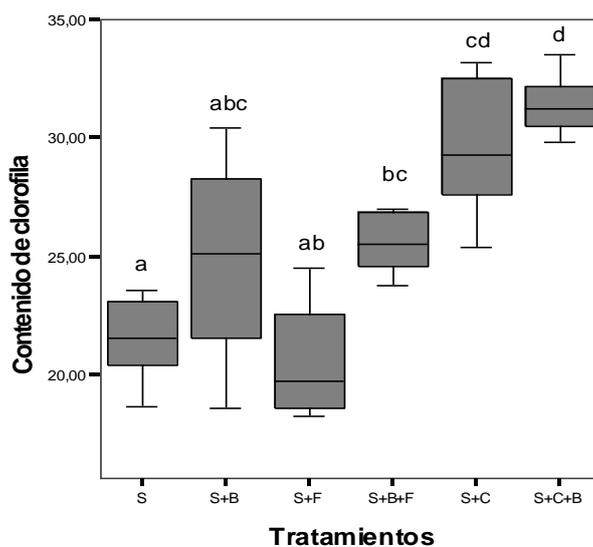


Figura 5.6. Contenido de clorofila de los diferentes tratamientos estudiados: Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media y desviación estándar (n = 3). Letras diferentes indican diferencias estadísticas $p \leq 0,05$ realizadas por pares.

5.4.6. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre el contenido de nutrientes en plantas de girasol (*Helianthus annuus*).

La concentración de macronutrientes Ca, Mg, Na, K y P en planta se muestran en las Figuras 5.7a, 5.7b, 5.7c, 5.7d y 5.7e respectivamente. Los tratamientos S+B+F (25,8 mg

$\text{g}^{-1} \pm 4,20$) y S+C ($27,2 \text{ mg g}^{-1} \pm 1,65$) presentaron concentraciones similares de Ca y significativamente superiores al resto de tratamientos (Figura 5.7a). La aplicación de solución nutritiva al biocarbón (S+B+F) aumentó 1,3 veces la concentración de Ca con respecto al tratamiento S+B, estos datos indican que el biocarbón mejoraría la eficiencia del Ca. El tratamiento S+C incrementó la concentración de Ca con relación a los tratamientos control, S+B, S+F y S+C+B, debido al Ca presente en el compost. El tratamiento S+C+B no mostró un comportamiento claro en cuanto a la concentración de Ca (Figura 5.7a).

Los tratamientos S+F, S+B+F y S+C presentaron concentraciones promedio similares de Mg alrededor de $6,9 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,20$ (Figura 5.7b). La aplicación de solución nutritiva al biocarbón (S+B+F) por un lado incrementó 1,3 veces la concentración de Mg con respecto al tratamiento S+B y equiparó la concentración de Mg del tratamiento S+C. Esto indicaría que el biocarbón actúa como un material que retiene el Mg de la solución nutritiva. La aplicación de la mezcla biocarbón-compost (S+C+B) presentó concentraciones significativamente menores de Mg ($3,91 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,73$) con relación al resto de los tratamientos (Figura 5.7b).

La concentración de K en los tratamientos S+C ($45,3 \text{ mg g}^{-1} \pm 6,97$), S+C+B ($38,06 \text{ mg g}^{-1} \pm 3,59$) y S+B+F ($30,95 \text{ mg g}^{-1} \pm 3,09$) fueron significativamente mayores entre sí y con el resto de los tratamientos (Figura 5.7c). La aplicación de solución nutritiva al biocarbón (S+B+F) incrementó 1,4 veces la concentración de K con respecto al tratamiento S+B. La aplicación de la mezcla biocarbón-compost (S+C+B) aumentó 1,2 veces la concentración de K con respecto a la aplicación del biocarbón y la solución nutritiva (S+B+F). Los tratamientos control, S+B y S+F mostraron concentraciones promedio similares de K ($21,3 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,86$) (Figura 5.7c).

La aplicación al suelo de las enmiendas orgánicas utilizadas en este estudio (biocarbón, solución nutritiva y compost) disminuyeron la concentración de Na de los tratamientos. Esta disminución de Na se explicaría por la estequiometría de las plantas y la selectividad al momento de absorber otros nutrientes como el Ca, Mg y K (Figura 5.7d).

La concentración de P mostró poca variabilidad, encontrándose valores de $0,49 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,16$ en el tratamiento S+B+F a $0,96 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,09$ en el tratamiento S+C (Figura 5.7e). A pesar de que la aplicación de compost (S+C) y la mezcla biocarbón-compost (S+C+B) aumentaron ligeramente la concentración de P, (alrededor de $0,96 \text{ mg g}^{-1}$) no se observaron diferencias significativas con los tratamientos control, S+B y S+F. La ligera

disminución de la concentración de P en el tratamiento S+B+F con respecto a S+F significaría que el biocarbón retiene el P aplicado en la solución nutritiva. (Figura 5.7e)

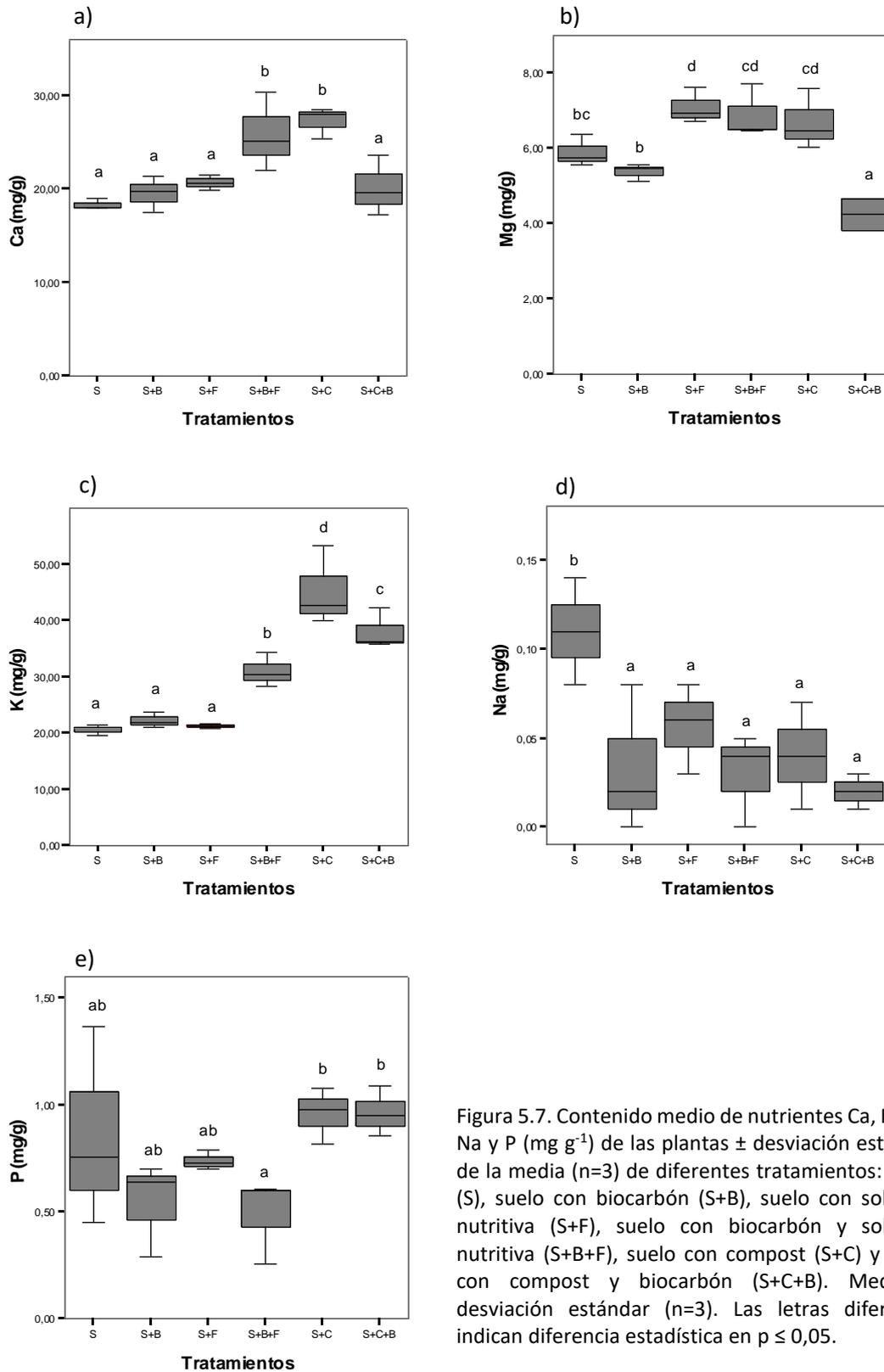


Figura 5.7. Contenido medio de nutrientes Ca, Mg, K, Na y P (mg g^{-1}) de las plantas \pm desviación estándar de la media ($n=3$) de diferentes tratamientos: suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media \pm desviación estándar ($n=3$). Las letras diferentes indican diferencia estadística en $p \leq 0,05$.

El contenido de micronutrientes Fe, Mn y Zn en planta se muestran en las Figuras 5.8a, 5.8b y 5.8c respectivamente. Los tratamientos estudiados no mostraron diferencias significativas en la concentración de Fe en las plantas, aunque los resultados indican que los tratamientos S+B, S+B+F, S+C y S+C+B presentaron una ligera disminución en la concentración de este elemento (Figura 5.8a). La concentración de Mn fue mayor en el tratamiento S+B+F ($0,53 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,01$), seguido por S+C ($0,47 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,06$) y S+B ($0,39 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,02$). El tratamiento S+B+F mostró 1,4 veces más concentración de Mn que S+B, observándose diferencias significativas entre estos dos tratamientos. Los tratamientos control, S+F y S+C+B presentaron contenidos similares de Mn alrededor de $0,20 \text{ mg g}^{-1}$ y no se observaron diferencias significativas entre estos tratamientos (Figura 5.8b). Los tratamientos S+C ($31 \mu\text{g}^{-1} \pm 0,29$) y S+C+B ($30,3 \text{ g}^{-1} \pm 3,01$) presentaron contenidos de Zn similares entre ellos y significativamente superiores al resto de tratamientos. Aunque la aplicación de solución nutritiva al biocarbón (S+B+F) incrementó ligeramente la concentración de Zn con respecto a S+B no se observó diferencias significativas entre estos dos tratamientos (Figura 5.8c).

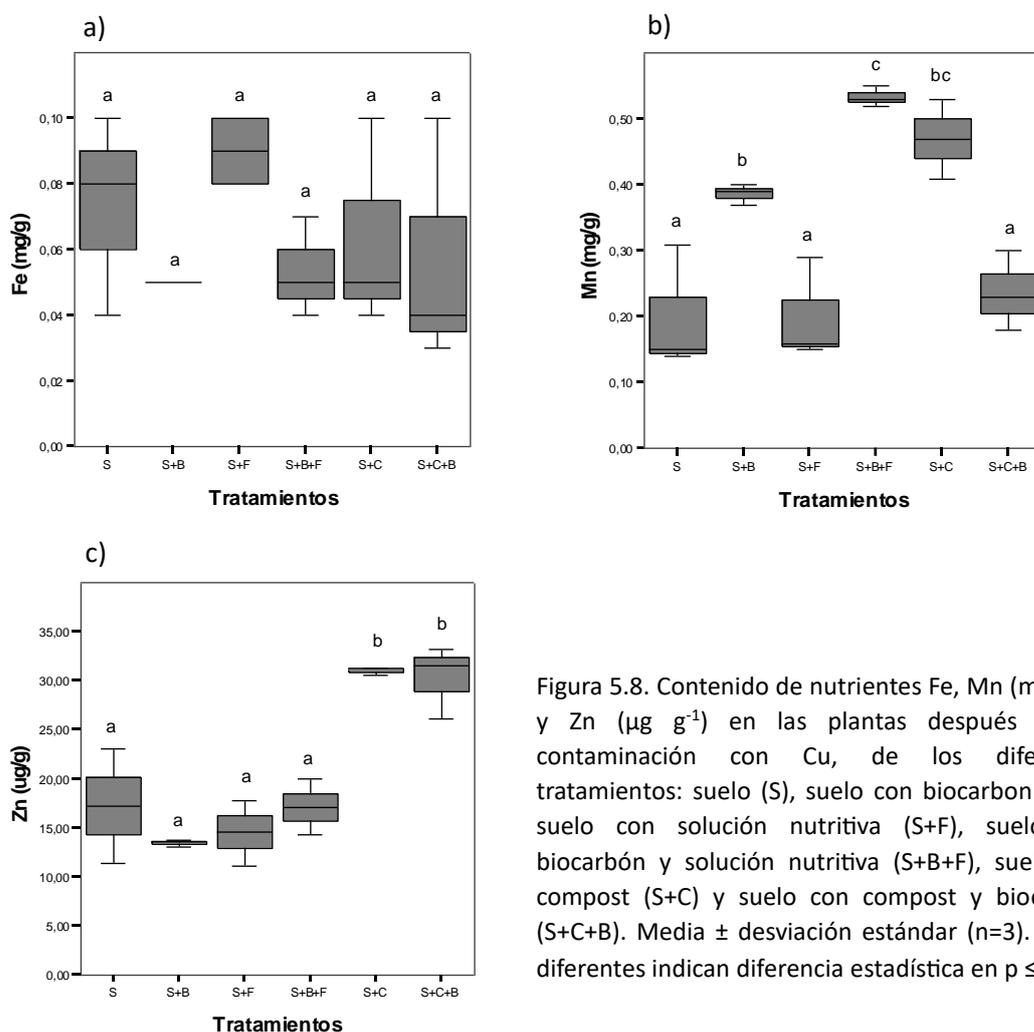


Figura 5.8. Contenido de nutrientes Fe, Mn (mg kg^{-1}) y Zn ($\mu\text{g g}^{-1}$) en las plantas después de la contaminación con Cu, de los diferentes tratamientos: suelo (S), suelo con biocarbon (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media \pm desviación estándar ($n=3$). Letras diferentes indican diferencia estadística en $p \leq 0,05$.

5.4.7. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre la biodisponibilidad y absorción de Cu.

La Figura 5.9 muestra la biodisponibilidad de Cu de los diferentes tratamientos. El Cu biodisponible de los tratamientos S+C ($86,7 \text{ mg Kg}^{-1} \pm 6,4$) y S+C+B ($69,8 \text{ mg Kg}^{-1} \pm 13,8$) fue similar y significativamente superior al resto de los tratamientos (Figura 5.9). Sin embargo, se puede anticipar un efecto positivo de la aplicación de la mezcla biocarbón-compost (S+C+B) sobre la disminución aproximada de un 20 % del Cu disponible en S+C. La aplicación de biocarbón (S+B) mostró valores de Cu similares a los de los tratamientos control, S+F y S+B+F (Figura 5.9).

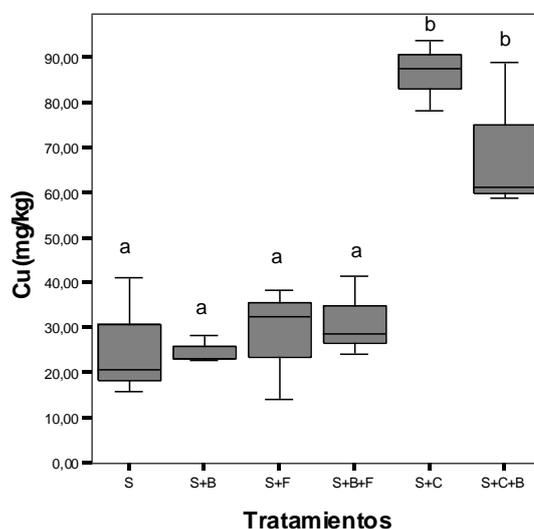


Figura. 5.9. Disponibilidad de Cu (mg kg^{-1}) de los diferentes tratamientos: Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media y desviación estándar ($n = 3$). Letras diferentes indican diferencia estadística en $p \leq 0,05$.

5.4.8. Dinámica de la concentración de Cu en los lixiviados de los tratamientos aplicados.

La Figura 5.10 muestra la cantidad de Cu lixiviado de los diferentes tratamientos reportada por Estévez (2018). Los tratamientos S+C ($0,85 \text{ mg Cu L}^{-1} \pm 0,12$) y S+C+B ($1,01 \pm 0,12 \text{ mg Cu L}^{-1}$) mostraron mayor lixiviación de Cu. La aplicación de compost aumentó 9,4 veces la concentración de Cu lixiviado con respecto al control (Figura 5.10). Los resultados indican que la aplicación de biocarbón (S+B) disminuyó ligeramente la cantidad de Cu lixiviado.

Las mayores concentraciones de Cu de los lixiviados LX4 respecto a las semanas anteriores y posteriores en los tratamientos S+B, S+C y S+C+B estarían relacionados con el crecimiento de la planta y la acción de la rizosfera que ayuda a movilizar metales, especialmente cuando la proporción de raíces es importante en comparación con la cantidad de suelo del rizotrócn (Figura 5.10).

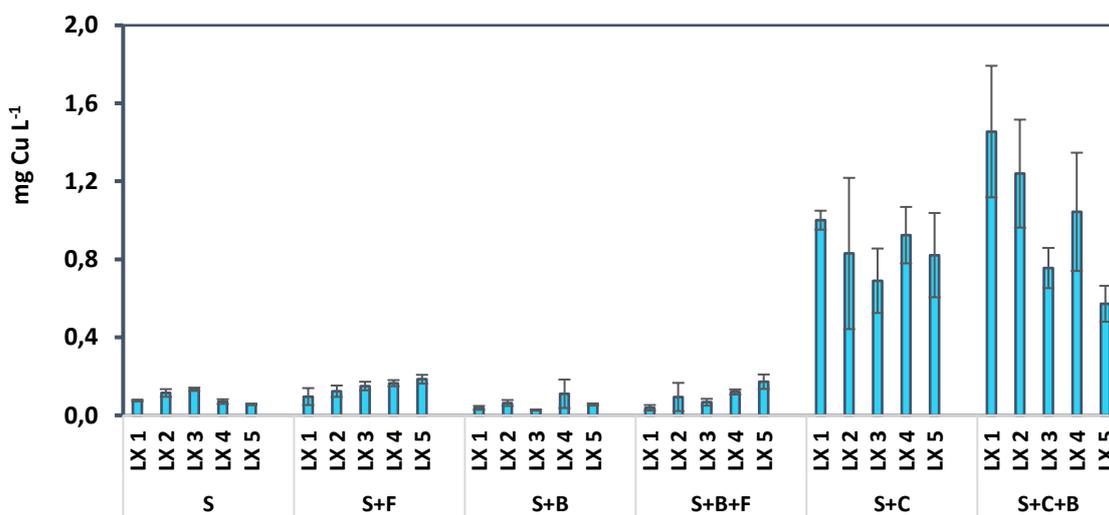


Figura 5.10. Movilización de Cu (mg L^{-1}) de los diferentes tratamientos: Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media \pm desviación estándar ($n=3$).

5.4.9. Efecto de la aplicación de biocarbón, compost y mezcla biocarbón-compost, sobre la concentración y absorción de Cu en planta.

La Figura 5.11 indica la concentración de Cu en las plantas de los diferentes tratamientos. En este estudio no se encontraron diferencias significativas en la concentración de Cu de las plantas entre los tratamientos (Figura 5.11). Sin embargo, se puede anticipar un efecto positivo en la disminución de Cu en el tratamiento S+B ($14,4 \mu\text{g g}^{-1} \pm 5,37$) con respecto a los tratamientos control ($21,1 \mu\text{g g}^{-1} \pm 9,21$) y S+C ($19,1 \mu\text{g g}^{-1} \pm 4,12$).

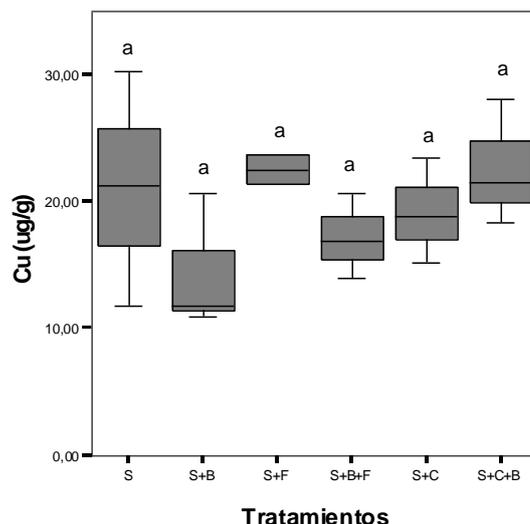


Figura 5.11. Contenido de Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$) en las plantas de los diferentes tratamientos. Suelo (S), suelo con biocarbón (S+B), suelo con solución nutritiva (S+F), suelo con biocarbón y solución nutritiva (S+B+F), suelo con compost (S+C) y suelo con compost y biocarbón (S+C+B). Media \pm desviación estándar ($n=3$). Letras diferentes indican diferencia estadística en $p \leq 0,05$.

5.5. Discusión.

5.5.1. Cambios en las propiedades del suelo.

En nuestro estudio la aplicación de biocarbón, compost y la mezcla biocarbón-compost resultó en un aumento del contenido de humedad del suelo. El tratamiento S+B incrementó 1,5 veces el contenido de humedad del suelo en relación con el control. Resultados también obtenidos en los estudios realizados por Abel et al. (2013), Wong et al. (2017) y Haider et al. (2017), quienes indican que la aplicación de biocarbón incrementó el contenido de humedad de los suelos en comparación a suelos tratados sin biocarbón. Además Horák et al. (2019), mencionan que la aplicación de dosis altas de biocarbón aumentaron la humedad del suelo en un rango promedio de 1 % a 15 %. La porosidad del biocarbón contribuiría a mejorar la capacidad de almacenamiento de agua mediante ligeros cambios en los tamaños de los poros del suelo. Esta condición dependerá de aspectos como el tipo de materia prima, condiciones de pirólisis, dosis de aplicación de biocarbón y el tipo de suelo (Novak et al. 2012 y Yu et al. 2013).

La aplicación de biocarbón aumentó ligeramente el $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ de los tratamientos estudiados, resultados similares a los publicados por Hailegnaw et al. (2019), en donde indican incrementos de los valores de pH, de acuerdo a las dosis de aplicación de

biocarbón a partir de astillas de madera de coníferas (0,5 %, 2 %, 4 % y 8 %) en un suelo de textura franco arenoso. De acuerdo con Li et al. (2018), el aumento del valor de pH después de la aplicación de biocarbón probablemente estaría relacionado con la cantidad de cenizas y cationes básicos (Ca, K y Mg) presentes en el biocarbón así como la modificación del equilibrio entre el Al^{3+} y los diferentes hidróxidos que se pueden formar y que precipitan en el suelo (Yuan et al. 2010, Wang et al. 2014 y Masud et al. 2014). Yang et al. (2016) y Meng et al. (2018), indican que el aumento del pH del suelo provocado por la aplicación de biocarbón influiría también sobre la movilidad de los metales pesados del suelo.

En nuestro trabajo la capacidad de intercambio catiónico incrementó en mayor medida con la aplicación de biocarbón, compost y la mezcla biocarbón-compost, tal como lo describen Laird et al. (2010), Zhang et al. (2014) y Belyaeva y Haynes (2012). La capacidad de intercambio catiónico puede variar notablemente de acuerdo con el tipo de material utilizado para la fabricación de biocarbón, proceso de pirólisis y dosis de aplicación del biocarbón (Tomczyk. et al 2020 y Lehmann et al. 2006). Los biocarbones producidos a partir de estiércol de pollo y cascarilla de café incrementaron la capacidad de intercambio catiónico hasta $40,4 \text{ cmolc kg}^{-1}$ y $27,5 \text{ cmolc kg}^{-1}$ respectivamente, conforme se aplicó una dosis de 20 % de biocarbón obtenido a temperatura de pirólisis de $750 \text{ }^\circ\text{C}$, por otro lado la aplicación de la misma dosis de biocarbón a partir de aserrín de eucalipto y bagazo de caña pirolizados a la misma temperatura disminuyó la capacidad de intercambio catiónico $14,3 \text{ cmolc kg}^{-1}$ y $13,2 \text{ cmolc kg}^{-1}$ respectivamente (Domingues et al. 2020). Los valores de capacidad de intercambio catiónico de los biocarbones a partir de residuos forestales del estudio realizado por Domingues et al. (2020), son similares al valor de CIC del biocarbón a partir de brezales y encinas ($14,4 \text{ cmolc kg}^{-1}$) del presente trabajo. De acuerdo con Cantrell et al. (2011), las materias primas con altos contenidos de cenizas también producirían biocarbones con mayor capacidad de intercambio catiónico.

La aplicación de biocarbón, compost y la mezcla biocarbón-compost aumentaron los cationes intercambiables, especialmente el Ca, Mg y K. Estos datos son similares a los reportados por Hailegnaw et al. (2019), quienes encontraron que la aplicación de biocarbón de astillas de madera aumentaron los contenidos de Ca, Mg y K intercambiables en siete tipos de suelos. Los mayores contenidos de Na se registraron en los tratamientos con la aplicación de compost y la mezcla biocarbón-compost, pero no se observó un incremento significativo del Na ni del porcentaje de sodio de

intercambio (PSI). Aunque Fernandes et al. (2019), encontraron un incremento del PSI mayor al 200 % en oxisoles, Chaganti et al. (2015), describen una reducción del PSI en suelo salino-sódicos en los cuales se aplicó biocarbón. Walker y Bernal (2007), también describen que el incremento de las bases del suelo, como el Ca, en el complejo de intercambio puede favorecer la menor presencia del Na en el complejo en suelos con aplicación de compost o enmiendas orgánicas.

La aplicación de compost y la mezcla biocarbón-compost aumentaron la biodisponibilidad de Fe y Zn. Los tratamientos con la aplicación de biocarbón, la solución nutritiva incorporada al biocarbón y la mezcla biocarbón-compost incrementaron la biodisponibilidad de Mn. Los valores encontrados en el presente trabajo están dentro de los niveles adecuados de Fe 2,4 - 4,5 ppm, Mn 1,2 ppm y Zn 0,8 ppm establecidos por Lindsay y Norvell (1978). Contrario a nuestros resultados, existen trabajos como los realizados por Puga et al. (2016), que informan de concentraciones bajas de metales pesados después de la aplicación de biocarbón en suelos contaminados. Lu et al. (2017), también publican concentraciones de Zn extraído con DTPA significativamente ($p < 0,05$) más baja en suelos en donde se aplicó biocarbón a partir de biomasa de bambú y paja de arroz, especialmente a una dosis de aplicación del 5 % en comparación con suelos sin biocarbón (Lu et al. 2017). Otros estudios informan sobre la disminución de la disponibilidad de Zn, Cd y Pb al aumentar las dosis de aplicación de biocarbones obtenidos de varios tipos de biomásas y temperaturas de pirólisis (Kim et al. 2015, Puga et al. 2015 y Yang et al. 2016). Sin embargo, factores del suelo como el contenido de materia orgánica, cantidad de carbonatos, composición mineral, entre otras también influyen en la disponibilidad de metales pesados del suelo (Paz-Ferreiro et al. 2014, Antonangelo et al. 2019, Haris et al. 2021 y Fageria et al. 2002).

5.5.2. Actividad biológica de suelos contaminados con Cu.

Nuestros datos indican un aumento significativo de la actividad biológica, medida por la respiración microbiana al aplicar biocarbón, compost y la mezcla de biocarbón-compost, principalmente sobre el tratamiento control. Resultados que son confirmados por Sagrilo et al. (2015), quienes mencionan que la aplicación de biocarbón incrementó la respiración del suelo, de la misma manera Steiner et al. (2008), reportaron un incremento del 30 % en la respiración del suelo después de la aplicación del biocarbón. Contrario a estos resultados, existen estudios que no demuestran efectos positivos

entre la aplicación de biocarbón y la respiración del suelo, además de existir variabilidad sobre este parámetro, al parecer relacionado con la dosis de aplicación de biocarbón (Liu et al. 2016, Case et al. 2014 y Schimmelpfennig et al. 2014). De acuerdo con Stewart et al. (2013), la aplicación de 100 t ha^{-1} , incrementó la respiración del suelo en un 35 %, mientras que la aplicación de 25 t ha^{-1} de biocarbón únicamente incrementó un 8 % la respiración de suelo.

5.5.3. Parámetros fisiológicos del Girasol (*Helianthus annuus*).

La aplicación de mezcla de biocarbón-compost aumentó el crecimiento y biomasa de las plantas de girasol (*Helianthus annuus*) en relación con la aplicación de estas enmiendas por separado, especialmente en las últimas semanas del cultivo. Esto se relacionaría con la mayor disponibilidad de nutrientes (Ca, Mg, K y P) que se observó con la aplicación de estas enmiendas. Nuestros resultados se asemejan a lo reportado por Lehmann (2007), en donde indica que la aplicación de la mezcla biocarbón-compost crea sinergias que facilitan el intercambio y disponibilidad de nutrientes a la planta, permitiendo un mayor crecimiento y rendimiento de los cultivos. Los estudios realizados por Jones et al. (2016), con una aplicación de dosis del 3 % de biocarbón combinado con dosis de 1 % de compost de residuos verdes incrementaron el crecimiento de plantas de girasol (*Helianthus annuus*), aproximadamente 40 cm en comparación a plantas sin ningún tipo de enmiendas (Jones et al. 2016). En nuestro estudio la aplicación de la mezcla biocarbón-compost produjo un crecimiento de plantas entre 42 y 44 cm en la última semana del cultivo, en comparación a las plantas sin ningún tipo de enmiendas 28 cm.

Los tratamientos en donde se aplicó compost y la mezcla biocarbón-compost presentaron incrementos en la biomasa de plantas de girasol (*Helianthus annuus*), estos resultados fueron similares a los informados por Schulz y Glaser (2012). Igualmente Manolikaki et al. (2019), indican un aumento de 16 g/maceta del peso seco de maíz (*Zea Mays*) en tratamientos con compost y biocarbón en comparación con el tratamiento sin aplicación de enmiendas. Lo que sugiere que la mezcla biocarbón-compost podría presentar un mayor beneficio sobre la biomasa de plantas. La influencia del biocarbón y compost sobre un incremento en el rendimiento de las plantas se atribuye a la mayor disponibilidad de nutrientes que ofrecen estas dos enmiendas (Kalus et al. 2019). Existen estudios que también informan sobre el crecimiento del sistema radicular después de la aplicación de biocarbón (Svoboda et al. 2017), variando de acuerdo a las propiedades

del biocarbón y los diferentes ambientes del suelo (Lehmann et al. 2011a). La formación de biomasa subterránea puede explicarse por el aumento de la porosidad del suelo y por la estimulación de la colonización de las raíces de las plantas por hongos micorrízicos después de la aplicación de biocarbón. Esto se combina con una mayor eficiencia en la utilización de nutrientes, no solo en el área de la rizosfera, sino también a través de fibras extrarradicales de hongos micorrízicos del área de la micorriza (Marschner, 2012). Sin embargo, contrarios a estos resultados, se han publicado trabajos que indican que no existió ningún efecto sobre el rendimiento de plantas al aplicar biocarbón en una dosis de 45 t ha⁻¹. Mientras que la aplicación de 300 t ha⁻¹ redujo la productividad de plantas en regiones templadas, probablemente por un desequilibrio de nutrientes y limitaciones de N (Borchard et al. 2014 y Schmidt et al. 2014).

El índice de clorofila de las plantas de girasol (*Helianthus annuus*) de nuestro estudio fue mayor en los tratamientos con la mezcla biocarbón-compost. De acuerdo con Zeeshan et al. (2020), la aplicación de compost y biocarbón podrían aumentar los contenidos de clorofila a, clorofila b, clorofila total y carotenoides. En el estudio realizado por Agegnehu et al. (2015), se indica que el contenido de clorofila se correlacionó positivamente con la cantidad de biomasa aérea, raíces y altura de plantas de maíz (*Zea Mays*). Por otro lado, las plantas de trigo (*Triticum*) que fueron cultivados en suelos contaminados con Cu presentaron clorosis, crecimiento limitado, cambios en los cloroplastos (Eleftheriou y Karataglis 1989) y eficiencia reducida de la fotoquímica del fotosistema II (PSII) (Lanaras et al. 1993). Sin embargo, Kalaji et al. (2016), informan que una baja concentración de metales pesados no inhibió la síntesis de clorofila de varios cultivo, en relación a altas concentraciones. Los mismos autores indican que el tamaño de las partículas de biocarbón influyó sobre el contenido de clorofilas de plantas de tomate (*Solanum Lycopersicum*). Información confirmada con Zeeshan et al. (2020), quienes encontraron que la aplicación de biocarbón < 3 mm aumentó el contenido de caroteno, clorofila a, b y clorofila total en un 15 %, 10 %, 45 % y 17 % respectivamente, en comparación con plantas cultivadas en suelos sin biocarbón.

En nuestro estudio se observó que la aplicación de las enmiendas orgánicas incrementó la concentración de los nutrientes en las plantas de girasol (*Helianthus annuus*) en función del tipo de enmienda y el elemento estudiado. La aplicación de compost incrementó significativamente la concentración de Ca, K, Mn, Zn y ligeramente el Mg y P. La aplicación de biocarbón aumentó significativamente la concentración de Mn y ligeramente la concentración de Ca y K. La aplicación de la mezcla biocarbón-compost

presentó incrementos significativos en la concentración de K, Zn y ligeramente en la concentración de P. Todos ellos en relación con el tratamiento control. La aplicación de la solución nutritiva al biocarbón (S+B+F) incrementó las concentraciones de algunos nutrientes, llegando a concentraciones similares a las encontradas con la aplicación de compost. La disponibilidad de nutrientes para la planta generalmente depende de procesos de adsorción a los componentes minerales y orgánicos del suelo que se ven favorecidos por la aplicación del biocarbón y el compost al tener una alta superficie específica y carga negativa respectivamente (Liang et al. 2009).

5.5.4. Biodisponibilidad, lixiviación y absorción de Cu.

La aplicación de biocarbón en nuestro estudio no mostró diferencias ni en la biodisponibilidad ni en la movilidad de Cu con respecto al suelo control contaminado con este elemento. En cambio, la aplicación de compost incrementó significativamente tanto la biodisponibilidad como la lixiviación de Cu, supuestamente relacionado con el mayor contenido de sustancias orgánicas solubles con alta afinidad por algunos metales pesados, como el Cu en el compost (Christensen et al. 1999 y Clemente et al. 2007). La aplicación de la mezcla biocarbón-compost sí que mostró una ligera disminución del Cu respecto al tratamiento realizado exclusivamente con compost.

La disminución de la lixiviación del metal contaminante varía según las características del biocarbón y las dosis aplicadas, así como las condiciones del suelo. A pesar del 10% aplicado en nuestro estudio no se observó una reducción en la movilidad del Cu mientras que el estudio realizado por Jones et al. (2016), en un Gleysol de textura arenosa con la aplicación de un biocarbón patentado encontrando que la mayor dosis de aplicación del 3% de biocarbón disminuyó un 91 % del Cu lixiviado en relación a las muestras sin enmiendas. De la misma manera, la aplicación de compost a partir de residuos verdes en dosis de 1 % y 2 %, fue la menos efectiva, aunque se observó una reducción del 47 % en la lixiviación del Cu.

Finalmente, en el presente estudio no se encontraron diferencias significativas en la concentración de Cu de las plantas entre los tratamientos aplicados, aunque, se puede anticipar un efecto positivo en la disminución de Cu con la aplicación de biocarbón. Resultados positivos ya que el Cu se encuentra en altas concentraciones por la contaminación inducida en el experimento. En el caso del incremento significativo de Cu biodisponible en los tratamientos con la presencia de compost también se observa un

no incremento de la concentración de Cu en la planta con respecto al suelo contaminado sin tratamiento. Estos resultados indican que la planta regula la absorción de Cu en función de la demanda de nutrientes esenciales como N y P acorde a la tasa de crecimiento y al suministro de estos por parte del suelo según biodisponibilidad.

Contrarios a nuestros resultados Jones et al. (2016), indican que la aplicación de biocarbón así como la aplicación de compost de manera separada en suelos contaminados disminuyeron las concentraciones de Cu de las plantas de girasol, y que la aplicación combinada de estas dos enmiendas presentó un mejor resultado sobre la disminución de la concentración de Cu. De igual manera Karami et al. (2011), demostraron que la aplicación de biocarbón y compost redujeron significativamente la concentración de Cu en el cultivo de raigrás. La aplicación de cuatro tipos de biocarbón disminuyeron las concentraciones de Cu en un 29 % en los tejidos vegetales de plantas de mostaza (Kloss et al. 2015). La acción sobre la disponibilidad de Cu para las plantas se vería afectada entre otros factores por el tipo de suelo, contenido de carbono orgánico disuelto y el pH del suelo (Kolbas et al. 2014).

5.6. Conclusiones.

Se concluye que hay un efecto positivo del biocarbón y el compost en el almacenamiento de agua del suelo y la CIC sin una alteración significativa del pH en suelos calcáreos. Aun así, la adición de compost produjo los mejores resultados a corto plazo, con valores en la humedad del suelo y la CIC más altos y diferencias significativas con respecto a Ca y Mg intercambiables.

La aplicación del biocarbón favoreció la biodisponibilidad de Mn mientras que la aplicación del compost disminuyó ligeramente el valor del pH del suelo lo que favoreció la disponibilidad de nutrientes, especialmente en el caso de Fe y Zn. Con la aplicación de la mezcla biocarbón-compost se observa una las mayores diferencias en todos los micronutrientes. La aplicación de fertilizantes minerales no tuvo efectos significativos para la mayoría de las variables medidas como el crecimiento de las plantas, el pH, la CIC, la disponibilidad de metales o la humedad del suelo.

La aplicación de biocarbón, compost y la mezcla biocarbón-compost mejoró la respiración del suelo, encontrándose un aumento significativo de este parámetro en la aplicación biocarbón-compost. Sin embargo, no se detectó ninguna diferencia

significativa en el crecimiento de las plantas, a excepción de la formación de biomasa aérea total en el tratamiento mezcla biocarbón-compost. La aplicación del compost, la mezcla biocarbón-compost y biocarbón con la fertilización mineral tienen los contenidos de clorofila más elevados y contenido de K en las hojas, indicando un correcto estado nutricional de la planta. Los suelos tratados con el biocarbón mostraron una menor asimilación de P, indicando una tendencia a retener el P en el suelo, mientras que las plantas en los suelos con compost o la mezcla biocarbón-compost, muestran una mayor concentración de P en la parte aérea de la planta. Los contenidos más elevados de micronutrientes se encuentran mayoritariamente en los tratamientos con compost, aunque los contenidos de micronutrientes en la planta de los tratamientos con biocarbón muestra menores concentraciones a excepción del Mn.

La aplicación de biocarbón, en el suelo contaminado con Cu no redujo de forma efectiva la movilidad del Cu en la solución del suelo, así como su biodisponibilidad, con valores relativamente similares presentados en los suelos contaminados sin tratamiento. Por el contrario, la aplicación de compost aumentó significativamente la movilidad y biodisponibilidad de este metal. La mayor movilidad y biodisponibilidad del Cu en los tratamientos de compost se atribuye al contenido de DOC del compost y a la ligera disminución del pH, por lo tanto, no se recomienda la aplicación de compost en suelos contaminados. Aun así, la concentración de Cu en las plantas no muestra un incremento significativo.

El tipo de biocarbón y la dosis aplicada no fue efectiva como una enmienda remediadora de suelos contaminados con Cu, aunque la mejora en ciertas propiedades del suelo ayudó a que la planta tuviera un desarrollo adecuado sin deficiencias nutricionales. Estos resultados, sin embargo, sólo se aplican a este tipo de biocarbón, los suelos y el cultivo examinados realizados en un ambiente de invernadero. Por lo tanto, es imperativo realizar más investigaciones de campo en escalas de tiempo más largas con suelos, biocarbón y cultivos más diversos.

6. DISCUSIÓN GENERAL

La producción de biocarbón es una tecnología termoquímica bien establecida, que mediante el proceso de pirólisis y en el contexto de gestión ambiental ofrece una manera eficiente e importante de reducir los desechos forestales, desechos de cultivos, desechos animales, desechos industriales y municipales, disminuyendo la contaminación ambiental producto de un inadecuado manejo de éstos. Autores como Barrow (2012), Chen et al. (2010), Cantrell et al. (2011) y Enders et al. (2012), han comprobado que la producción de biocarbón a partir de varios tipos de biomásas residuales lo convierte en un material económico y con la capacidad de gestionar el flujo de residuos al medio ambiente, favoreciendo la economía circular. Además, la transformación de estos desechos en biocarbón generan un material poroso con alto contenido de carbono y con características distintas a las de las biomásas de origen (Lehmann y Joseph 2012). El biocarbón, se utiliza preferentemente como una enmienda orgánica que mejora las características fisicoquímicas y biológicas de suelos, así como la productividad y el rendimiento de los cultivos (Chan et al. 2007b y Hossain et al. 2020), aunque las diferentes materias primas y temperaturas de pirólisis pueden modificar algunas de las propiedades de los biocarbones así como las propiedades biofísicas y la estabilidad estructural del suelo (Saffari et al. 2020). La variabilidad en los resultados publicados según el tipo de biocarbón aplicado han motivado la producción y el estudio de seis tipos de biocarbones a partir del uso de 5 tipos de biomásas provenientes de gestión forestal y jardinería (tronco de pino, rama de pino, restos de poda de jardinería, brezo de gestión forestal y biomasa mixta) y 2 tipos de pirólisis, horno Kontiki (600 - 700 °C) y horno Retorta (400 - 500 °C). La biomasa precursora del biocarbón determinó la conductividad eléctrica y área de superficie específica de los biocarbones. Por el contrario, la capacidad de retención de agua de los biocarbones se relacionó con el tipo de técnica utilizada para producir el biocarbón, la técnica kontiki mostró los porcentajes más altos de capacidad de retención de agua. Además, los seis biocarbones utilizados presentaron una gran variabilidad en la composición elemental y el contenido de macro y micronutrientes, relacionados tanto con el tipo de materia prima utilizada como con el sistema de producción.

El uso de biocarbón tiene un amplio potencial de investigación y de mejora debido a la versatilidad de sus características, y a la amplia variedad de material de desecho que puede ser utilizado como materia prima en función de la disponibilidad, convirtiéndolo en una buena alternativa como enmienda agrícola.

Si bien es cierto, que la utilización del biocarbón presenta beneficios en la agricultura, su escaso contenido de nutrientes hace que uno de los principales desafíos sea mejorar las características del biocarbón, que, a su vez, incrementen la disponibilidad de nutrientes para las plantas tal y como ya recopiló Ding et al. (2016).

En nuestro experimento se ha demostrado que la aplicación de fertilizantes orgánicos en forma líquida, como Ecomplet y Té de compost, o sólida en forma de compost ha aumentado el contenido de nutrientes en las mezclas, favoreciendo la disponibilidad de nutrientes en suelo y la absorción por la planta. Estos resultados también se han observado con la aplicación de otros fertilizantes orgánicos, como es el caso la aplicación de biocarbón enriquecido con estiércoles de cerdo realizado por Laird et al. (2010a) y con el efluente del lavado de las granjas de vacas lecheras publicado por Sarkhot et al. (2012). La fertilización del biocarbón para su uso en agricultura respecto a la utilización de fertilizantes sintéticos, presentaría ventajas como la retención y liberación lenta de los nutrientes presentes en las fuentes fertilizadoras, evitando la pérdida de éstos por lixiviación, así como el aporte de carbono orgánico disuelto para un mejor aprovechamiento de los cultivos (Prost et al. 2013, Prendergast-Miller et al. 2014 y Kammann et al. 2015).

En la misma línea, una alternativa para combinar biocarbón con enmiendas orgánicas a escala de producción, es incorporar el biocarbón durante el proceso de compostaje, lo que se conoce como co-compostaje (Agegnehu et al. 2017).

Existe un amplio debate sobre la dosis óptima de aplicación de biocarbón y las respuestas de los sistemas suelo-planta que además dependen de otros factores como el tipo de suelo y cultivo, el material de partida, métodos y contextos de aplicación de biocarbón. En este sentido, autores como Yao et al. (2012), Gale y Thomas (2018), han analizado los efectos de la aplicación de distintas dosis de biocarbón sobre parámetros de suelo y planta. En nuestro estudio se observó que las mejoras en las condiciones fisicoquímicas del suelo así como el crecimiento y producción de plantas de tomate se relacionaron con las dosis aplicadas, pero también con la fertilización previa del biocarbón y del tipo de suelo. En el caso de la aplicación de la dosis más alta de biocarbón previamente fertilizado, ésta incrementó el porcentaje de humedad y la disponibilidad de P y K en el suelo de textura arenoso mientras que en el suelo con textura franco arenoso la aplicación de esta dosis incrementó la disponibilidad de P, Ca, Zn y Cu. Por otro lado, la aplicación de esta dosis incrementó la población de *Trichoderma* en los dos

tipos de suelo estudiados. Sin embargo, no se observaron diferencias en los parámetros de crecimiento vegetal como la altura, número de frutos y contenidos de clorofilas de las plantas. Según Domene et al. (2014), la aplicación de 30 t ha⁻¹ de biocarbón incrementó la cantidad de microorganismos de 366,1 μg C g⁻¹ a 730, 5 μg C g⁻¹ en comparación con el control. De la misma manera Domene et al. (2015), indican un incremento de microorganismos en el suelo entre un 5 % y un 56 % a medida que se aumentó la dosis de aplicación de biocarbón a partir de rastrojo de maíz de 0 % a 14 % respectivamente.

Nuestro estudio muestra que la aplicación de mezcla de biocarbón-compost, como forma de fertilización sólida del biocarbón también mejora la calidad del suelo ya que aumenta la porosidad, la humedad del suelo y el contenido de nutrientes disponibles para la vegetación. Estos resultados están dentro de los obtenidos por Kalus et al. (2019), donde la aplicación de mezcla biocarbón-compost presentó mayor contenido de micronutrientes en el suelo respecto a la aplicación de compost. Los resultados sugieren que la alta porosidad y área de superficie específica que presenta el biocarbón, permite una mayor adsorción y retención de nutrientes lo que a su vez evita pérdidas de nutrientes por lixiviación, producidas con la aplicación exclusiva de compost. Por tanto, el compost podría resolver en cierta medida el problema de la falta de nutrientes que presenta el biocarbón, y, a su vez, el biocarbón puede aumentar la estabilidad del compost en el suelo. Además, la mezcla de biocarbón-compost potencia la actividad biológica tal y como muestran los resultados de respiración del suelo en nuestro estudio y los trabajos de Elias et al. (2020) y Jien et al. (2018). Nuestros resultados sugieren que se produce una sinergia entre compost y biocarbón ya que el compost aportaría nitrógeno disponible para el desarrollo de la comunidad microbiana que podría usar parte del carbono del biocarbón.

Respecto al cultivo, también se observan mejoras al aplicar la mezcla biocarbón-compost. En el presente trabajo, la mezcla aplicada permitió una mayor concentración de P en la parte aérea de la planta al igual que una mayor producción de biomasa aérea total, indicando un correcto estado nutricional del cultivo. Abideen et al. (2020), también detectaron aumentos significativos en el contenido de nutrientes, como K, Mg y Ca, la fotosíntesis y el crecimiento de plantas cultivadas en suelos con deficiencias de nutrientes al aplicar la mezcla biocarbón-compost (1,5 % de biocarbón + 1,5 % compost) en comparación con la aplicación de estas enmiendas por separado.

El uso continuo y excesivo de fertilizantes sintéticos han producido problemas como la acumulación de metales pesados (Cu, Zn, Pb y Mn), desequilibrio nutricional, acidificación, compactación de suelos y cambios en la población microbiana del suelo, que a su vez podrían convertirse en riesgos para la salud humana (Kelepertzis 2014 y Lin et al. 2019). La aplicación de biocarbón y/o bicarbón fertilizado, con fertilizantes tanto líquidos como sólidos, se ha planteado como una posible estrategia *in situ* de inmovilización de los metales pesados. De acuerdo con Liu et al. (2019) y Yu et al. (2018), el biocarbón y el compost son dos materiales con gran capacidad para inmovilizar metales pesados del suelo, reduciendo su biodisponibilidad y el potencial lixiviado a las aguas freáticas.

En nuestro estudio, la aplicación de biocarbón, en un suelo contaminado con Cu no redujo de forma efectiva la movilidad de Cu en el suelo ni su biodisponibilidad, con valores relativamente similares a los presentados en los suelos contaminados sin tratamiento. Contrario a nuestros resultados, la aplicación de dosis de 5 % de biocarbón a partir de paja de arroz en un suelo contaminado de textura franco arenoso, redujo el Cu y Zn en un 97,3 % y 62,2 % según Yang et al. (2016b). Nuestros resultados muestran que la aplicación de biocarbón al 10 % no fue efectiva como una enmienda remediadora de suelos contaminados con Cu, aunque la mejora en ciertas propiedades del suelo ayudó a que la planta tuviera un desarrollo adecuado sin deficiencias nutricionales. La correcta nutrición de la planta favoreció que el aumento en la biodisponibilidad de Cu en los tratamientos de compost y mezcla de biocarbón-compost no se tradujera en un aumento de la concentración de Cu en planta, mitigando la potencial transferencia al cultivo y la cadena alimentaria de este metal. Así, tal y como sugiere Sauras-Yera (2001), la regulación de la planta en la demanda de nutrientes esenciales controla la absorción radicular y la transferencia suelo-planta de elementos contaminantes como pueden ser los metales pesados.

La aplicación de compost como enmienda en este suelo contaminado por Cu, aumentó significativamente la movilidad y biodisponibilidad de este metal en el presente estudio. De acuerdo con Liu et al. (2018) y Weithmann et al. (2018), la aplicación desmedida de compost en el sector agrícola plantea riesgos ambientales como es el incremento de metales pesados en los suelos. La mezcla de biocarbón y compost puede ayudar a reducir los riesgos ambientales. De acuerdo con los datos presentados por Yang et al. (2018) y Forján et al. (2018), las diferentes dosis de biocarbón-compost afectarían la efectividad y el comportamiento de los metales pesados en el suelo. En el estudio de

Forjan et al. (2018), la aplicación de la mezcla de 4 % de biocarbón y 11 % de compost, redujo la movilidad de Cu, Ni y Pb en suelos contaminados con Cu. En el presente estudio, con la aplicación de la mezcla biocarbón-compost se pudo apreciar una tendencia descendente de la biodisponibilidad del Cu en los suelos respecto al tratamiento con compost que había incrementado significativamente la biodisponibilidad de Cu con respecto al control.

7. CONCLUSIONES GENERALES

A) En referencia a los tipos de biocarbones:

- Las características de los biocarbones están influenciadas tanto por la biomasa precursora del mismo como por el tipo de técnica utilizada para producir el biocarbón. En el caso de la composición elemental y el contenido de macro y micronutrientes están influenciados tanto por la materia prima como por el sistema de producción.
- La fertilización de los biocarbones aumentó la disponibilidad de los nutrientes, favoreciendo una liberación lenta de los mismos.

B) En referencia a la mejora de la calidad del suelo y desarrollo del cultivo en condiciones controladas

- La aplicación del biocarbón influyó sobre el sistema suelo-planta en condiciones controladas de acuerdo con las dosis de aplicación, la fertilización del biocarbón y las características del suelo.
- La aplicación de la mezcla de biocarbón-compost modificó de manera más importante las propiedades del suelo como la actividad biológica y la disponibilidad de nutrientes.
- La dosis de aplicación de biocarbón junto con las características del suelo provocaron un aumento en las poblaciones de *Trichoderma*, relacionado con las mencionadas mejoras en las condiciones del suelo que genera la aplicación biocarbón.
- Ningún indicador estudiado para evaluar el impacto de la aplicación de biocarbón sobre la mejora en los dos cultivos estudiados mostró cambios significativos, aunque el cultivo se desarrolló de manera adecuada y las concentraciones de los nutrientes no mostraron deficiencias.

C) En referencia a la evaluación de las enmiendas aplicadas en un suelo agrícola contaminado por cobre

- La aplicación de biocarbón en el suelo contaminado con Cu no redujo de forma efectiva la movilidad del Cu en la solución del suelo ni su biodisponibilidad, mostrando valores relativamente similares a los presentados por los suelos contaminados sin tratamiento.
- El tipo de biocarbón y la dosis aplicada no fue efectiva como una enmienda remediadora de suelos contaminados con Cu, aunque la mejora en ciertas propiedades del suelo ayudó a que la planta tuviera un desarrollo adecuado sin deficiencias nutricionales

8. PERSPECTIVAS

Por tanto, las perspectivas que se han planteado son:

La elevada variabilidad en las características de los biocarbones, resultado de la utilización de diferentes tipos de biomasas, tipos de pirólisis (temperatura, velocidad de calentamiento y tiempos de residencia) y las técnicas de mejoramiento del biocarbón (fertilización, co-compostaje, combinación con otras enmiendas agrícolas, etc), sugiere que es necesario seguir realizando investigaciones que expliquen de mejor manera los efectos de su aplicación a escala real en campo, en periodos largos, así como los mecanismos de interacción entre el biocarbón, el suelo, los microorganismos y la vegetación.

No se recomienda la aplicación de compost en suelos contaminados, estos resultados, sin embargo, sólo se aplican a estos tipos de suelo, tipo de biocarbón, el cultivo realizado y en un ambiente de invernadero. Por lo tanto, es imperativo realizar investigaciones con tiempos más largos, con otros tipos de suelos, biocarbones y cultivos más diversos.

La aplicación de biocarbón combinado con otros componentes orgánicos permite el uso de los diversos residuos orgánicos producidos a escala de finca en sistemas de explotación que combinen agricultura y ganadería acompañada o no de gestión forestal agroforestales y con ganadería. En este sentido el biocarbón abre una ventana de producción local de fertilizantes orgánicos más allá del compostaje. Sin embargo, las dosis de aplicación, las propiedades del suelo y su contenido en metales deben ser muy bien estudiados debido a un posible incremento en la movilidad y disponibilidad de metales pesados.

La aplicación de diferentes dosis de biocarbón deberán estar asociadas también a los costes de producción, transporte y aplicación relacionados con los beneficios agrícolas y mitigación del cambio climático vía incorporación de carbono que genera la aplicación de esta enmienda en relación con otras enmiendas utilizadas en agricultura.

La aplicación de biocarbón, en tierras de secano y en suelos con bajo contenido de carbono, sumado a iniciativas de producción sostenible como la agricultura de carbono que se fundamenta en el secuestro de carbono (mediante la utilización, selección, rotación de cultivos, cultivos de cobertura, residuos de cultivos, uso de fertilizantes orgánicos, sistemas agroforestales, aplicaciones de biocarbón y labranza reducida entre otras), mejorarían el contenido de carbono orgánico, la calidad y salud del suelo,

especialmente la capacidad de retención de agua en el contexto de sequía creciente. En este sentido, la certificación del secuestro de carbono en sistemas agrícolas abre vías de incentivos económicos en la industria agroalimentaria.

Finalmente, cabe destacar que la aplicación a escala de gestión agrícola de las propuestas de la presente tesis doctoral pueden contribuir a avanzar en la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 de las Naciones Unidas para alcanzar la sostenibilidad (Organización de las Naciones Unidas. 2020) tal y como se menciona en la introducción. Nuestro trabajo puede contribuir al ODS 1 (Hambre cero) porque estudia la mejora de la calidad del suelo y la fertilización mediante el uso de biocarbón y enmiendas orgánicas en el contexto de poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición promoviendo una agricultura sostenible. Contribuye al ODS 3 (Salud y bienestar) porque propone técnicas que mejoran la nutrición vegetal y la calidad del cultivo mediante fertilizantes basados en biocarbón, garantizando una vida sana que promueve el bienestar para todos en todas las edades. Nuestro trabajo también avanza en los estudios de contaminación del suelo debido a productos químicos peligrosos y su remediación con técnicas basadas en biocarbón. Además, la mencionada mejora de la calidad del suelo y la contribución a la no degradación de este puede contribuir a aumentar la producción de alimentos. Respecto al ODS 6 (Agua limpia y saneamiento) nuestro estudio contribuye a garantizar la disponibilidad del agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos, preservando la calidad del suelo debido al papel filtrante que desempeña para ayudar a proporcionar agua limpia para beber y para la agricultura. Impacta también de manera incipiente en el ODS 11 (Ciudades y comunidades sostenibles) al contribuir a que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles, garantizando la protección de la tierra y los suelos, ya que salvaguardan el patrimonio cultural y natural. El uso de biocarbón y los fertilizantes derivados pueden tener gran relevancia en el futuro en el contexto de la agricultura urbana. El trabajo está implicado en el ODS 12 (Producción y consumo responsables) al generar conocimiento que contribuye a garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles, asegurando que los productos químicos y los residuos no lleguen al aire, el agua y al suelo, lo cual puede tener un impacto negativo en nuestra salud y en el medio ambiente. Respecto al ODS 13 (Acción por el clima) al adoptar medidas urgentes para luchar contra el cambio climático y sus impactos mediante el uso de biocarbón en agricultura. El suelo puede desempeñar un papel positivo en la reducción de los impactos del cambio climático, mediante la captura del CO₂, a la gestión sostenible de los recursos y la

restauración de suelos degradados. Finalmente contribuye al ODS 15 (Vida de ecosistemas terrestres) al proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, detener e invertir la degradación de las tierras, luchar contra la desertificación y detener la pérdida de biodiversidad.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Abel, Stefan, Andre Peters, Steffen Trinks, Horst Schonsky, Michael Facklam, and Gerd Wessolek. 2013. "Impact of Biochar and Hydrochar Addition on Water Retention and Water Repellency of Sandy Soil." *Geoderma* 202 (July): 183–91. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.003>.
- Abrahams, P W. 2002. "Soils: Their Implications to Human Health." *The Science of the Total Environment* 291: 1–32.
- Ábrego, Javier, Daniel Plaza, Francisco Luño, María Atienza-Martínez, and Gloria Gea. 2018. "Pyrolysis of Cashew Nutshells: Characterization of Products and Energy Balance." *Energy* 158 (September): 72–80. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2018.06.011>.
- Adesemoye, Anthony O, and Joseph W Kloepper. 2009. "Plant-Microbes Interactions in Enhanced Fertilizer-Use Efficiency." *Appl Microbiol Biotechnol* 85: 1–12. <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2196-0>.
- Agegnehu, Getachew, Adrian M Bass, Paul N Nelson, and Michael I Bird. 2015. "Benefits of Biochar, Compost and Biochar-Compost for Soil Quality, Maize Yield and Greenhouse Gas Emissions in a Tropical Agricultural Soil." <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.054>.
- Agegnehu, Getachew, Adrian M Bass, Paul N Nelson, Brian Muirhead, Graeme Wright, and Michael I Bird. 2015. "Biochar and Biochar-Compost as Soil Amendments: Effects on Peanut Yield, Soil Properties and Greenhouse Gas Emissions in Tropical North Queensland, Australia." <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.027>.
- Agegnehu, Getachew, Michael I. Bird, Paul N. Nelson, and Adrian M. Bass. 2015. "The Ameliorating Effects of Biochar and Compost on Soil Quality and Plant Growth on a Ferralsol." *Soil Research* 53 (1): 1–12. <https://doi.org/10.1071/SR14118>.
- Agegnehu, Getachew, Paul N Nelson, and Michael I Bird. 2016. "The Effects of Biochar, Compost and Their Mixture and Nitrogen Fertilizer on Yield and Nitrogen Use Efficiency of Barley Grown on a Nitisol in the Highlands of Ethiopia." *Science of the Total Environment* 569: 869–79. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.033>.
- Agegnehu, Getachew, A K Srivastava, and Michael I Bird. 2017. "The Role of Biochar and Biochar-Compost in Improving Soil Quality and Crop Performance: A Review." <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.008>.
- Ahmad, Mahtab, Anushka Upamali Rajapaksha, Jung Eun Lim, Ming Zhang, Nanthi Bolan, Dinesh Mohan, Meththika Vithanage, Sang Soo Lee, and Yong Sik Ok. 2013a. "Biochar as a Sorbent for Contaminant Management in Soil and Water: A Review." *Chemosphere* 99: 19–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>.
- Ajayi, A. E., D. Holthusen, and R. Horn. 2016. "Changes in Microstructural Behaviour and Hydraulic Functions of Biochar Amended Soils." *Soil and Tillage Research*. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.08.007>.
- Alburquerque, José Antonio, Marta Cabello, Rebeca Avelino, Vidal Barrón, María Carmen del Campillo, and José Torrent. 2015. "Plant Growth Responses to Biochar Amendment of Mediterranean Soils Deficient in Iron and Phosphorus." *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178 (4): 567–75. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400653>.
- Alloway, Brian J. 2013. "Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils," 11–50. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_2.
- Altieri, Miguel A. 2002. "Agroecology: The Science of Natural Resource Management for Poor Farmers in Marginal Environments." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93 (1–3): 1–24. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00085-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00085-3).
- Altieri, Miguel A., and Victor Manuel Toledo. 2011. "The Agroecological Revolution in Latin America: Rescuing Nature, Ensuring Food Sovereignty and Empowering Peasants." *Journal of Peasant Studies* 38 (3): 587–612. <https://doi.org/10.1080/03066150.2011.582947>.

- Alvarenga, P, A P Gonçalves, R M Fernandes, A De Varennes, G Vallini, E Duarte, and A C Cunha-Queda. 2008. "Organic Residues as Immobilizing Agents in Aided Phytostabilization: (I) Effects on Soil Chemical Characteristics." <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.063>.
- Amalina, Farah, Abdul Syukor, Abd Razak, Santhana Krishnan, Haspin Sulaiman, A W Zularisam, and Mohd Nasrullah. 2022. "Biochar Production Techniques Utilizing Biomass Waste-Derived Materials and Environmental Applications-A Review." *Journal of Hazardous Materials Advances* 7: 100134. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100134>.
- Antonangelo, João Arthur, Hailin Zhang, Xiao Sun, and Ajay Kumar. 2019. "Physicochemical Properties and Morphology of Biochars as Affected by Feedstock Sources and Pyrolysis Temperatures." *Biochar* 1 (3): 325–36. <https://doi.org/10.1007/S42773-019-00028-Z/METRICS>.
- Antoniadis, Vasileios, Efi Levizou, Sabry M. Shaheen, Yong Sik Ok, Abin Sebastian, Christel Baum, Majeti N.V. Prasad, Walter W. Wenzel, and Jörg Rinklebe. 2017. "Trace Elements in the Soil-Plant Interface: Phytoavailability, Translocation, and Phytoremediation—A Review." *Earth-Science Reviews* 171 (August): 621–45. <https://doi.org/10.1016/J.EARSCIREV.2017.06.005>.
- Arao, Tomohito, Satoru Ishikawa, Masaharu Murakami, Kaoru Abe, Yuji Maejima, and Tomoyuki Makino. 2010. "Heavy Metal Contamination of Agricultural Soil and Countermeasures in Japan." *Paddy Water Environ* 8: 247–57. <https://doi.org/10.1007/s10333-010-0205-7>.
- Araujo, Alyson, Luiz Blum, and Cicero Figueiredo. 2019. "The Synergistic Effect of Sewage Sludge Biochar and 'Trichoderma Harzianum' on Soybean Yield | Australian Journal of Crop Science." 2019. <https://search.informit.org/doi/abs/10.3316/INFORMIT.752125589188168>.
- Asai, Hidetoshi, Benjamin K Samson, Haefele M Stephan, Khamdok Songyikhangsuthor, Koki Homma, Yoshiyuki Kiyono, Yoshio Inoue, Tatsuhiko Shiraiwa, and Takeshi Horie. 2009. "Biochar Amendment Techniques for Upland Rice Production in Northern Laos 1. Soil Physical Properties, Leaf SPAD and Grain Yield." *Field Crops Research*, 81–84. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.10.008>.
- Asperen, H. L. van, A. M.C. Bor, M. P.W. Sonneveld, H. J. Bruins, and N. Lazarovitch. 2014. "Properties of Anthropogenic Soils in Ancient Run-off Capturing Agricultural Terraces in the Central Negev Desert (Israel) and Related Effects of Biochar and Ash on Crop Growth." *Plant and Soil* 374 (1–2): 779–92. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1901-z>.
- Aune, Jens B., and Rattan Lal. 1997. "Agricultural Productivity in the Tropics and Critical Limits of Properties of Oxisols, Ultisols, and Alfisols." *Tropical Agriculture*. <https://journals.sta.uwi.edu/ojs/index.php/ta/article/view/2488>.
- Azam, Mudassar, Saman Setoodeh Jahromy, Waseem Raza, Nadeem Raza, Sang Soo Lee, Ki-Hyun Kim, and Franz Winter. 2019. "Status, Characterization, and Potential Utilization of Municipal Solid Waste as Renewable Energy Source: Lahore Case Study in Pakistan." <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105291>.
- Azizuddin, Muhammad, Ahm Shamsuzzoha, and Sujana Piya. 2021. "Influence of Circular Economy Phenomenon to Fulfil Global Sustainable Development Goal: Perspective from Bangladesh." *Sustainability (Switzerland)* 13 (20): 1–16. <https://doi.org/10.3390/su132011455>.
- Bates, A. 2011. "The Biochar Solution: Carbon Farming and Climate Change." *Choice Reviews Online* 48 (09): 48-5102-48–5102. <https://doi.org/10.5860/CHOICE.48-5102>.
- Beesley, Luke, Eduardo Moreno-Jiménez, and Jose L Gomez-Eyles. 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*, no. 2282–2287. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.003>.
- Bes, C, and M Mench. 2008. "Remediation of Copper-Contaminated Topsoils from a Wood Treatment Facility Using in Situ Stabilisation." *Environmental Pollution*, 1120–38. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.04.006>.
- Bhatta Kaudal, Bhawana, and Anthony J Weatherley. 2018. "Agronomic Effectiveness of Urban Biochar

- Aged through Co-Composting with Food Waste.” <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.042>.
- Biederman, Lori A., and W. Stanley Harpole. 2013. “Biochar and Its Effects on Plant Productivity and Nutrient Cycling: A Meta-Analysis.” *GCB Bioenergy* 5 (2): 202–14. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12037>.
- Bonomi, Giuliano, Matteo Lorito, Francesco Vinale, and Sheridan L Woo. 2018. “Downloaded from www.annualreviews.org Access Provided by 161.116.111.129 on 11/03/23. For Personal Use Only.” *Annual Review of Phytopathology Annu. Rev. Phytopathol* 56: 1–20. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-080615>.
- Borchard, Nils, Jan Siemens, Brenton Ladd, Andreas Möller, and Wulf Amelung. 2014. “Application of Biochars to Sandy and Silty Soil Failed to Increase Maize Yield under Common Agricultural Practice.” *Soil and Tillage Research* 144 (December): 184–94. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2014.07.016>.
- Borkow, Gadi, and Jeffrey Gabbay. 2009. “Copper, An Ancient Remedy Returning to Fight Microbial, Fungal and Viral Infections.” *Current Chemical Biology* 3 (3): 272–78. <https://doi.org/10.2174/187231309789054887>.
- Brady, Nyle C, and Ray R Weil. 2016. “Nature and Properties of Soils, The 15th Edition.” *Pearson Education*, 1104.
- Brunauer, Stephen, P. H. Emmett, and Edward Teller. 1938. “Adsorption of Gases in Multimolecular Layers.” *Journal of the American Chemical Society* 60 (2): 309–19. https://doi.org/10.1021/JA01269A023/ASSET/JA01269A023.FP.PNG_V03.
- Budai, Alice, Liang Wang, Morten Gronli, Line Tau Strand, Michael J. Antal, Samuel Abiven, Alba Dieguez-Alonso, Andres Anca-Couce, and Daniel P. Rasse. 2014. “Surface Properties and Chemical Composition of Corn cob and Miscanthus Biochars: Effects of Production Temperature and Method.” *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 62 (17): 3791–99. <https://doi.org/10.1021/jf501139f>.
- Burt, R. 2004. “Soil Survey Lab Methods Manual.” Soil Survey Investigations Report N°. 42. 2004. <https://es.scribd.com/doc/15751720/Soil-Survey-Lab-Methods-Manual-2004-USDA>.
- Buss, Wolfram, Margaret C. Graham, Jessica G. Shepherd, and Ondřej Mašek. 2016. “Suitability of Marginal Biomass-Derived Biochars for Soil Amendment.” *Science of the Total Environment* 547: 314–22. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.148>.
- Cao, Xia, Ning Zhang, · Xiaoyu Zeng, Qinglin Lan, Nan Ma, and Chuncheng Wu. 2022. “Effects of Biochar and Trichoderma on Bacterial Community Diversity in Continuous Cropping Soil.” *Horticulture, Environment, and Biotechnology* 63: 1–12. <https://doi.org/10.1007/s13580-021-00373-8>.
- Cárdenas- Aguiar, Eliana, Gabriel Gascó, Jorge Paz-Ferreiro, and Ana Méndez. 2017. “The Effect of Biochar and Compost from Urban Organic Waste on Plant Biomass and Properties of an Artificially Copper Polluted Soil.” *International Biodeterioration and Biodegradation* 124: 223–32. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.05.014>.
- Carter, Sarah, Simon Shackley, Saran Sohi, Tan Boun Suy, and Stephan Haefele. 2013. “The Impact of Biochar Application on Soil Properties and Plant Growth of Pot Grown Lettuce (*Lactuca Sativa*) and Cabbage (*Brassica Chinensis*).” *Agronomy* 3: 404–18. <https://doi.org/10.3390/agronomy3020404>.
- Case, Sean D.C., Niall P. Mcnamara, David S. Reay, and Jeanette Whitaker. 2014. “Can Biochar Reduce Soil Greenhouse Gas Emissions from a Miscanthus Bioenergy Crop?” *GCB Bioenergy* 6 (1): 76–89. <https://doi.org/10.1111/GCBB.12052>.
- Celik, I, I Ortas, and S Kilic. 2004. “Effects of Compost, Mycorrhiza, Manure and Fertilizer on Some Physical Properties of a Chromoxerert Soil.” *Soil & Tillage Research* 78: 59–67. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.02.012>.
- Chacón, Mariola R., Olga Rodríguez-Galán, Tahía Benítez, Sonia Sousa, Manuel Rey, Antonio Llobell, and Jesús Delgado-Jarana. 2007. “Microscopic and Transcriptome Analyses of Early Colonization of Tomato Roots by *Trichoderma Harzianum*.” *International Microbiology: The Official Journal of the*

- Spanish Society for Microbiology* 10 (1): 19–27. <https://doi.org/10.2436/20.1501.01.4>.
- Chaganti, Vijayasatya N, and David M Crohn. 2015. "Leaching and Reclamation of a Biochar and Compost Amended Saline-Sodic Soil with Moderate SAR Reclaimed Water." *Agricultural Water Management* 158: 255–65. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.05.016>.
- Chan, K. Y., L. Van Zwieten, I. Meszaros, A. Downie, S. Joseph, K. Y. Chan, L. Van Zwieten, I. Meszaros, A. Downie, and S. Joseph. 2007a. "Agronomic Values of Greenwaste Biochar as a Soil Amendment." *Soil Research* 45 (8): 629–34. <https://doi.org/10.1071/SR07109>.
- Chaturvedi, Sumit, & Shiv, Vendra Singh, V C Dhyani, & K Govindaraju, & R Vinu, and & S Mandal. 2021. "Characterization, Bioenergy Value, and Thermal Stability of Biochars Derived from Diverse Agriculture and Forestry Lignocellulosic Wastes." <https://doi.org/10.1007/s13399-020-01239-2>.
- Chen Baoliang, dandan zhou, Lizhong Zhu. 2008. "Transitional Adsorption and Partition of Nonpolar and Polar Aromatic Contaminants by Biochars of Pine Needles with Different Pyrolytic Temperatures B A O L I A N G C." <https://doi.org/10.1021/es8002684>.
- Chen, Liang, Xiao Long Chen, Chun Hui Zhou, Hui Min Yang, Sheng Fu Ji, Dong Shen Tong, Zhe Ke Zhong, Wei Hua Yu, and Mao Quan Chu. 2017. "Environmental-Friendly Montmorillonite-Biochar Composites: Facile Production and Tunable Adsorption-Release of Ammonium and Phosphate." *Journal of Cleaner Production* 156 (July): 648–59. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.04.050>.
- Cheng, Hongguang, Davey L. Jones, Paul Hill, Mohd Saufi Bastami, and Cheng long Tu. 2018. "Influence of Biochar Produced from Different Pyrolysis Temperature on Nutrient Retention and Leaching." *Archives of Agronomy and Soil Science* 64 (6): 850–59. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1384545>.
- Christensen, J, J Botma, and H Christensen. 1999. "Complexation of Cu and Pb by DOC in Polluted Groundwater a Comparison of Experimental Data and Predictions by Computer Speciation Models.Pdf."
- Christiane, Ornelle, Ngo Ndoung, Cícero C Elio De Figueiredo, Maria Lucr, and Gerosa Ramos. 2017. "A Scoping Review on Biochar-Based Fertilizers: Enrichment Techniques and Agro-Environmental Application." *Heliyon*, e08473. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08473>.
- Chrysargyris, Antonios, Munoo Prasad, Anna Kavanagh, and Nikos Tzortzakis. 2019. "Biochar Type and Ratio as a Peat Additive/Partial Peat Replacement in Growing Media for Cabbage Seedling Production." <https://doi.org/10.3390/agronomy9110693>.
- Chung, Y. R. 1990. "Interactions Between Thermophilic Fungi and Trichoderma Hamatum in Suppression of Rhizoctonia Damping-Off in a Bark Compost-Amended Container Medium ." *Phytopathology* 80 (1): 73. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-80-73>.
- Clemente, R., C. Paredes, and M.P. Bernal. 2007. "A Field Experiment Investigating the Effects of Olive Husk and Cow Manure on Heavy Metal Availability in a Contaminated Calcareous Soil from Murcia (Spain)." *Agric. Ecosyst. Environ.* 118: 319–26.
- Cornelissen, Gerard, Naba Raj Pandit, Paul Taylor, Bishnu Hari Pandit, Magnus Sparrevik, and Hans Peter Schmidt. 2016. "Emissions and Char Quality of Flame-Curtain 'Kon Tiki' Kilns for Farmer-Scale Charcoal/Biochar Production." *PLoS ONE* 11 (5): 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154617>.
- Das, Shaon Kumar, · Goutam, and Kumar Ghosh. 2023. "Developing Biochar-Based Slow-Release N-P-K Fertilizer for Controlled Nutrient Release and Its Impact on Soil Health and Yield." *Biomass and Bioenergy* 13: 13051–63. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-02069-6>.
- Department of Economic and Social Affairs, Population Division. 2022. *World Population Prospects 2022. United Nation*. www.un.org/development/desa/pd/.
- Deshani Igalavithana, Avanthi, Sung-Eun Lee, Young Han Lee, Daniel C W Tsang, J € Org Rinklebe, Eilhann E Kwon, and Yong Sik Ok. 2017. "Heavy Metal Immobilization and Microbial Community Abundance by

- Vegetable Waste and Pine Cone Biochar of Agricultural Soils.” <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.148>.
- Domene, Xavier, Kelly Hanley, Akio Enders, and Johannes Lehmann. 2015. “Short-Term Mesofauna Responses to Soil Additions of Corn Stover Biochar and the Role of Microbial Biomass.” *Applied Soil Ecology* 89 (May): 10–17. <https://doi.org/10.1016/J.APSOIL.2014.12.005>.
- Domene, Xavier, Stefania Mattana, Kelly Hanley, Akio Enders, and Johannes Lehmann. 2014. “Medium-Term Effects of Corn Biochar Addition on Soil Biota Activities and Functions in a Temperate Soil Cropped to Corn.” *Soil Biology and Biochemistry* 72 (May): 152–62. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2014.01.035>.
- Domingues, Rimena R., Paulo F. Trugilho, Carlos A. Silva, Isabel Cristina N.A. De Melo, Leónidas C.A. Melo, Zuy M. Magriotis, and Miguel A. Sánchez-Monedero. 2017. “Properties of Biochar Derived from Wood and High-Nutrient Biomasses with the Aim of Agronomic and Environmental Benefits.” *PLOS ONE* 12 (5): e0176884. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0176884>.
- Druzhinina, Irina S, Verena Seidl-Seiboth, Alfredo Herrera-Estrella, Benjamin A Horwitz, Charles M Kenerley, Enrique Monte, Prasun K Mukherjee, Susanne Zeilinger, Igor V Grigoriev, and Christian P Kubicek. 2011. “Trichoderma: The Genomics of Opportunistic Success.” *NATURE REVIEWS | MICROBIOLOGY* 9: 749. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2637>.
- Edenborn, S. L., H. M. Edenborn, R. M. Krynock, and K. L. Zickefoose Haug. 2015. “Influence of Biochar Application Methods on the Phytostabilization of a Hydrophobic Soil Contaminated with Lead and Acid Tar.” *Journal of Environmental Management* 150 (March): 226–34. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2014.11.023>.
- El-Naggar, Ali, Sang Soo Lee, Jörg Rinklebe, Muhammad Farooq, Hocheol Song, Ajit K Sarmah, Andrew R Zimmerman, Mahtab Ahmad, Sabry M Shaheen, and Yong Sik Ok. 2018. “Biochar Application to Low Fertility Soils: A Review of Current Status, and Future Prospects.” <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.034>.
- Elad, Yigal, Eddie Cytryn, Meller Harel Yael, Beni Lew, and Ellen R. 2011. “The Biochar Effect: Plant Resistance to Biotic Stresses.” *Phytopathol Mediterr* 50: 335–49. https://www.researchgate.net/publication/279903766_The_Biochar_Effect_plant_resistance_to_biotic_stresses.
- Eleftheriou, Ass Prof Dr E.P., and S. Karataglis. 1989. “Ultrastructural and Morphological Characteristics of Cultivated Wheat Growing on Copper-Polluted Fields.” *Botanica Acta* 102 (2): 134–40. <https://doi.org/10.1111/J.1438-8677.1989.TB00081.X>.
- European Commission. 2018. “Bioeconomy: The European Way to Use Our Natural Resources. Action Plan 2018,” 1–26. <https://doi.org/10.2777/79401>.
- European Commission, Directorate-General for Climate Action. 2021. “Setting up and Implementing Result-Based Carbon Farming Mechanisms in the EU: Technical Guidance Handbook,” February. <https://doi.org/10.2834/056153>.
- Fageria, N. K., C. Baligar, and R. B. Clark. 2002. “Micronutrients in Crop Production.” *Advances in Agronomy* 77 (January): 185–268. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)77015-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)77015-6).
- FAO. 2007. “Government Decree on the Assessment of Soil Contamination and Remediation Needs (No. 214 of 2007).” 2007. <https://www.ecolex.org/details/legislation/government-decree-on-the-assessment-of-soil-contamination-and-remediation-needs-no-214-of-2007-lex-faoc113198/>.
- FAO y GTIS. 2015. *Recurso Suelo. Estado Mundial Del Recurso Suelo Resumen Técnico*. Vol. 1. <http://www.fao.org/3/a-i5126s.pdf>.
- Farooq Qayyum, Muhammad, Fatima Liaquat, Rabia Abdur Rehman, Mehreen Gul, Muhammad Zafar ul Hye, Muhammad Rizwan, and Muhammad Zia ur Rehman. 2017. “Effects of Co-Composting of Farm Manure and Biochar on Plant Growth and Carbon Mineralization in an Alkaline Soil.” *Environ. Sci Pollut Res* 24: 26060–68. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0227-4>.

- Fels, Loubna El, Laurent Lemee, André Ambles, and Mohamed Hafidi. 2014. "Identification and Biotransformation of Lignin Compounds during Co-Composting of Sewage Sludge-Palm Tree Waste Using Pyrolysis-GC/MS." <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.04.001>.
- Feng, Liang, Gui-Tong Li, Qi-Mei Lin, and Xiao-Rong Zhao. 2014. "Crop Yield and Soil Properties in the First 3 Years After Biochar Application to a Calcareous Soil." *Journal of Integrative Agriculture* 13 (3): 525–32. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(13\)60708-X](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60708-X).
- Fernandes, Joselyn, Lúcia Chaves, Jaqueline Mendes, Iede Chaves, and Tito Gilvanise. 2019. "Alterations in Soil Salinity with the Use of Different Biochar Doses." *Ciencias Agrarias* 42: 89–98. https://www.researchgate.net/publication/332395097_Alterations_in_soil_salinity_with_the_use_of_different_biochar_doses.
- Fjällborg, B, and G Dave. 2003. "Toxicity of Copper in Sewage Sludge." *Environmental International*, 761–69. www.elsevier.com/locate/envint.
- Fleming, Margaret, Yiping Tai, Ping Zhuang, and Murray B McBride. 2013. "Extractability and Bioavailability of Pb and As in Historically Contaminated Orchard Soil: Effects of Compost Amendments." *Environmental Pollution* 177: 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.013>.
- Gabhane, Jagdish, Shoeb Athar, Akshay Tripathi, S P M Prince William, A N Vaidya, and S R Wate. 2016. "Assessment of Bioenergy Potential of Agricultural Wastes: A Case Study Cum Template." *Article in Journal of Biofuels and Bioenergy* 128 (2): 122–31. <https://doi.org/10.5958/2454-8618.2016.00011.0>.
- Gaffar, Shagufta, Sanku Dattamudi, Amin Rabiei Baboukani, Saoli Chanda, Jeffrey M. Novak, Donald W. Watts, Chunlei Wang, and Krishnaswamy Jayachandran. 2021. "Physiochemical Characterization of Biochars from Six Feedstocks and Their Effects on the Sorption of Atrazine in an Organic Soil." *Agronomy*. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040716>.
- Gale, Nigelv, Abdul Halim, Mark Horsburgh, and Sean C. Thomas. 2017. "Comparative Responses of Early-Successional Plants to Charcoal Soil Amendments." *Ecosphere* 8 (10). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1933>.
- Ge, Shengbo, Shin Ying Foong, Nyuk Ling Ma, Rock Kee Liew, Wan Adibah Wan Mahari, Changlei Xia, Peter Nai Yuh Yek, et al. 2020. "Vacuum Pyrolysis Incorporating Microwave Heating and Base Mixture Modification: An Integrated Approach to Transform Biowaste into Eco-Friendly Bioenergy Products." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 127 (July): 109871. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2020.109871>.
- Ghazouani, Hiba, Khaled Ibrahim, Roua Amami, Sondes Helaoui, Iteb Boughattas, Sabri Kanzari, Paul Milham, Sabah Ansar, and Farooq Sher. 2023. "Integrative Effect of Activated Biochar to Reduce Water Stress Impact and Enhance Antioxidant Capacity in Crops." <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166950>.
- Ghezzehei, T. A., D. V. Sarkhot, and A. A. Berhe. 2014. "Biochar Can Be Used to Capture Essential Nutrients from Dairy Wastewater and Improve Soil Physico-Chemical Properties." *Solid Earth* 5 (2): 953–62. <https://doi.org/10.5194/SE-5-953-2014>.
- Ghosh, Dipita, Reginald Ebhin Masto, and Subodh Kumar Maiti. 2020. "Ameliorative Effect of Lantana Camara Biochar on Coal Mine Spoil and Growth of Maize (Zea Mays)." *Soil Use and Management* 36 (4): 726–39. <https://doi.org/10.1111/SUM.12626>.
- Glaser, Bruno, Johannes Lehmann, and Wolfgang Zech. 2002. "Ameliorating Physical and Chemical Properties of Highly Weathered Soils in the Tropics with Charcoal - A Review." *Biology and Fertility of Soils* 35 (4): 219–30. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4>.
- Glaser, Bruno, Katja Wiedner, Sebastian Seelig, Hans-Peter Schmidt, and Helmut Gerber. 2015. "Biochar Organic Fertilizers from Natural Resources as Substitute for Mineral Fertilizers." *Agronomy for Sustainable Development* 35: 667–78. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0251-4>.
- Gliessman, Stephen, Eric Engles, and Robin Krieger. 1977. "Agroecology: Ecological Processes in Sustainable

- Agriculture.” Book. 1977.
https://books.google.es/books?hl=en&lr=&id=ulyCG70jB_MC&oi=fnd&pg=PA1&ots=t3oflhHyeD&sig=_lIEEn-XaRh-QPSecaoPRNYyJADU&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false.
- Glisczynski, Felix von, Ralf Pude, Wulf Amelung, and Alexandra Sandhage-Hofmann. 2016. “Biochar-Compost Substrates in Short-Rotation Coppice: Effects on Soil and Trees in a Three-Year Field Experiment.” *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 179 (4): 574–83. <https://doi.org/10.1002/JPLN.201500545>.
- Graber, Ellen R., Yael Meller Harel, Max Kolton, Eddie Cytryn, Avner Silber, Dalia Rav David, Ludmilla Tsechansky, Menahem Borenshtein, and Yigal Elad. 2010. “Biochar Impact on Development and Productivity of Pepper and Tomato Grown in Fertigated Soilless Media.” *Plant and Soil* 337 (1): 481–96. <https://doi.org/10.1007/S11104-010-0544-6>.
- Grossman, Julie M, Brendan E O’neill, Siu Mui Tsai, Biqing Liang, Eduardo Neves, Johannes Lehmann, and Janice E Thies. 2010. “ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY Amazonian Anthrosols Support Similar Microbial Communities That Differ Distinctly from Those Extant in Adjacent, Unmodified Soils of the Same Mineralogy.” *Microbial Ecology* 60: 192–205. <https://doi.org/10.1007/s00248-010-9689-3>.
- Guan, Yu, Chao Song, Yantai Gan, & Feng, and Min Li. 2014. “Increased Maize Yield Using Slow-Release Attapulgite-Coated Fertilizers.” *Agronomy for Sustainable Development* 34: 657–65. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0193-2>.
- Gul, Shamim, and Joann K Whalen. 2016. “Biochemical Cycling of Nitrogen and Phosphorus in Biochar-Amended Soils.” <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.001>.
- Gunes, A., A. Inal, M. B. Taskin, O. Sahin, E. C. Kaya, and A. Atakol. 2014. “Effect of Phosphorus-Enriched Biochar and Poultry Manure on Growth and Mineral Composition of Lettuce (*Lactuca Sativa* L. Cv.) Grown in Alkaline Soil.” *Soil Use and Management* 30 (2): 182–88. <https://doi.org/10.1111/SUM.12114>.
- Guo, L. B., and R. M. Gifford. 2002. “Soil Carbon Stocks and Land Use Change: A Meta Analysis.” *Global Change Biology* 8 (4): 345–60. <https://doi.org/10.1046/J.1354-1013.2002.00486.X>.
- Gwenzi, W, • T J Nyambishi, • N Chaukura, and • N Mapope. 2018. “Synthesis and Nutrient Release Patterns of a Biochar-Based N-P-K Slow-Release Fertilizer.” *International Journal of Environmental Science and Technology* 15: 405–14. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1399-7>.
- Haider, Ghulam, Diedrich Steffens, Gerald Moser, Christoph Müller, and Claudia I. Kammann. 2017. “Biochar Reduced Nitrate Leaching and Improved Soil Moisture Content without Yield Improvements in a Four-Year Field Study.” *Agriculture, Ecosystems & Environment* 237 (January): 80–94. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2016.12.019>.
- Hailegnaw, Niguss Solomon, Filip Mercl, Kateřina Pračke, Jiřina Száková, and Pavel Tlustoš. 2019. “Mutual Relationships of Biochar and Soil PH, CEC, and Exchangeable Base Cations in a Model Laboratory Experiment.” *Journal of Soils and Sediments* 19: 2405–16. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02264-z>.
- Hale, S. E., V. Alling, V. Martinsen, J. Mulder, G. D. Breedveld, and G. Cornelissen. 2013. “The Sorption and Desorption of Phosphate-P, Ammonium-N and Nitrate-N in Cacao Shell and Corn Cob Biochars.” *Chemosphere* 91 (11): 1612–19. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2012.12.057>.
- Hall, C. Michael, Brock Cambourne, Niki Macionis, and Gary Johnson. 1997. “Wine Tourism and Network Development in Australia and New Zealand: Review, Establishment and Prospects.” *International Journal of Wine Marketing* 9 (2): 5–31. <https://doi.org/10.1108/EB008668>.
- Haris, Muhammad, Yasir Hamid, Muhammad Usman, Lei Wang, Atif Saleem, Junkang Guo, and Yongtao Li. 2021. “Crop-Residues Derived Biochar: Synthesis, Properties, Characterization and Application for the Removal of Trace Elements in Soils.” <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126212>.
- Harman, G. E. 2000. “Myths and Dogmas of Biocontrol Changes in Perceptions Derived from Research on *Trichoderma Harzinum* T-22.” <https://doi.org/10.1094/PDIS.2000.84.4.377> 84 (4): 377–

93. <https://doi.org/10.1094/PDIS.2000.84.4.377>.
- Harman, Gary E., and Michal Shoshitaishvili. 2007. "The Mechanisms and Applications of Symbiotic Opportunistic Plant Symbionts." *NATO Security through Science Series A: Chemistry and Biology*, 131–55. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5799-1_7.
- Harman, Gary, Charles Howell, Ada Viterbo, and Ilan Chet. 2004. "Trichoderma Species Opportunistic, Avirulent Plant Symbionts." *Nature Reviews Microbiology* 2 (February): 43–56. <https://www-nature-com.sire.ub.edu/articles/nrmicro797.pdf>.
- He, Zhenli L., Xiaoe E. Yang, and Peter J. Stoffella. 2005. "Trace Elements in Agroecosystems and Impacts on the Environment." *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 19 (2–3): 125–40. <https://doi.org/10.1016/J.JTEMB.2005.02.010>.
- Herath, I, P Kumarathilaka, A Navaratne, N Rajakaruna, and M Vithanage. 2015. "Immobilization and Phytotoxicity Reduction of Heavy Metals in Serpentine Soil Using Biochar." *Journal of Soils and Sediments* 15: 126–38. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0967-4>.
- Hermosa, Rosa, Ada Viterbo, Ilan Chet, and Enrique Monte. 2012a. "Plant-Beneficial Effects of Trichoderma and of Its Genes." *Microbiology* 158: 17–25. <https://doi.org/10.1099/mic.0.052274-0>.
- Hiraoka, Mario, Shozo Yamamoto, Eiji Matsumoto, Satoshi Nakamura, Italo C. Falesi, Antonio Ronaldo, and Camacho Baena. 2006. "Contemporary Use and Management of Amazonian Dark Earths." *Amazonian Dark Earths*, February, 387–406. https://doi.org/10.1007/1-4020-2597-1_20.
- Hoagland, D.R., and D.I. Arnon. 1938. "The Water-Culture Method for Growing Plants without Soil." 347. California.
- Horák, Ján, Vladimír Šimanský, and Dušan Igaz. 2019. "Biochar and Biochar with N Fertilizer Impact on Soil Physical Properties in a Silty Loam Haplic Luvisol." *Journal of Ecological Engineering*. <https://doi.org/10.12911/22998993/109857>.
- Hossain, Md Zahangir, Md Mezbaul Bahar, Binoy Sarkar, Scott Wilfred Donne, Young Sik Ok, Kumuduni Niroshika Palansooriya, Mary Beth Kirkham, Saikat Chowdhury, and Nanthi Bolan. 2020. "Biochar and Its Importance on Nutrient Dynamics in Soil and Plant." *Biochar 2020* 2:4 2 (4): 379–420. <https://doi.org/10.1007/S42773-020-00065-Z>.
- Hu, Liao, Lixiang Cao, and Renduo Zhang. 2014. "Bacterial and Fungal Taxon Changes in Soil Microbial Community Composition Induced by Short-Term Biochar Amendment in Red Oxidized Loam Soil." *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 30 (3): 1085–92. <https://doi.org/10.1007/S11274-013-1528-5/FIGURES/2>.
- Huang, Ruilin, Zhenyi Zhang, Xian Xiao, Na Zhang, Xiaoyue Wang, Zeping Yang, Kaiqin Xu, and Yuting Liang. 2019. "Structural Changes of Soil Organic Matter and the Linkage to Rhizosphere Bacterial Communities with Biochar Amendment in Manure Fertilized Soils." <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.262>.
- Huang, Zhiqun, Xiaohua Wan, Zongming He, Zaipeng Yu, Minghuang Wang, Zhenhong Hu, and Yusheng Yang. 2013. "Soil Microbial Biomass, Community Composition and Soil Nitrogen Cycling in Relation to Tree Species in Subtropical China." <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.03.008>.
- Huff, Matthew D., Sarah Marshall, Haitham A. Saeed, and James W. Lee. 2018. "Surface Oxygenation of Biochar through Ozonation for Dramatically Enhancing Cation Exchange Capacity." *Bioresources and Bioprocessing* 5 (1). <https://doi.org/10.1186/s40643-018-0205-9>.
- Hussain, Mubshar, Muhammad Farooq, Ahmad Nawaz, Abdullah M Al-Sadi, Zakaria M Solaiman, Salem S Alghamdi, Ume Ammara, Yong Sik Ok, and Kadambot H M Siddique. 2017. "Biochar for Crop Production: Potential Benefits and Risks." <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1360-2>.
- Ingham, E. 2000. "The Compost Tea Brewing Manual Elaine R. Ingham." 2000. https://openlibrary.org/books/OL3383321M/The_compost_tea_brewing_manual.

- International Biochar Initiative. 2015. "Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil." *International Biochar Initiative*, no. November: 23. http://www.biochar-international.org/sites/default/files/Guidelines_for_Biochar_That_Is_Used_in_Soil_Final.pdf.
- Ippolito, James A, · Liqiang Cui, Claudia Kammann, Nicole Wrage-Mönnig, Jose M Estavillo, Teresa Fuertes-Mendizabal, Maria Luz Cayuela, et al. 2020. "Feedstock Choice, Pyrolysis Temperature and Type Influence Biochar Characteristics: A Comprehensive Meta-Data Analysis Review." *Biochar 2*: 421–38. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00067-x>.
- Jacobson, Astrid R, Sylvie Dousset, Nathalie Guichard, Philippe Baveye, and Francis Andreux. 2005. "Diuron Mobility through Vineyard Soils Contaminated with Copper." *Environmental Pollution* 138: 250–59. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.004>.
- Jaiswal, Amit K, Omer Frenkel, Yigal Elad, Beni Lew, Ellen R Graber, A K Jaiswal, O Frenkel, Y Elad, B Lew, and E R Graber. 2015. "Non-Monotonic Influence of Biochar Dose on Bean Seedling Growth and Susceptibility to Rhizoctonia Solani: The 'Shifted R Max-Effect.'" *Plant Soil* 395: 125–40. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2331-2>.
- Jeffery, S., F. G.A. Verheijen, M. van der Velde, and A. C. Bastos. 2011a. "A Quantitative Review of the Effects of Biochar Application to Soils on Crop Productivity Using Meta-Analysis." *Agriculture, Ecosystems and Environment* 144 (1): 175–87. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>.
- Jeffery, S., F.G.A. Verheijen, M. van der Velde, and A.C. Bastos. 2011b. "A Quantitative Review of the Effects of Biochar Application to Soils on Crop Productivity Using Meta-Analysis." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 144 (1): 175–87. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>.
- Jeffery, Simon, Diego Abalos, Marija Prodana, Ana Catarina Bastos, Jan Willem Van Groenigen, Bruce A. Hungate, and Frank Verheijen. 2017. "Biochar Boosts Tropical but Not Temperate Crop Yields." *Environmental Research Letters* 12 (5). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa67bd>.
- Jiang, Shasha, Tuan A.H. Nguyen, Victor Rudolph, Hong Yang, Dongke Zhang, Yong Sik Ok, and Longbin Huang. 2017. "Characterization of Hard- and Softwood Biochars Pyrolyzed at High Temperature." *Environmental Geochemistry and Health* 39 (2): 403–15. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9873-6>.
- Jin, Yi, Xinqiang Liang, Miaomiao He, Yu Liu, Guangming Tian, and Jiyan Shi. 2016. "Manure Biochar Influence upon Soil Properties, Phosphorus Distribution and Phosphatase Activities: A Microcosm Incubation Study." *Chemosphere* 142: 128–35. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.07.015>.
- Johannes Lehmann, Stephen Joseph. 2015. "Biochar for Environmental Management." *Biochar for Environmental Management*, February. <https://doi.org/10.4324/9780203762264/BIOCHAR-ENVIRONMENTAL-MANAGEMENT-JOHANNES-LEHMANN-STEPHEN-JOSEPH>.
- Jones, D L, and V B Willett. 2005. "Experimental Evaluation of Methods to Quantify Dissolved Organic Nitrogen (DON) and Dissolved Organic Carbon (DOC) in Soil." <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.012>.
- Jones, Sarah, R Paul Bardos, Petra S Kidd, Michel Mench, Frans De Leij, Tony Hutchings, Andrew Cundy, et al. 2016. "Biochar and Compost Amendments Enhance Copper Immobilisation and Support Plant Growth in Contaminated Soils." <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.024>.
- Joseph, Stephen, Annette L. Cowie, Lukas Van Zwieten, Nanthi Bolan, Alice Budai, Wolfram Buss, Maria Luz Cayuela, et al. 2021. "How Biochar Works, and When It Doesn't: A Review of Mechanisms Controlling Soil and Plant Responses to Biochar." *GCB Bioenergy* 13 (11): 1731–64. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12885>.
- Joseph, Stephen, Annette L. Cowie, Lukas Van Zwieten, Nanthi Bolan, Alice Budai, Wolfram Buss, Maria Luz Cayuela, et al. 2021. "How Biochar Works, and When It Doesn't: A Review of Mechanisms Controlling Soil and Plant Responses to Biochar." *GCB Bioenergy* 00 (July): 23. <https://doi.org/10.1111/GCBB.12885>.
- Kalaji, Hazem M., Anjana Jajoo, Abdallah Oukarroum, Marian Brestic, Marek Zivcak, Izabela A. Samborska,

- Magdalena D. Cetner, Izabela Łukasik, Vasilij Goltsev, and Richard J. Ladle. 2016. "Chlorophyll a Fluorescence as a Tool to Monitor Physiological Status of Plants under Abiotic Stress Conditions." *Acta Physiologiae Plantarum* 38 (4): 1–11. <https://doi.org/10.1007/S11738-016-2113-Y/FIGURES/2>.
- Kalus, Kajetan, Jacek A. Koziel, and Sebastian Opaliński. 2019. "A Review of Biochar Properties and Their Utilization in Crop Agriculture and Livestock Production." *Applied Sciences (Switzerland)*. <https://doi.org/10.3390/app9173494>.
- Kammann, Claudia I, Hans-Peter Schmidt, Nicole Messerschmidt, Sebastian Linsel, Diedrich Steffens, Christoph Müller, Hans-Werner Koyro, Pellegrino Conte, and Stephen Joseph. 2015. "Plant Growth Improvement Mediated by Nitrate Capture in Co-Composted Biochar." *Nature Publishing Group* 5: 11080. <https://doi.org/10.1038/srep11080>.
- Karami, Nadia, Rafael Clemente, Eduardo Moreno-Jiménez, Nicholas W Lepp, and Luke Beesley. 2011. "Efficiency of Green Waste Compost and Biochar Soil Amendments for Reducing Lead and Copper Mobility and Uptake to Ryegrass." *Journal of Hazardous Materials* 191: 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.025>.
- Karlen, D. L., S. S. Andrews, and J. W. Doran. 2001. "Soil Quality: Current Concepts and Applications." *Advances in Agronomy* 74 (January): 1–40. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(01\)74029-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(01)74029-1).
- Kasozi, D., A. Zimmerman, P. Nkedi-Kizza, and B. Gao. 2010. "Catechol and Humic Acid Sorption onto a Range of Laboratory-Produced Black Carbons (Biochars)." *American Chemical Society*. <https://doi.org/10.1021/es1014423>.
- Kazemi Shariat Panahi, Hamed, Mona Dehghani, Yong Sik Ok, Abdul Sattar Nizami, Benyamin Khoshnevisan, Solange I. Mussatto, Mortaza Aghbashlo, Meisam Tabatabaei, and Su Shiung Lam. 2020. "A Comprehensive Review of Engineered Biochar: Production, Characteristics, and Environmental Applications." *Journal of Cleaner Production* 270 (October): 122462. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.122462>.
- Khan, Modabber Ahmed, Ki Wook Kim, Wang Mingzhi, Bu Kug Lim, Weon Hee Lee, and Jong Yoon Lee. 2008. "Nutrient-Impregnated Charcoal: An Environmentally Friendly Slow-Release Fertilizer." *Environmentalist* 28 (3): 231–35. <https://doi.org/10.1007/s10669-007-9133-5>.
- Khan, S, Q Cao, Y M Zheng, Y Z Huang, and Y G Zhu. 2008. "Health Risks of Heavy Metals in Contaminated Soils and Food Crops Irrigated with Wastewater in Beijing, China." *Environmental Pollution* 152: 686–92. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.056>.
- Kim, Hyuck-Soo, Kwon-Rae Kim, Ho-Jin Kim, Jung-Hwan Yoon, Jae E Yang, Yong Sik Ok, Gary Owens, and Kye-Hoon Kim. 2015. "Effect of Biochar on Heavy Metal Immobilization and Uptake by Lettuce (*Lactuca Sativa* L.) in Agricultural Soil." *Environmental Earth Sciences* 74: 1249–59. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4116-1>.
- Kimetu, Joseph M, Johannes Lehmann, Solomon O Ngoze, Daniel N Mugendi, James M Kinyangi, Susan Riha, Lou Verchot, John W Recha, and Alice N Pell. 2008. "Reversibility of Soil Productivity Decline with Organic Matter of Differing Quality Along a Degradation Gradient" 11: 726–39. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9154-z>.
- Kizito, Simon, Hongzhen Luo, Jiabin Lu, Hamidou Bah, Renjie Dong, and Shubiao Wu. 2019. "Role of Nutrient-Enriched Biochar as a Soil Amendment during Maize Growth: Exploring Practical Alternatives to Recycle Agricultural Residuals and to Reduce Chemical Fertilizer Demand." *Sustainability* 2019, Vol. 11, Page 3211 11 (11): 3211. <https://doi.org/10.3390/SU11113211>.
- Kizito, Simon, Shubiao Wu, W. Kipkemoi Kirui, Ming Lei, Qimin Lu, Hamidou Bah, and Renjie Dong. 2015. "Evaluation of Slow Pyrolyzed Wood and Rice Husks Biochar for Adsorption of Ammonium Nitrogen from Piggery Manure Anaerobic Digestate Slurry." *Science of The Total Environment* 505 (February): 102–12. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2014.09.096>.
- Kloss, Stefanie, Franz Zehetner, Jannis Buecker, Eva Oburger, Walter W Wenzel, Akio Enders, Johannes Lehmann, et al. 2015. "Trace Element Biogeochemistry in the Soil-Water-Plant System of a

- Temperate Agricultural Soil Amended with Different Biochars." *Environ Sci Pollut Res* 22: 4513–26. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3685-y>.
- Kloss, Stefanie, Franz Zehetner, Bernhard Wimmer, Jannis Buecker, Franziska Rempt, and Gerhard Soja. 2014. "Biochar Application to Temperate Soils: Effects on Soil Fertility and Crop Growth under Greenhouse Conditions." *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177 (1): 3–15. <https://doi.org/10.1002/JPLN.201200282>.
- Koch, Andrea, Alex Mcbratney, Mark Adams, Damien Field, Robert Hill, John Crawford, Budiman Minasny, et al. 2013. "Soil Security: Solving the Global Soil Crisis." *Global Policy* 4 (4): 434–41. <https://doi.org/10.1111/1758-5899.12096>.
- Kolbas, Aliksandr, Lilian Marchand, Rolf Herzig, Erika Nehnevajova, and Michel Mench. 2014. "Phenotypic Seedling Responses of a Metal-Tolerant Mutant Line of Sunflower Growing on a Cu-Contaminated Soil Series: Potential Uses for Biomonitoring of Cu Exposure and Phytoremediation." *Plant and Soil* 376: 377–97. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1974-8>.
- Komárek, Michael, Eva Čadková, Vladislav Chrastný, François Bordas, and Jean-Claude Bollinger. 2009. "Contamination of Vineyard Soils with Fungicides: A Review of Environmental and Toxicological Aspects." <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.005>.
- Kumar, Adarsh, Komal Saini, and Thallada Bhaskar. 2020. "Hydochar and Biochar: Production, Physicochemical Properties and Techno-Economic Analysis." *Bioresource Technology* 310 (August): 123442. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123442>.
- Kumar Das, Shaon, Goutam Kumar Ghosh, and Ravikant Avasthe. 2021. "Applications of Biomass Derived Biochar in Modern Science and Technology." *Environmental Technology & Innovation* 21: 101306. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101306>.
- Kumar, Mathava, Yan-Liang Ou, and Jih-Gaw Lin. 2010. "Co-Composting of Green Waste and Food Waste at Low C/N Ratio." *Waste Management* 30: 602–9. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.023>.
- Laghari, Mahmood, Muhammad Saffar Mirjat, Zhiquan Hu, Saima Fazal, Bo Xiao, Mian Hu, Zhihua Chen, and Dabin Guo. 2015. "Effects of Biochar Application Rate on Sandy Desert Soil Properties and Sorghum Growth." *CATENA* 135 (December): 313–20. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2015.08.013>.
- Laghari, Mahmood, Ravi Naidu, Bo Xiao, Zhiquan Hu, Muhammad Saffar Mirjat, Mian Hu, Muhammad Nawaz Kandhro, et al. 2016. "Recent Developments in Biochar as an Effective Tool for Agricultural Soil Management: A Review." *Journal of the Science of Food and Agriculture* 96 (15): 4840–49. <https://doi.org/10.1002/JSFA.7753>.
- Laghari, Mahmood, Muhammad Saffar Mirjat, Zhiquan Hu, Saima Fazal, Bo Xiao, Mian Hu, Zhihua Chen, and Dabin Guo. 2015. "Effects of Biochar Application Rate on Sandy Desert Soil Properties and Sorghum Growth." <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.08.013>.
- Laird, David, Pierce Fleming, Baiqun Wang, Robert Horton, and Douglas Karlen. 2010. "Biochar Impact on Nutrient Leaching from a Midwestern Agricultural Soil." *Geoderma* 158 (3–4): 436–42. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2010.05.012>.
- Lal, R. 2009. "Soil Degradation as a Reason for Inadequate Human Nutrition" 1: 45–47. <https://doi.org/10.1007/s12571-009-0009-z>.
- Lal, Rattan. 2015a. "Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation" 7: 5875–95. <https://doi.org/10.3390/su7055875>.
- Lanaras, T., M. Moustakas, L. Symeonidis, S. Diamantoglou, and S. Karatagliis. 1993. "Plant Metal Content, Growth Responses and Some Photosynthetic Measurements on Field-Cultivated Wheat Growing on Ore Bodies Enriched in Cu." *Physiologia Plantarum* 88 (2): 307–14. <https://doi.org/10.1111/J.1399-3054.1993.TB05504.X>.
- Lashari, Muhammad Siddique, Yuming Liu, Lianqing Li, Weinan Pan, Jiaying Fu, Genxing Pan, Jufeng Zheng,

- Jinwei Zheng, Xuhui Zhang, and Xinyan Yu. 2013. "Effects of Amendment of Biochar-Manure Compost in Conjunction with Pyroligneous Solution on Soil Quality and Wheat Yield of a Salt-Stressed Cropland from Central China Great Plain." *Field Crops Research* 144: 113–18. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.11.015>.
- Lashari, Muhammad Siddique, Yingxin Ye, Haishi Ji, Lianqing Li, Grace Wanjiru Kibue, Haifei Lu, Jufeng Zheng, and Genxing Pan. 2015. "Biochar–Manure Compost in Conjunction with Pyroligneous Solution Alleviated Salt Stress and Improved Leaf Bioactivity of Maize in a Saline Soil from Central China: A 2-Year Field Experiment." *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95 (6): 1321–27. <https://doi.org/10.1002/JSFA.6825>.
- Lebrun, Manhattan, Ibrahim Alidou Arzika, Florie Miard, Romain Nandillon, Gülriz Bayçu, Sylvain Bourgerie, and Domenico Morabito. 2020. "Effect of Fertilization of a Biochar and Compost Amended Technosol: Consequence on Ailanthus Altissima Growth and As- and Pb-Specific Root Sorption." *Soil Use and Management* 36 (4): 766–72. <https://doi.org/10.1111/SUM.12646>.
- Lehmann, J. Joseph, S. 2009. "Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation - Google Libros." 2009. https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=gWDABgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=what+is+bioc har+lehmann&ots=tZYqAWIVpX&sig=yK1Tysn4GuS4mZD7Y88YxAD5Fg8&redir_esc=y#v=onepage&q=what+is+bioc har+lehmann&f=false.
- Lehmann, J. 2009. "Terra Preta Nova. Where to from Here?" *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision*, 473–86. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9031-8_28.
- Lehmann, Johannes. 2007. "A Handful of Carbon." *Nature* 447.
- Lehmann, Johannes, John Gaunt, and Marco Rondon. 2006. "Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change (2006) 11: 403-427 BIO-CHAR SEQUESTRATION IN TERRESTRIAL ECOSYSTEMS-A REVIEW." <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>.
- Lehmann, Johannes, and Stephen Joseph. 2012. "Biochar for Environmental Management: Science and Technology." *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, January, 1–416. <https://doi.org/10.4324/9781849770552>.
- Lehmann, Johannes, Jose Pereira da Silva, Christoph Steiner, Thomas Nehls, Wolfgang Zech, and Bruno Glaser. 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* 249:2 249 (2): 343–57. <https://doi.org/10.1023/A:1022833116184>.
- Lehmann, Johannes, Matthias C. Rillig, Janice Thies, Caroline A. Masiello, William C. Hockaday, and David Crowley. 2011a. "Biochar Effects on Soil Biota - A Review." *Soil Biology and Biochemistry*. Pergamon. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>.
- Lehmann, Johannes, Matthias C Rillig, Janice Thies, Caroline A Masiello, William C Hockaday, and David Crowley. 2011b. "Biochar Effects on Soil Biota e A Review." <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>.
- Lehmann, Johannes, Jose Pereira Da Silva, Christoph Steiner, Thomas Nehls, Wolfgang Zech, and Bruno Glaser. 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 (2): 343–57. <https://doi.org/10.1023/A:1022833116184/METRICS>.
- Lehmann, Johannes, and Joseph Stephen. 2015. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation. Science And Technology. Vol. 1.* <https://doi.org/10.4324/9781849770552>.
- Leng, Lijian, Qin Xiong, Lihong Yang, Hui Li, Yaoyu Zhou, Weijin Zhang, Shaojian Jiang, Hailong Li, and Huajun Huang. 2021. "An Overview on Engineering the Surface Area and Porosity of Biochar." *Science of the Total Environment* 763. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144204>.
- Leng, Lijian, Siyu Xu, Renfeng Liu, Ting Yu, Ximeng Zhuo, Songqi Leng, Qin Xiong, and Huajun Huang. 2019.

- “Nitrogen Containing Functional Groups of Biochar: An Overview.” <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122286>.
- Li, Simeng, Vanessa Barreto, Runwei Li, Gang Chen, and Yuch P. Hsieh. 2018. “Nitrogen Retention of Biochar Derived from Different Feedstocks at Variable Pyrolysis Temperatures.” *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 133 (August): 136–46. <https://doi.org/10.1016/J.JAAP.2018.04.010>.
- Li, Yunchao, Bo Xing, Yan Ding, Xinhong Han, and Shurong Wang. 2020. “A Critical Review of the Production and Advanced Utilization of Biochar via Selective Pyrolysis of Lignocellulosic Biomass.” *Bioresource Technology* 312 (September): 123614. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123614>.
- Liang, Biqing, Johannes Lehmann, Saran P Sohi, Janice E Thies, Brendan O’neill, Lucerina Trujillo, John Gaunt, et al. 2009. “Black Carbon Affects the Cycling of Non-Black Carbon in Soil.” *Organic Geochemistry* 41: 206–13. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.09.007>.
- Lin, Yun, Paul Munroe, Stephen Joseph, Rita Henderson, and Artur Ziolkowski. 2012. “Water Extractable Organic Carbon in Untreated and Chemical Treated Biochars.” *Chemosphere* 87 (2): 151–57. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2011.12.007>.
- Lindsay, W. L., and W. A. Norvell. 1978. “Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper.” *Soil Science Society of America Journal* 42 (3): 421–28. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1978.03615995004200030009X>.
- Lindsay, W.L., and W.A. Noryell. 1978. “Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. Soil Scienciety of American Journal.” 42: 421–28.
- Liu, Jie, Hardy Schulz, Susanne Brandl, Herbert Miehtke, Bernd Huwe, and Bruno Glaser. 2012. “Short-Term Effect of Biochar and Compost on Soil Fertility and Water Status of a Dystric Cambisol in NE Germany under Field Conditions.” *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175 (5): 698–707. <https://doi.org/10.1002/JPLN.201100172>.
- Liu, Shuwei, Yaojun Zhang, Yajie Zong, Zhiqiang Hu, Shuang Wu, Jie Zhou, Yaguo Jin, and Jianwen Zou. 2016. “Response of Soil Carbon Dioxide Fluxes, Soil Organic Carbon and Microbial Biomass Carbon to Biochar Amendment: A Meta-Analysis.” *GCB Bioenergy* 8 (2): 392–406. <https://doi.org/10.1111/GCBB.12265>.
- Liu, Zuolin, Brandon Dugan, Caroline A. Masiello, and Helge M. Gonnermann. 2017. “Biochar Particle Size, Shape, and Porosity Act Together to Influence Soil Water Properties.” *PLoS ONE*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179079>.
- Loisel, Julie, John P. Casellas Connors, Gustaf Hugelius, Jennifer W. Harden, and Christine L. Morgan. 2019. “Soils Can Help Mitigate CO₂ Emissions, despite the Challenges.” *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116 (21): 10211–12. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1900444116/ASSET/794324D8-C2A6-43B0-BB5F-ABDEA1457B3D/ASSETS/PNAS.1900444116.FP.PNG>.
- López-Cano, Inés, María Luz Cayuela, María Sánchez-García, and Miguel A. Sánchez-Monedero. 2018. “Suitability of Different Agricultural and Urban Organic Wastes as Feedstocks for the Production of Biochar-Part 2: Agronomical Evaluation as Soil Amendment.” *Sustainability (Switzerland)* 10 (6). <https://doi.org/10.3390/su10062077>.
- Losacco, Daniela, Marina Tumolo, Pietro Cotugno, Natalia Leone, Carmine Massarelli, Stefano Convertini, Angelo Tursi, Vito Felice Uricchio, and Valeria Ancona. 2022. “Use of Biochar to Improve the Sustainable Crop Production of Cauliflower (*Brassica Oleracea* L.)” *Plants (Basel, Switzerland)* 11 (9): 1182–1182. <https://doi.org/10.3390/PLANTS11091182>.
- Lu, Kouping, Xing Yang, Gerty Gielen, Nanthi Bolan, Yong Sik Ok, Nabeel Khan Niazi, Song Xu, et al. 2017. “Effect of Bamboo and Rice Straw Biochars on the Mobility and Redistribution of Heavy Metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in Contaminated Soil.” *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.068>.
- Luigi, Marta, Ariana Manglli, Immacolata Dragone, Maria Grazia Antonelli, Mario Contarini, Stefano

- Speranza, Sabrina Bertin, et al. 2022. "Effects of Biochar on the Growth and Development of Tomato Seedlings and on the Response of Tomato Plants to the Infection of Systemic Viral Agents." *Frontiers in Microbiology* 13 (May): 862075. <https://doi.org/10.3389/FMICB.2022.862075/BIBTEX>.
- Lychuk, Taras E, Roberto C Izaurrealde, Robert L Hill, William B Mcgill, Jimmy R Williams, T E Lychuk, R C Izaurrealde, R L Hill, W B Mcgill, and J R Williams. 2015. "Biochar as a Global Change Adaptation: Predicting Biochar Impacts on Crop Productivity and Soil Quality for a Tropical Soil with the Environmental Policy Integrated Climate (EPIC) Model." <https://doi.org/10.1007/s11027-014-9554-7>.
- Macdonald, Lynne M, Mark Farrell, Lukas Van Zwieten, and Evelyn S Krull. 2014. "Plant Growth Responses to Biochar Addition: An Australian Soils Perspective." *Biol Fertil Soils* 50: 1035–45. <https://doi.org/10.1007/s00374-014-0921-z>.
- Magrini-Bair, Kimberly A, Stefan Czernik, Heidi M Pilath, Robert J Evans, Ching Maness, and Joel Leventhal. 2009. "Biomass Derived, Carbon Sequestering, Designed Fertilizers." *Annals of Environmental Science* 3 (January): 217–25. www.aes.northeastern.edu.
- Major, Julie, Marco Rondon, Diego Molina, Susan J. Riha, and Johannes Lehmann. 2010. "Maize Yield and Nutrition during 4 Years after Biochar Application to a Colombian Savanna Oxisol." *Plant and Soil* 333 (1): 117–28. <https://doi.org/10.1007/S11104-010-0327-0/TABLES/3>.
- Manickam, Parthiban, and Gopalakrishnan Duraisamy. 2019. "3Rs and Circular Economy." *Circular Economy in Textiles and Apparel: Processing, Manufacturing, and Design*, January, 77–93. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102630-4.00004-2>.
- Manoj Kumar, Sachin Kumar, and S. K. Tyagi. 2013. "Design, Development and Technological Advancement in the Biomass Cookstoves: A Review." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 26: 265–85. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.010>.
- Manolikaki, Ioanna, and Evan Diamadopoulos. 2019. "Positive Effects of Biochar and Biochar-Compost on Maize Growth and Nutrient Availability in Two Agricultural Soils." *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 50 (5): 512–26. <https://doi.org/10.1080/00103624.2019.1566468>.
- Mantovi, Paolo, Giuseppe Bonazzi, Elena Maestri, and Nelson Marmiroli. 2003. "Accumulation of Copper and Zinc from Liquid Manure in Agricultural Soils and Crop Plants." *Plant and Soil* 250: 249–57.
- Manyà, Joan J. 2012. "Pyrolysis for Biochar Purposes: A Review to Establish Current Knowledge Gaps and Research Needs." *Environmental Science and Technology* 46 (15): 7939–54. <https://doi.org/10.1021/ES301029G>.
- Marinari, S, G Masciandaro, B Ceccanti, and S Grego. 2000. "Influence of Organic and Mineral Fertilisers on Soil Biological and Physical Properties." *Bioresource Technology* 72: 9–17.
- Marschner, Petra. 2012. "Rhizosphere Biology." *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants: Third Edition*, January, 369–88. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00015-7>.
- Martin, C. C.G. St., and R. A.I. Brathwaite. 2012. "Compost and Compost Tea: Principles and Prospects as Substrates and Soil-Borne Disease Management Strategies in Soil-Less Vegetable Production." *Biological Agriculture and Horticulture* 28 (1): 1–33. <https://doi.org/10.1080/01448765.2012.671516>.
- Massa, Daniele, Alessandra Bonetti, Sonia Cacini, Cecilia Faraloni, Domenico Prisa, Lorenza Tuccio, and Raffaella Petruccelli. 2019. "Soilless Tomato Grown under Nutritional Stress Increases Green Biomass but Not Yield or Quality in Presence of Biochar as Growing Medium." *Horticulture, Environment, and Biotechnology* 60: 871–81. <https://doi.org/10.1007/s13580-019-00169-x>.
- Masto, R. Ebhin, Md A. Ansari, J. George, V. A. Selvi, and L. C. Ram. 2013. "Co-Application of Biochar and Lignite Fly Ash on Soil Nutrients and Biological Parameters at Different Crop Growth Stages of Zea Mays." *Ecological Engineering* 58 (September): 314–22. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2013.07.011>.

- Masud, M M, Jiu-Yu Li, and X U Ren-Kou. 2014. "Use of Alkaline Slag and Crop Residue Biochars to Promote Base Saturation and Reduce Acidity of an Acidic Ultisol * 1." *Pedosphere* 24 (6): 791–98.
- McClelland, Shelby C., Keith Paustian, and Meagan E. Schipanski. 2021. "Management of Cover Crops in Temperate Climates Influences Soil Organic Carbon Stocks: A Meta-Analysis." *Ecological Applications* 31 (3): e02278. <https://doi.org/10.1002/EAP.2278>.
- Mcdonald, Hugh, Ana Frelih-Larsen, Anna Lóránt, Laurens Duin, Sarah Pyndt Andersen, Giulia Costa, and Harriet Bradley. 2021. "Carbon Farming Making Agriculture Fit for 2030 Policy Department for Economic, Scientific and Quality of Life Policies Directorate-General for Internal Policies."
- Meena, Ram Swaroop, Sandeep Kumar, Rahul Datta, Rattan Lal, Vinod Vijayakumar, Martin Brtnicky, Mahaveer Prasad Sharma, et al. 2020. "Land Impact of Agrochemicals on Soil Microbiota and Management: A Review" 9: 34. <https://doi.org/10.3390/land9020034>.
- MEF. 2007. "Government Decree on the Assessment of Soil Contamination and Remediation Needs 214/2007 (Legally Binding Texts Are Those in Finnish and Swedish Ministry of the Environment)." 2007. [https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Government decree on the assessment of soil contamination and remediation needs 2142007 &publication_year=2007&author=MEF](https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Government+decree+on+the+assessment+of+soil+contamination+and+remediation+needs+2142007+&publication_year=2007&author=MEF).
- Meier, Sebastián, Gustavo Curaqueo, Naser Khan, Nanthi Bolan, Mara Cea, González María Eugenia, Pablo Cornejo, Yong Sik Ok, and Fernando Borie. 2017. "Chicken-Manure-Derived Biochar Reduced Bioavailability of Copper in a Contaminated Soil." *J Soils Sediments* 17: 741–50. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1256-6>.
- Mekuria, Wolde, Andrew Noble, Oloth Sengtahuanghoung, Chu Thai Hoanh, Deborah Bossio, Nivong Sipaseuth, Matthew McCartney, and Simon Langan. 2014. "Organic and Clay-Based Soil Amendments Increase Maize Yield, Total Nutrient Uptake, and Soil Properties in Lao PDR." *Agroecology and Sustainable Food Systems* 38 (8): 936–61. <https://doi.org/10.1080/21683565.2014.917144>.
- Meng, Jun, Sijie Liang, Mengming Tao, Xingmei Liu, Philip C. Brookes, and Jianming Xu. 2018. "Chemical Speciation and Risk Assessment of Cu and Zn in Biochars Derived from Co-Pyrolysis of Pig Manure with Rice Straw." *Chemosphere* 200 (June): 344–50. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.02.138>.
- Michel, Frederick C., Larry J. Forney, Andrew J.F. Huang, C. Adinarayana Reddy, Susan Drew, J. D. Lindeberg, and Michael Czuprenski. 1996. "Effects of Turning Frequency, Leaves to Grass Mix Ratio and Windrow vs. Pile Configuration on the Composting of Yard Trimmings." *Compost Science & Utilization* 4 (1): 26–43. <https://doi.org/10.1080/1065657X.1996.10701816>.
- Mohawesh, Osama, Ammar Albalasmeh, Mamoun Gharaibeh, · Sanjit Deb, Catherine Simpson, Sukhbir Singh, Bayan Al-Soub, · Ali, and El Hanandeh. 2021. "Potential Use of Biochar as an Amendment to Improve Soil Fertility and Tomato and Bell Pepper Growth Performance Under Arid Conditions." <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00580-3>.
- Moore, Francisca, María-Eugenia González, Naser Khan, Gustavo Curaqueo, Miguel Sanchez-Monedero, Joaquín Rilling, Esteban Morales, et al. 2017. "Copper Immobilization by Biochar and Microbial Community Abundance in Metal-Contaminated Soils." <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.223>.
- Mukherjee, Atanu, and Andrew R. Zimmerman. 2013. "Organic Carbon and Nutrient Release from a Range of Laboratory-Produced Biochars and Biochar–Soil Mixtures." *Geoderma* 193–194 (February): 122–30. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2012.10.002>.
- Muter, O., L. Grantina-levina, G. Makarenkova, D. Vecstaudza, S. Strikauska, T. Selga, R. Kasparinskis, S. Stelmahere, and C. Steiner. 2017. "Effect of Biochar and Trichoderma Application on Fungal Diversity and Growth of Zea Mays in a Sandy Loam Soil." *Environmental and Experimental Biology* 15 (4): 289–96.
- Naeem, Muhammad Asif, Muhammad Khalid, Muhammad Arshad, and Rashid Ahmad. 2014. "Yield and Nutrient Composition of Biochar Produced from Different Feedstocks at Varying Pyrolytic

- Temperatures." *Pakistan Journal of Agricultural Sciences* 51 (1): 75–82.
- Nagajyoti, P C, K D Lee, and T V M Sreekanth. 2010. "Heavy Metals, Occurrence and Toxicity for Plants: A Review." *Environ Chem Lett* 8: 199–216. <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>.
- Nicholson, F A, B J Chambers, J R Williams, and R J Unwin. 1999. "Heavy Metal Contents of Livestock Feeds and Animal Manures in England and Wales." *Bioresource Technology*, 23–31.
- Nidheesh, P V, Ashitha Gopinath, N Ranjith, Apurva Praveen Akre, Vandana Sreedharan, and M Suresh Kumar. 2020. "Potential Role of Biochar in Advanced Oxidation Processes: A Sustainable Approach." <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126582>.
- Nielsen, Shaun, Tom Minchin, Stephen Kimber, Lukas Van Zwieten, Jack Gilbert, Paul Munroe, Stephen Joseph, and Torsten Thomas. 2014. "Comparative Analysis of the Microbial Communities in Agricultural Soil Amended with Enhanced Biochars or Traditional Fertilisers." *Ecosystems and Environment* 191: 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.006>.
- Novak, J. M., J. A. Ippolito, R. D. Lentz, K. A. Spokas, C. H. Bolster, K. Sistani, K. M. Trippe, C. L. Phillips, and M. G. Johnson. 2016. "Soil Health, Crop Productivity, Microbial Transport, and Mine Spoil Response to Biochars." *Bioenergy Research* 9 (2): 454–64. <https://doi.org/10.1007/S12155-016-9720-8/TABLES/4>.
- Novak, Jeffrey M., Warren J. Busscher, David L. Laird, Mohamed Ahmedna, Don W. Watts, and Mohamed A.S. Niandou. 2009. "Impact of Biochar Amendment on Fertility of a Southeastern Coastal Plain Soil." *Soil Science* 174 (2): 105–12. <https://doi.org/10.1097/SS.0B013E3181981D9A>.
- Nrcs, Usda. 2017. "Soil Survey Manual Soil Science Division Staff Agriculture Handbook No. 18." *United States of Department of Agriculture*.
- O'Connor, David, Tianyue Peng, Junli Zhang, Daniel C.W. Tsang, Daniel S. Alessi, Zhengtao Shen, Nanthi S. Bolan, and Deyi Hou. 2018. "Biochar Application for the Remediation of Heavy Metal Polluted Land: A Review of in Situ Field Trials." *Science of The Total Environment* 619–620 (April): 815–26. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.11.132>.
- O'toole, Adam, Christophe Moni, Simon Weldon, Anne Schols, Monique Carnol, Bernard Bosman, and Daniel P Rasse. 2018. "Miscanthus Biochar Had Limited Effects on Soil Physical Properties, Microbial Biomass, and Grain Yield in a Four-Year Field Experiment in Norway." *Agriculture* 8: 1–19. <https://doi.org/10.3390/agriculture8110171>.
- Ogawa, Makoto, and Yasuyuki Okimori. 2010. "Pioneering Works in Biochar Research, Japan." *Soil Research* 48 (6–7): 489–500. <https://doi.org/10.1071/SR10006>.
- Oh, Taek Keun, Bong Su Choi, Yoshiyuki Shinogi, and Jiro Chikushi. 2012. "Characterization of Biochar Derived from Three Types of Biomass." *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University*. <https://doi.org/10.5109/22049>.
- Ojeda, G., S. Mattana, M. Bonmatí, S. K. Woche, and J. Bachmann. 2011. "Soil Wetting-Drying and Water-Retention Properties in a Mine-Soil Treated with Composted and Thermally-Dried Sludges." *European Journal of Soil Science* 62 (5): 696–708. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01378.x>.
- Ojeda, Gerardo, Stefania Mattana, Anna Àvila, Josep Maria Alcañiz, Martin Volkmann, and Jörg Bachmann. 2015. "Are Soil-Water Functions Affected by Biochar Application?" *Geoderma* 249–250: 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.02.014>.
- Olsen, SR. 1954. *Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate*. https://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=d-ooM88x5agC&oi=fnd&pg=PA2&ots=zZ2l_CdP_z&sig=gmR0RI7YljacCpcPOQaA2lQvQ28.
- Organización de las Naciones Unidas. 2020. "Informe de Los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020." *Onu*, 64. https://unstats.un.org/sdgs/report/2020/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2020_Spanish.pdf.

- Page-Dumroese, Deborah S, Matt D Busse, James G Archuleta, Darren Mcavoy, and Eric Roussel. 2017. "Methods to Reduce Forest Residue Volume after Timber Harvesting and Produce Black Carbon." <https://doi.org/10.1155/2017/2745764>.
- Panagos, Panos, Cristiano Ballabio, Emanuele Lugato, Arwyn Jones, Pasquale Borrelli, Simone Scarpa, Alberto Orgiazzi, and Luca Montanarella. 2018. "Potential Sources of Anthropogenic Copper Inputs to European Agricultural Soils." *Sustainability (Switzerland)* 10 (7). <https://doi.org/10.3390/su10072380>.
- Panagos, Panos, Marc Van Liedekerke, Yusuf Yigini, and Luca Montanarella. 2013. "Contaminated Sites in Europe: Review of the Current Situation Based on Data Collected through a European Network." *Journal of Environmental and Public Health* 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/158764>.
- Pandit, Naba Raj, Jan Mulder, Sarah Elisabeth Hale, Hans Peter Schmidt, and Gerard Cornelissen. 2017. "Biochar from 'Kon Tiki' Flame Curtain and Other Kilns: Effects of Nutrient Enrichment and Kiln Type on Crop Yield and Soil Chemistry." *PLoS ONE* 12 (4): 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176378>.
- Pariyar, Priya, Kanchan Kumari, Manish Kumar Jain, and Pradip S Jadhao. 2020. "Evaluation of Change in Biochar Properties Derived from Different Feedstock and Pyrolysis Temperature for Environmental and Agricultural Application." <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136433>.
- Paz-Ferreiro, Jorge, H Lu, S Fu, Ana Méndez, and G Gascó. 2014. "Use of Phytoremediation and Biochar to Remediate Heavy Metal Polluted Soils : A Review," 65–75. <https://doi.org/10.5194/se-5-65-2014>.
- Persoon, C.H. 1794. "Dispositio Methodica Fungorum,," 81–128. <https://biotanz.landcareresearch.co.nz/references/1cb0f886-36b9-11d5-9548-00d0592d548c>.
- Pieterse, Corné M.J., Christos Zamioudis, Roeland L. Berendsen, David M. Weller, Saskia C.M. Van Wees, and Peter A.H.M. Bakker. 2014. "Induced Systemic Resistance by Beneficial Microbes." *Annual Review of Phytopathology* 52: 347–75. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV-PHYTO-082712-102340>.
- Pietrzak, Ursula, and D C Mcphail. 2004. "Copper Accumulation, Distribution and Fractionation in Vineyard Soils of Victoria, Australia." <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.005>.
- Pokovai, Klára, Eszter Tóth, and Ágota Horel. 2020. "Growth and Photosynthetic Response of Capsicum Annuum L. in Biochar Amended Soil." *Applied Sciences (Switzerland)* 10: 2–15. <https://doi.org/10.3390/app10124111>.
- Prasad, Munoo, Antonios Chrysargyris, Nicola McDaniel, Anna Kavanagh, Nazim S. Gruda, and Nikolaos Tzortzakis. 2020. "Plant Nutrient Availability and PH of Biochars and Their Fractions, with the Possible Use as a Component in a Growing Media." *Agronomy* 10 (1): 1–17. <https://doi.org/10.3390/agronomy10010010>.
- Prasad, Munoo, Nikos Tzortzakis, and Nicola McDaniel. 2018. "Chemical Characterization of Biochar and Assessment of the Nutrient Dynamics by Means of Preliminary Plant Growth Tests." *Journal of Environmental Management* 216: 89–95. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.020>.
- Pueyo, M., J. F. López-Sánchez, and G. Rauret. 2004. "Assessment of CaCl₂, NaNO₃ and NH₄NO₃ Extraction Procedures for the Study of Cd, Cu, Pb and Zn Extractability in Contaminated Soils." *Analytica Chimica Acta* 504 (2): 217–26. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2003.10.047>.
- Puga, A, C Abreu, L Melo, and L Beesley. 2015. "Biochar Application to a Contaminated Soil Reduces the Availability and Plant Uptake of Zinc, Lead and Cadmium.Pdf." <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.036>.
- Puga, Aline Peregrina, Leônidas Carrijo Azevedo Melo, Cleide Aparecida de Abreu, Aline René Coscione, and Jorge Paz-Ferreiro. 2016. "Leaching and Fractionation of Heavy Metals in Mining Soils Amended with Biochar." *Soil and Tillage Research* 164: 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.01.008>.
- Qambrani, Naveed Ahmed, Md Mukhlesur Rahman, Seunggun Won, Soomin Shim, and Changsix Ra. 2017. "Biochar Properties and Eco-Friendly Applications for Climate Change Mitigation, Waste

- Management, and Wastewater Treatment: A Review.” <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.057>.
- Qian, Li, Lin Chen, Stephen Joseph, Genxing Pan, Lianqing Li, Jinwei Zheng, Xuhui Zhang, Jufeng Zheng, Xinyan Yu, and Jiafang Wang. 2014. “Biochar Compound Fertilizer as an Option to Reach High Productivity but Low Carbon Intensity in Rice Agriculture of China.” *Carbon Management* 5 (2): 145–54. https://doi.org/10.1080/17583004.2014.912866/SUPPL_FILE/TCMT_A_912866_SM7220.PDF.
- Rajkovich, Shelby, Akio Enders, Kelly Hanley, Charles Hyland, Andrew R. Zimmerman, and Johannes Lehmann. 2012a. “Corn Growth and Nitrogen Nutrition after Additions of Biochars with Varying Properties to a Temperate Soil.” *Biology and Fertility of Soils* 48 (3): 271–84. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0624-7>.
- Randolph, P, R R Bansode, O A Hassan, Dj Rehra, R Ravella, M R Reddy, D W Watts, J M Novak, and M Ahmedna. 2017. “Effect of Biochars Produced from Solid Organic Municipal Waste on Soil Quality Parameters.” <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.061>.
- Rasa, Kimmo, Jaakko Heikkinen, Markus Hannula, Kai Arstila, Sampo Kulju, and Jari Hyväluoma. 2018. “How and Why Does Willow Biochar Increase a Clay Soil Water Retention Capacity?” *Biomass and Bioenergy* 119 (September): 346–53. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.10.004>.
- Rattan, R K, S P Datta, P K Chhonkar, K Suribabu, and A K Singh. 2005. “Long-Term Impact of Irrigation with Sewage Effluents on Heavy Metal Content in Soils, Crops and Groundwater—a Case Study.” *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109: 310–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.025>.
- Reilly, J. 1925. “The Technology of Wood Distillation: With Special Reference to the Methods of Obtaining the Intermediate and Finished Products from the Primary Distillate.” *Nature* 1925 116:2926 116 (2926): 779–80. <https://doi.org/10.1038/116779a0>.
- Rodriguez, José Alexander, José Ferreira Lustosa Filho, Leônidas Carrijo Azevedo Melo, Igor Rodrigues de Assis, and Teógenes Senna de Oliveira. 2020. “Influence of Pyrolysis Temperature and Feedstock on the Properties of Biochars Produced from Agricultural and Industrial Wastes.” *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 149 (May): 104839. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2020.104839>.
- Roman Pilar, Martinez Maria, Pantoja Alberto. 2013. *Manual de Compostaje Del Agricultor. Oficina Regional de La FAO Para América Latina y El Caribe*. <http://www.fao.org/3/a-i3388s.pdf>.
- Rondon, Marco A., Johannes Lehmann, Juan Ramírez, and Maria Hurtado. 2007. “Biological Nitrogen Fixation by Common Beans (*Phaseolus Vulgaris* L.) Increases with Bio-Char Additions.” *Biology and Fertility of Soils* 43 (6): 699–708. <https://doi.org/10.1007/S00374-006-0152-Z/FIGURES/5>.
- Rouphael, Youssef, Mariateresa Cardarelli, Paolo Bonini, and Giuseppe Colla. 2017a. “Synergistic Action of a Microbial-Based Biostimulant and a Plant Derived-Protein Hydrolysate Enhances Lettuce Tolerance to Alkalinity and Salinity.” *Frontiers in Plant Science* 8 (FEBRUARY): 246448.
- Roy, Arkaprava, Sumit Chaturvedi, Shiv Vendra Singh, Govindaraju Kasivelu, V. C. Dhyani, and Suhita Pyne. 2022. “Preparation and Evaluation of Two Enriched Biochar-Based Fertilizers for Nutrient Release Kinetics and Agronomic Effectiveness in Direct-Seeded Rice.” *Biomass Conversion and Biorefinery*, no. 3. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02488-z>.
- Sadaf, Jawaria, Abbas Shah, Khurram Shahzad, Nadeem Ali, Muhammad Shahid, Safdar Ali, Rai Altaf Hussain, et al. 2017. “Improvements in Wheat Productivity and Soil Quality Can Accomplish by Co-Application of Biochars and Chemical Fertilizers.” <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.178>.
- Sagrilo, Edvaldo, Simon Jeffery, Ellis Hoffland, and Thomas W. Kuyper. 2015. “Emission of CO₂ from Biochar-Amended Soils and Implications for Soil Organic Carbon.” *GCB Bioenergy* 7 (6): 1294–1304. <https://doi.org/10.1111/GCBB.12234>.
- Sakhiya, Anil Kumar, Abhijeet Anand, and Priyanka Kaushal. 2020. “Production, Activation, and Applications of Biochar in Recent Times.” *Biochar* 2020 2:3 2 (3): 253–85. <https://doi.org/10.1007/S42773-020-00047-1>.
- Sani, Md Nasir Hossain, Mahmudul Hasan, Jasim Uddain, and Sreeramanan Subramaniam. 2020. “Impact

- of Application of Trichoderma and Biochar on Growth, Productivity and Nutritional Quality of Tomato under Reduced N-P-K Fertilization." *Annals of Agricultural Sciences* 65 (1): 107–15. <https://doi.org/10.1016/j.aos.2020.06.003>.
- Saravanakumar, K., V. Shanmuga Arasu, and K. Kathiresan. 2013. "Effect of Trichoderma on Soil Phosphate Solubilization and Growth Improvement of Avicennia Marina." *Aquatic Botany* 104 (January): 101–5. <https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2012.09.001>.
- Sauras-Yera, T. 2001. "Transferencia de radionucleidos en sistema suelo-planta" [Tesis doctoral. Univeridad de Barcelona].
- Schimmelpfennig, Sonja, and Bruno Glaser. 2012. "One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars." *Journal of Environmental Quality* 41 (4): 1001–13. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0146>.
- Schimmelpfennig, Sonja, Christoph Müller, Ludger Grünhage, Christian Koch, and Claudia Kammann. 2014. "Biochar, Hydrochar and Uncarbonized Feedstock Application to Permanent Grassland—Effects on Greenhouse Gas Emissions and Plant Growth." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 191 (June): 39–52. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2014.03.027>.
- Schmidt, H; Taylor, P. 2014. "Kon-Tiki Flame Cap Pyrolysis for the Democratization of Biochar Production."
- Schmidt, Hans, Bishnu Pandit, Vegard Martinsen, Gerard Cornelissen, Pellegrino Conte, and Claudia Kammann. 2015. "Fourfold Increase in Pumpkin Yield in Response to Low-Dosage Root Zone Application of Urine-Enhanced Biochar to a Fertile Tropical Soil." *Agriculture* 5 (3): 723–41. <https://doi.org/10.3390/agriculture5030723>.
- Schmidt, Hans Peter, Bishnu Hari Pandit, Gerard Cornelissen, and Claudia I. Kammann. 2017. "Biochar-Based Fertilization with Liquid Nutrient Enrichment: 21 Field Trials Covering 13 Crop Species in Nepal." *Land Degradation and Development* 28 (8): 2324–42. <https://doi.org/10.1002/ldr.2761>.
- Schmidt, Hans Peter, Bishnu Hari Pandit, Vegard Martinsen, Gerard Cornelissen, Pellegrino Conte, and Claudia I. Kammann. 2015. "Fourfold Increase in Pumpkin Yield in Response to Low-Dosage Root Zone Application of Urine-Enhanced Biochar to a Fertile Tropical Soil." *Agriculture (Switzerland)* 5 (3): 723–41. <https://doi.org/10.3390/agriculture5030723>.
- Schulz, Hardy, Gerald Dunst, and Bruno Glaser. 2014. "No Effect Level of Co-Composted Biochar on Plant Growth and Soil Properties in a Greenhouse Experiment." *Agronomy* 4: 34–51. <https://doi.org/10.3390/agronomy4010034>.
- Schulz, Hardy, and Bruno Glaser. 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): 410–22. <https://doi.org/10.1002/JPLN.201100143>.
- Semida, Wael M., Hamada R. Beheiry, Mamoudou Sétamou, Catherine R. Simpson, Taia A. Abd El-Mageed, Mostafa M. Rady, and Shad D. Nelson. 2019. "Biochar Implications for Sustainable Agriculture and Environment: A Review." *South African Journal of Botany* 127 (December): 333–47. <https://doi.org/10.1016/J.SAJB.2019.11.015>.
- Siddiquee, Shafiquzzaman. 2014. "Recent Advancements on the Role and Analysis of Volatile Compounds (VOCs) from Trichoderma." *Biotechnology and Biology of Trichoderma*, January, 139–75. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59576-8.00011-4>.
- Singh, Manpreet, Rupinder Kaur Saini, Sukhbir Singh, and Sat Pal Sharma. 2019. "Potential of Integrating Biochar and Deficit Irrigation Strategies for Sustaining Vegetable Production in Water-Limited Regions: A Review." *HortScience* 54 (11): 1872–78. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI14271-19>.
- Singh, Rishikesh, J Nagendra Babu, Rabindra Kumar, Pratap Srivastava, Pardeep Singh, and Akhilesh Singh Raghubanshi. 2015. "Multifaceted Application of Crop Residue Biochar as a Tool for Sustainable Agriculture: An Ecological Perspective." <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.011>.
- Singh, Vinod K., Brahma S. Dwivedi, K. N. Tiwari, Kaushik Majumdar, Meenu Rani, Susheel K. Singh, and

- Jagdish Timsina. 2014. "Optimizing Nutrient Management Strategies for Rice-Wheat System in the Indo-Gangetic Plains of India and Adjacent Region for Higher Productivity, Nutrient Use Efficiency and Profits." *Field Crops Research* 164 (1): 30–44. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.05.007>.
- Smith, Nigel J.H. 1980. "ANTHROSOLS AND HUMAN CARRYING CAPACITY IN AMAZONIA*." *Annals of the Association of American Geographers* 70 (4): 553–66. <https://doi.org/10.1111/J.1467-8306.1980.TB01332.X>.
- Smith, Pete, and Mercedes Bustamante. 2014. "IPCC AR5 WG3 Chapter 11 Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)." *Climate Change 2014. Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 2014. https://www.researchgate.net/publication/280076738_IPCC_AR5_WG3_Chapter_11_Agriculture_Forestry_and_Other_Land_Use_AFOLU.
- Sparrevik, Magnus, Gerard Cornelissen, Magnus Sparrevik, Chris Adam, Vegard Martinsen, Gerard Cornelissen, and Gerard Cornelissen. 2015. "Emissions of Gases and Particles from Charcoal/Biochar Production in Rural Areas Using Medium-Sized Traditional and Improved 'Retort' Kilns." *Biomass and Bioenergy* 72 (0806): 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.11.016>.
- Spokas, Kurt A. 2010a. "Review of the Stability of Biochar in Soils: Predictability of O:C Molar Ratios." *Carbon Management* 1 (2): 289–303. https://doi.org/10.4155/CMT.10.32/SUPPL_FILE/SUPPL_TABLE.DOC.
- Spokas, Kurt A., Keri B. Cantrell, Jeffrey M. Novak, David W. Archer, James A. Ippolito, Harold P. Collins, Akwasi A. Boateng, et al. 2012. "Biochar: A Synthesis of Its Agronomic Impact beyond Carbon Sequestration." *Journal of Environmental Quality* 41 (4): 973–89. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0069>.
- Steiner, Christoph, Keshav C Das, Marcos Garcia, Bernhard Förster, and Wolfgang Zech. 2008. "Charcoal and Smoke Extract Stimulate the Soil Microbial Community in a Highly Weathered Xanthic Ferralsol S." *Pedobiologia* 51: 359–66. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2007.08.002>.
- Steiner, Christoph, Bruno Glaser, Wenceslau Galdes Teixeira, Johannes Lehmann, Winfried E.H. Blum, and Wolfgang Zech. 2008. "Nitrogen Retention and Plant Uptake on a Highly Weathered Central Amazonian Ferralsol Amended with Compost and Charcoal." *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171 (6): 893–99. <https://doi.org/10.1002/jpln.200625199>.
- Steiner, Christoph, Wenceslau G Teixeira, Johannes Lehmann, Thomas Nehls, Jeferson, Luis Vasconcelos De Macêdo, Winfried, E H Blum, and Wolfgang Zech. 2007. "Long Term Effects of Manure, Charcoal and Mineral Fertilization on Crop Production and Fertility on a Highly Weathered Central Amazonian Upland Soil." *Plant Soil*. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9193-9>.
- Stewart, Catherine E., Jiyong Zheng, Jorin Botte, and M. Francesca Cotrufo. 2013. "Co-Generated Fast Pyrolysis Biochar Mitigates Green-House Gas Emissions and Increases Carbon Sequestration in Temperate Soils." *GCB Bioenergy* 5 (2): 153–64. <https://doi.org/10.1111/GCBB.12001>.
- Stockmann, Uta, Mark A Adams, John W Crawford, Damien J Field, Nilusha Henakaarchchi, Meaghan Jenkins, Budiman Minasny, et al. 2013. "The Knowns, Known Unknowns and Unknowns of Sequestration of Soil Organic Carbon." *Ecosystems and Environment* 164: 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>.
- Sun, C. X., X. Chen, M. M. Cao, M. Q. Li, and Y. L. Zhang. 2017. "Growth and Metabolic Responses of Maize Roots to Straw Biochar Application at Different Rates." *Plant and Soil* 416 (1–2): 487–502. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3229-6>.
- Svoboda, Zdenek, Jaroslav Zahora, and Helena Dvorackova. 2017. "Effects of Biochar Application on Winter Wheat (*Triticum Aestivum* L.) Roots under Long-Term Drought Conditions." *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 65 (5): 1615–22. <https://doi.org/10.11118/ACTAUN201765051615>.
- Tahir, Mudassir Hussain, Gülce Çakman, Jillian L. Goldfarb, Yildiray Topcu, Salman Raza Naqvi, and Selim Ceylan. 2019. "Demonstrating the Suitability of Canola Residue Biomass to Biofuel Conversion via

- Pyrolysis through Reaction Kinetics, Thermodynamics and Evolved Gas Analyses." *Bioresource Technology* 279 (May): 67–73. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.01.106>.
- Takaya, C. A., L. A. Fletcher, S. Singh, K. U. Anyikude, and A. B. Ross. 2016. "Phosphate and Ammonium Sorption Capacity of Biochar and Hydrochar from Different Wastes." *Chemosphere* 145 (February): 518–27. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2015.11.052>.
- Tammeorg, Priit, Asko Simojoki, Pirjo Mäkelä, Frederick L. Stoddard, Laura Alakukku, and Juha Helenius. 2014. "Biochar Application to a Fertile Sandy Clay Loam in Boreal Conditions: Effects on Soil Properties and Yield Formation of Wheat, Turnip Rape and Faba Bean." *Plant and Soil* 374 (1–2): 89–107. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1851-5>.
- Tang, Wang-Wang, Guang-Ming Zeng, Ji-Lai Gong, Jie Liang, Piao Xu, Chang Zhang, and Bin-Bin Huang. 2013. "Impact of Humic/Fulvic Acid on the Removal of Heavy Metals from Aqueous Solutions Using Nanomaterials: A Review." <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.044>.
- Thines, K R, E C Abdullah, N M Mubarak, and M Ruthiraan. 2016. "Synthesis of Magnetic Biochar from Agricultural Waste Biomass to Enhancing Route for Waste Water and Polymer Application: A Review." <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.057>.
- Tomczyk, Agnieszka, Patrycja Boguta, and Zofia Sokołowska. 2020. "Biochar Physicochemical Properties: Pyrolysis Temperature and Feedstock Kind Effects." *Environ Sci Biotechnol* 19: 191–215. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>.
- Tóth, G, T Hermann, M R Da Silva, and L Montanarella. 2016. "Heavy Metals in Agricultural Soils of the European Union with Implications for Food Safety." <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>.
- Unger, Rachel, and Randy Killorn. 2011. "Effect of the Application of Biochar on Selected Soil Chemical Properties, Corn Grain, and Biomass Yields in Iowa." *Http://Dx.Doi.Org/10.1080/00103624.2011.609253* 42 (20): 2441–51. <https://doi.org/10.1080/00103624.2011.609253>.
- Uzoma, K. C., M. Inoue, H. Andry, H. Fujimaki, A. Zahoor, and E. Nishihara. 2011. "Effect of Cow Manure Biochar on Maize Productivity under Sandy Soil Condition." *Soil Use and Management* 27 (2): 205–12. <https://doi.org/10.1111/J.1475-2743.2011.00340.X>.
- Valente de Medeiros, Erika, Diogo Paes da Costa, Everlaine Leopoldino Dias Silva, Alan Ferreira de França, José Romualdo de Sousa Lima, Claude Hammecker, Lucas William Mendes, Arthur Prudêncio de Araujo Pereira, and Ademir Sergio Ferreira Araujo. 2023. "Biochar and Trichoderma as an Eco-Friendly and Low-Cost Alternative to Improve Soil Chemical and Biological Properties Effects on Soil Biological and Chemical Properties." *Waste and Biomass Valorization* 1: 2–12. <https://doi.org/10.1007/s12649-023-02240-2>.
- Vanlauwe, B., A. Bationo, J. Chianu, K. E. Giller, R. Merckx, U. Mkwunye, O. Ohiokpehai, et al. 2010. "Integrated Soil Fertility Management." *Http://Dx.Doi.Org/10.5367/000000010791169998* 39 (1): 17–24. <https://doi.org/10.5367/000000010791169998>.
- Verheijen, F, S Jeffery, A C Bastos, M Van Der Velde, and I Diafas. 2009. "Biochar Application to Soils A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions." <https://doi.org/10.2788/472>.
- Verschuuren, Jonathan. 2017. "Towards a Regulatory Design for Reducing Emissions from Agriculture: Lessons from Australia's Carbon Farming Initiative." *Climate Law* 7 (1): 1–51. <https://doi.org/10.1163/18786561-00701001>.
- Vicente, Isabel, Riccardo Baroncelli, Rosa Hermosa, Enrique Monte, Giovanni Vannacci, and Sabrina Sarrocco. 2022. "Role and Genetic Basis of Specialised Secondary Metabolites in Trichoderma Ecophysiology." *Fungal Biology Reviews* 39 (March): 83–99. <https://doi.org/10.1016/J.FBR.2021.12.004>.
- Voběrková, Stanislava, Magdalena Dária Vavěrková, and Dana Adamcová. 2017. "Enzyme Production during Composting of Aliphatic-Aromatic Copolyesters in Organic Wastes." *Environmental Engineering*

- Science* 34 (3): 177–84.
<https://doi.org/10.1089/EES.2015.0445/ASSET/IMAGES/LARGE/FIGURE6.JPEG>.
- Walker, David J, and M Pilar Bernal. 2007. "The Effects of Olive Mill Waste Compost and Poultry Manure on the Availability and Plant Uptake of Nutrients in a Highly Saline Soil." <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.12.006>.
- Wang, Cai Yun, Chun Cheng Wu, Xia Cao, Zi Dian He, Xiao Yu Zeng, and Tao Jiang. 2019. "[Effects of Biochar on Soil Nutrition and Microbial Community Diversity under Continuous Cultivated Cucumber Soils in Greenhouse]." *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao = The Journal of Applied Ecology* 30 (4): 1359–66. <https://doi.org/10.13287/J.1001-9332.201904.036>.
- Wang, Hou, Xingzhong Yuan, Yan Wu, Huajun Huang, Xin Peng, Guangming Zeng, Hua Zhong, Jie Liang, and Miaomiao Ren. 2013. "Graphene-Based Materials: Fabrication, Characterization and Application for the Decontamination of Wastewater and Wastegases and Hydrogen Storage/Generation." <https://doi.org/10.1016/j.cis.2013.03.009>.
- Wang, L., C. R. Butterly, Y. Wang, H. M.S.K. Herath, Y. G. Xi, and X. J. Xiao. 2014. "Effect of Crop Residue Biochar on Soil Acidity Amelioration in Strongly Acidic Tea Garden Soils." *Soil Use and Management* 30 (1): 119–28. <https://doi.org/10.1111/SUM.12096>.
- Warnock, Daniel D., Johannes Lehmann, Thomas W. Kuyper, and Matthias C. Rillig. 2007. "Mycorrhizal Responses to Biochar in Soil - Concepts and Mechanisms." *Plant and Soil* 300 (1–2): 9–20. <https://doi.org/10.1007/S11104-007-9391-5/FIGURES/1>.
- Warren, A., and W. G. Sombroek. 1967. "Amazon Soils : A Reconnaissance of the Soils of the Brazilian Amazon Region." *Microbiology* 133 (4): 550. <https://doi.org/10.2307/1794534>.
- Weber, Kathrin, and Peter Quicker. 2017. "Properties of Biochar." <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>.
- Whitmee, Sarah, Andy Haines, Chris Beyrer, Frederick Boltz, Anthony G Capon, Braulio Ferreira, Souza Dias, et al. 2015. "The Lancet Commissions The Rockefeller Foundation-Lancet Commission on Planetary Health Safeguarding Human Health in the Anthropocene Epoch: Report of The Rockefeller Foundation-Lancet Commission on Planetary Health The Lancet Commissions." *TheLancet.Com* 386: 1973–2028. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(15\)60901-1](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(15)60901-1).
- Wong, James Tsz Fung, Zhongkui Chen, Xunwen Chen, Charles Wang Wai Ng, and Ming Hung Wong. 2017. "Soil-Water Retention Behavior of Compacted Biochar-Amended Clay: A Novel Landfill Final Cover Material." *Journal of Soils and Sediments* 17 (3): 590–98. <https://doi.org/10.1007/S11368-016-1401-X/FIGURES/6>.
- Woods, William I. 2003. "Chapter 1 DEVELOPMENT OF ANTHROSOLOGICAL RESEARCH." *Russell The Journal Of The Bertrand Russell Archives*, 3–14.
- Woolf, Dominic, James E Amonette, F Alayne Street-Perrott, Johannes Lehmann, and Stephen Joseph. 2010. "Sustainable Biochar to Mitigate Global Climate Change." *Nature Communications*. <https://doi.org/10.1038/ncomms1053>.
- Xiong, Xiong, Li Yanxia, Li Wei, Lin Chunye, Han Wei, and Yang Ming. 2010. "Copper Content in Animal Manures and Potential Risk of Soil Copper Pollution with Animal Manure Use in Agriculture" 54: 985–90. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.02.005>.
- Xu, Gang, Jun Na Sun, Hong Bo Shao, and Scott X. Chang. 2014. "Biochar Had Effects on Phosphorus Sorption and Desorption in Three Soils with Differing Acidity." *Ecological Engineering* 62: 54–60. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.027>.
- Yan, F., A. B. McBratney, and L. Copeland. 2000. "Functional Substrate Biodiversity of Cultivated and Uncultivated A Horizons of Vertisols in NW New South Wales." *Geoderma* 96 (4): 321–43. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(00\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(00)00018-5).
- Yang, Xing, Jingjing Liu, Kim Mcgrouter, Huagang Huang, Kouping Lu, Xi Guo, Lizhi He, et al. 2016. "Effect

- of Biochar on the Extractability of Heavy Metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and Enzyme Activity in Soil." *Environ. Sci Pollut Res* 23: 975–84. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4233-0>.
- Ye, Jun, Rui Zhang, Shaun Nielsen, Stephen D. Joseph, Danfeng Huang, and Torsten Thomas. 2016. "A Combination of Biochar-Mineral Complexes and Compost Improves Soil Bacterial Processes, Soil Quality, and Plant Properties." *Frontiers in Microbiology* 7 (APR): 187418. <https://doi.org/10.3389/FMICB.2016.00372/BIBTEX>.
- Ye, Lili, Marta Camps-Arbestain, Qinhua Shen, Johannes Lehmann, Balwant Singh, and Muhammad Sabir. 2020. "Biochar Effects on Crop Yields with and without Fertilizer: A Meta-Analysis of Field Studies Using Separate Controls." *Soil Use and Management* 36 (1): 2–18. <https://doi.org/10.1111/sum.12546>.
- Yilangai, Rahila, S Manu, W Pineau, S Mailumo, and K Okeke-Agulu. 2014. "The Effect of Biochar and Crop Residue on Growth and Yield of Tomato (*Lycopersicon Esculentum* Mill) in Jos, North Central Nigeria." *Current Agriculture Research Journal* 2 (1): 37–42. <https://doi.org/10.12944/CARJ.2.1.05>.
- Younis, Uzma, Subhan Danish, M. H. R. Shah, and S. A. Malik. 2014. "Nutrient Shifts Modeling in Spinacea Oleracea L. and Trigonella Corniculata L. in Contaminated Soil Amended with Biochar." *International Journal of Biosciences (IJB)* 5 (9): 89–98.
- Yu, Ok-Youn, Brian Raichle, and Sam Sink. 2013. "Impact of Biochar on the Water Holding Capacity of Loamy Sand Soil." *International Journal of Environmental Engineering*, 4–9. <http://www.journal-ijeee.com/content/4/1/44>.
- Yu, Zhihong, Weiwen Qiu, Fei Wang, Ming Lei, Di Wang, and Zhengguo Song. 2017. "Effects of Manganese Oxide-Modified Biochar Composites on Arsenic Speciation and Accumulation in an Indica Rice (*Oryza Sativa* L.) Cultivar." *Chemosphere* 168 (February): 341–49. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2016.10.069>.
- Yuan, Jin-Hua, Ren-Kou Xu, Wei Qian, and Ru-Hai Wang. 2011. "Comparison of the Ameliorating Effects on an Acidic Ultisol between Four Crop Straws and Their Biochars." *Soil Sediments* 11: 741–50. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0365-0>.
- Yuan, Jin-Hua, Ren-Kou Xu, and Hong Zhang. 2010. "The Forms of Alkalis in the Biochar Produced from Crop Residues at Different Temperatures." <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.018>.
- Yuan, Yinghong, Huaihai Chen, Wenqiao Yuan, David Williams, John T Walker, and Wei Shi. 2017. "Is Biochar-Manure Co-Compost a Better Solution for Soil Health Improvement and N₂O Emissions Mitigation?" <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.05.025>.
- Zeeshan, Muhammad, Wiqar Ahmad, Fida Hussain, Waqas Ahamd, Muhammad Numan, Masood Shah, and Ibrar Ahmad. 2020. "Phytostabilization of the Heavy Metals in the Soil with Biochar Applications, the Impact on Chlorophyll, Carotene, Soil Fertility and Tomato Crop Yield." *Journal of Cleaner Production* 255 (May): 120318. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.120318>.
- Zeng, Guangming, Haipeng Wu, Jie Liang, Shenglian Guo, Lu Huang, Piao Xu, Yuanyuan Liu, Yujie Yuan, Xiaoxiao He, and Yan He. 2015. "Efficiency of Biochar and Compost (or Composting) Combined Amendments for Reducing Cd, Cu, Zn and Pb Bioavailability, Mobility and Ecological Risk in Wetland Soil." *RSC Advances* 5 (44): 34541–48. <https://doi.org/10.1039/C5RA04834F>.
- Zhang, Ming, and Yong Sik Ok. 2014. "Carbon Management Biochar Soil Amendment for Sustainable Agriculture with Carbon and Contaminant Sequestration." <https://doi.org/10.1080/17583004.2014.973684>.
- Zhang, Rui, Yongling Zhang, Lili Song, Xinzhang Song, Heikki Hänninen, and Jiasheng Wu. 2017. "Biochar Enhances Nut Quality of *Torreya Grandis* and Soil Fertility under Simulated Nitrogen Deposition." *Forest Ecology and Management* 391 (May): 321–29. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2017.02.036>.
- Zhao, Che, Pengmei Lv, Lingmei Yang, Shiyong Xing, Wen Luo, and Zhongming Wang. 2018. "Biodiesel Synthesis over Biochar-Based Catalyst from Biomass Waste Pomelo Peel." *Energy Conversion and*

Management 160 (March): 477–85. <https://doi.org/10.1016/J.ENCONMAN.2018.01.059>.

Zhao, Ling, Xinde Cao, Wei Zheng, John W. Scott, Brajendra K. Sharma, and Xiang Chen. 2016. "Copyrolysis of Biomass with Phosphate Fertilizers to Improve Biochar Carbon Retention, Slow Nutrient Release, and Stabilize Heavy Metals in Soil." *ACS Sustainable Chemistry and Engineering* 4 (3): 1630–36. https://doi.org/10.1021/ACSSUSCHEMENG.5B01570/ASSET/IMAGES/LARGE/SC-2015-01570Z_0005.JPEG.

Zheng, Hao, Zhenyu Wang, Xia Deng, Jian Zhao, Ye Luo, Jeff Novak, Stephen Herbert, and Baoshan Xing. 2013. "Characteristics and Nutrient Values of Biochars Produced from Giant Reed at Different Temperatures." *Bioresource Technology* 130 (February): 463–71. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2012.12.044>.

Zhibin, Lin, Liu Qi, Liu Gang, Annette L Cowie, Bei Qicheng, Liu Benjuan, Wang Xiaojie, et al. 2017. "Effects of Different Biochars on *Pinus Elliottii* Growth, N Use Efficiency, Soil N₂O and CH₄ Emissions and C Storage in a Subtropical Area of China." *Pedosphere* 27 (2): 248–61. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60314-X](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60314-X).

Zwieten, L Van, S Kimber, S Morris, K Y Chan, A Downie, J Rust, S Joseph, and A Cowie. 2010. "Effects of Biochar from Slow Pyrolysis of Papermill Waste on Agronomic Performance and Soil Fertility." *Plant Soil* 327: 235–46. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0050-x>.