

Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Agronomía
Programa de Magíster en Ciencias Agronómicas

**IMPACTO EN LAS PROPIEDADES AGRONÓMICAS DEL SUELO DE
ENMIENDAS CARBONOSAS CO-PIROLIZADAS CON PLÁSTICO**

Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias Agronómicas

JONATHAN ANDRES HENRÍQUEZ AREVALO

Chillán, Chile
2024

Profesor Guía: Cristina Muñoz Vargas
Dpto. de suelos y recursos naturales
Facultad de Agronomía
Universidad de Concepción

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento

Esta tesis ha sido realizada en el Departamento de suelos y recursos naturales de la Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción.

Profesora Guía

Dra. Cristina Muñoz Vargas
Facultad de Agronomía
Universidad de Concepción

Comisión Evaluadora:

Dr. Marco Sandoval Estrada
Facultad de Agronomía
Universidad de Concepción

Dr. Winfred Espejo Contreras
Facultad de Agronomía
Universidad de Concepción

Ph.D. Juan Carlos Sánchez Hernández
Facultad de Ciencias Ambientales
Universidad de Castilla-La Mancha

Directora de Programa

Dra. Macarena Gerding González
Facultad de Agronomía
Universidad de Concepción

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al proyecto Fondecyt Regular 1210503 titulado “Biocarbón activated for bio-remediation and bio-recovery of soils to promote a climate-smart agriculture” y al proyecto MEC80190011 “Biofertilización Dinámica: una estrategia biológica e innovadora dirigida a la plasticultura (Biobío-Innova)” por el financiamiento y soporte otorgado a esta investigación.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
Resumen.....	viii
Abstract.....	ix
Introducción	1
Materiales y Métodos	6
Resultados y Discusión	16
Capítulo 1. Clasificación de las enmiendas carbonosas.....	16
Capítulo 2. Dinámica de la retención hídrica mediante el modelado de curvas de presión.....	21
2.1 Humedad aprovechable por tratamiento.....	21
2.2 Modelado y ajuste de las curvas de retención hídrica.....	24
2.3 Análisis de la dinámica del flujo de agua a partir de los datos modelados.....	27
Capítulo 3. Análisis enzimático de un suelo de la Serie Arrayán enmendado con los distintos tratamientos y cultivado con lechuga.	31
3.1 Indicador IBRv2.....	37
3.2 Indicadores IBRv.2 para las enmiendas.....	39
Capítulo 4. Cambios en los parámetros químicos del suelo.....	43
Capítulo 5. Rendimiento agronómico de plantas de lechuga (<i>Lactuca sativa</i> var. Sierra).....	47

Conclusiones	51
Glosario.....	52
Referencias	53

INDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 1 Biocarbones obtenidos de acuerdo al tipo de residuos utilizado.....	7
Tabla 2 Composición de las distintas enmiendas carbonosas.....	9
Tabla 3 Análisis físico y químico del suelo Arrayán.....	10
Tabla 4 Descripción de los tratamientos utilizados en el experimento de microcosmos	10
Tabla 5 Propiedades de suelo ingresadas al programa Rosetta.....	12
Tabla 6 Descripción de los tratamientos utilizados en el experimento de mesocosmos.....	13
Tabla 7 Caracterización de enzimas estudiadas.....	14
Tabla 8 Parámetros evaluados y clasificación de las distintas enmiendas.....	17

Tabla 9	Agua liberada por los distintos puntos de presión en la cámara de Richard.....	21
Tabla 10	Humedad aprovechable para las plantas en los distintos tratamientos.....	22
Tabla 11	Parámetros predichos estimados por el programa Rosetta.....	24
Tabla 12	Distribución de poros de los tratamientos.....	28
Tabla 13	Actividad enzimática para los distintos tratamientos en el suelo desnudo.....	33
Tabla 14	Actividad enzimática para los distintos tratamientos en la rizósfera.....	34
Tabla 15	Comparación porcentual entre la actividad enzimática total del suelo desnudo y la rizósfera.....	37
Tabla 16	Índices relativos y de desviación para cada tratamiento en la rizósfera.....	37
Tabla 17	IBRv.2 calculados para la actividad enzimática de la rizósfera en relación con el control.....	38
Tabla 18	Variaciones en los parámetros químicos del suelo con uso de las diferentes enmiendas.....	43
Tabla 19	Matriz de correlación de Pearson para parámetros químicos de suelo.....	44
Tabla 20	Parámetros productivos de lechuga var. Sierra.....	47
Tabla 21	Análisis de Pearson entre las variables estudiadas que influyen en el rendimiento de la lechuga.....	49

INDICE DE ILUSTRACIONES

	Página
Figura 1 Curvas de retención hídrica para tratamientos a partir de biomasa de avellano.....	26
Figura 2 Curvas de retención hídrica para tratamientos a partir de biomasa de trigo.....	26
Figura 3 Correlación entre datos predichos y datos medidos.....	30
Figura 4 Indicador IBRv.2 para la actividad enzimática del biocarbón de trigo (A) y plasticarbón de trigo (B) en dosis del 1% y 5% sobre la rizósfera de un suelo Arrayán.....	39
Figura 5 Indicador IBRv.2 para la actividad enzimática de biocarbón de poda de avellano (A) y plasticarbón de poda de avellano (B) en dosis del 1% y 5% sobre la rizósfera de un suelo Arrayán.....	40
Figura 6 Contenido de amonio y nitrato del suelo sometido a los distintos tratamientos.....	46

IMPACTO EN LAS PROPIEDADES AGRONÓMICAS DEL SUELO DE ENMIENDAS CARBONOSAS CO-PIROLIZADAS CON PLÁSTICO

IMPACT ON SOIL AGRONOMIC PROPERTIES OF CARBONACEOUS AMENDMENTS CO-PYROLYZED WITH PLASTIC

Palabras adicionales: Polietileno, residuos agrícolas, poda agrícola

RESUMEN

El mal manejo de los residuos agrícolas, tanto lignocelulósicos como plásticos, genera contaminación ambiental y afecta negativamente la calidad del suelo limitando la sostenibilidad de los sistemas agrícolas. Este estudio evaluó los impactos agronómicos y ambientales de enmiendas carbonosas producidas mediante la co-pirólisis de residuos lignocelulósicos (avellano y trigo) con desechos plásticos en un Andisol. Las enmiendas biocarbón y plasticarbón, aplicadas en dosis de 1% y 5%, se analizaron por su influencia en las propiedades físicas y químicas del suelo, la actividad enzimática y el rendimiento de lechuga (*Lactuca sativa* var. Sierra). Los resultados mostraron que la disponibilidad de agua para las plantas aumentó significativamente con las enmiendas carbonosas, especialmente con el biocarbón. Sin embargo, la actividad enzimática disminuyó en todos los tratamientos por posibles causas como la competencia por el agua con las plantas o la misma adsorción de enzimas por el biocarbón, todos los tratamientos incrementaron el contenido de carbono total, el pH y la disponibilidad de fósforo en el suelo. El rendimiento de lechuga estuvo positivamente asociado a estas mejoras en las propiedades del suelo, provocadas por las enmiendas carbonosas, destacando el potencial del biocarbón y plasticarbón sobre la productividad agrícola y la funcionalidad del suelo.

ABSTRACT

The mismanagement of agricultural residues, both lignocellulosic and plastic leads to environmental pollution and negatively affects soil quality, thereby limiting the sustainability of agricultural systems. This study evaluated the agronomic and environmental impacts of carbonaceous amendments produced through the co-pyrolysis of lignocellulosic residues (hazelnut and wheat) with plastic waste in an Andisol, the amendments, applied as biocarbón and plastic-char at doses of 1% and 5, were analyzed for their influence on soil physical and chemical properties, enzymatic activity and lettuce (*Lactuca sativa* var. Sierra) yield. The results showed that plant-available water significantly increased with carbonaceous amendments, particularly with biocarbón. However, enzymatic activity decreased across all treatments, potentially due to competition for water with plants or enzyme adsorption by biocarbón. All treatments increased total carbon content, soil pH, and phosphorus availability. Lettuce yield was positively associated with these improvements in soil properties induced by carbonaceous amendments, highlighting the potential of biocarbón and plastic-char to enhance agricultural productivity and soil functionality.

INTRODUCCION

El crecimiento de la agricultura moderna ha venido acompañado de avances tecnológicos que han permitido incrementar la eficiencia productiva mediante la implementación de diversas tecnologías como sistemas de riego tecnificado, el uso de fertilizantes de liberación controlada o la mecanización de labores agrícolas. Estas tecnologías han facilitado el aumento de la productividad en diversos cultivos, pero también han traído como consecuencia un aumento en la generación de residuos agrícolas (Rani *et al.*, 2024). Dicho incremento de residuos va directamente relacionado con la intensificación de la agricultura, especialmente en áreas con monocultivos extensivos, donde la biomasa residual, como paja de trigo y restos de cultivos han aumentado considerablemente en las últimas décadas. Se estima que la producción global de residuos agrícolas y urbanos alcanza más de 5000 millones de toneladas anuales y se espera que esta cifra siga aumentando con el crecimiento por la demanda de alimentos, fibra y energía (UNEP, 2024; Cardoen *et al.*, 2015).

Entre los residuos más destacados están los plásticos de uso agrícola especialmente en invernaderos y acolchados, los cuales han sido clave para controlar las condiciones micro climáticas optimizando la producción de cultivos, y protegiendo a los cultivos de plagas y condiciones climáticas adversas (Steinmetz *et al.*, 2016). Sin embargo, el uso masivo de plásticos genera una grave amenaza ambiental; la producción mundial de plásticos ha crecido exponencialmente desde el año 1976, pasando de 50 millones de toneladas a más de 350 millones de toneladas anuales para el año 2020 (García-Rellán *et al.*, 2022). Los plásticos cuando cumplen su vida útil no se descomponen, lo que genera su acumulación en diferentes biomas y en los suelos, en los cuales alteran sus propiedades físicas como la porosidad y la capacidad de retención de agua, así como sus propiedades químicas y la disponibilidad de nutrientes (Kasirajan y Ngouajio, 2012).

Para los cultivos intensivos de frutales como el avellano europeo (*Corylus avellana* L.) y de cultivos tradicionales como el trigo (*Triticum spp.*) se generan diversos tipos de residuo no solo de biomasa ligada directamente a su rendimiento agrícola y desarrollo fisiológico, como puede ser la poda o la paja, sino que también plásticos encontrados principalmente en las etapas de fertilización, manejo de malezas y control de plagas y/o animales cuyos insumos principalmente vienen en contenedores, en algunos para asegurar la calidad y competitividad de estos cultivos, se aplica la práctica de cobertura de suelo que puede incluir coberturas plástica, y en el caso del cultivo de avellano europeo, se utiliza plástico en el empaquetado y envío (Divito y García, 2017; INIA, 2013), que de no ser gestionados adecuadamente, contribuyen a la contaminación del suelo y del aire.

Una de las prácticas comúnmente realizadas para eliminar grandes volúmenes de residuos es la quema en campo, pero que tiene graves consecuencias ambientales, por ejemplo, libera grandes cantidades de gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono (CO₂), además de metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) que son gases de efecto invernadero mucho más potentes en términos de capacidad de calentamiento que el CO₂ (Mandal *et al.*, 2021). Otro efecto de las quemas es la generación de partículas finas (PM < 5) que contaminan el aire, afectando no solo a las comunidades rurales cercanas, sino también a áreas urbanas, ya que las partículas pueden ser transportadas por el viento a largas distancias ocasionando problemas de salud respiratoria y cardiovascular (Janhall, 2015; Venkataraman *et al.*, 2018). A estos efectos se agrega la quema directa o indirecta de plástico proveniente de la agricultura que contribuye aún más a la emisión de contaminantes atmosféricos como el carbono negro (un subproducto de la combustión incompleta que absorbe radiación solar, exacerbando el cambio climático y afectando la calidad del aire) y compuestos orgánicos volátiles (como benceno, tolueno y estireno, los cuales son tóxicos y potencialmente cancerígenos; Bardales *et al.*, 2022). Además de

contaminar el aire, la quema implica una pérdida significativa de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, que son esenciales para la fertilidad del suelo, y cuya reincorporación al ciclo agrícola podría mejorar significativamente el rendimiento de los cultivos (Mandal *et al.*, 2021).

En el caso del cultivo del trigo, los rastrojos producidos pueden representar el 55 a 65 % de la parte aérea de la planta, pudiendo llegar a 10 Toneladas en cultivos intensivos (Hetz *et al.*, 2006), mientras que en el caso del cultivo del avellano europeo, los restos de poda son derivados de la cascarilla que varía entre un 47-61 % que en un rendimiento promedio de 3 t ha⁻¹ pueden representar más de 1,5 t de residuos sumado al manejo de la poda y a una práctica habitual llamada marco dinámico que consiste en los primeros años de establecimiento del cultivo plantar el doble de plantas, las cuales posterior a los primeros años se arrancan, generando abundante residuo a disposición (Ellena, 2018). La biomasa residual generada por diversos cultivos podría ser utilizada de manera más eficiente si se incorpora a tecnologías de valorización, como la producción de biocarbón a través del proceso de pirólisis.

El biocarbón es un material sólido, rico en carbono, que se produce a través de un proceso termoquímico en ausencia de oxígeno a altas temperaturas (Muñoz *et al.*, 2019). Durante este proceso, el material orgánico se transforma en un material carbonoso con una estructura porosa, lo que le otorga propiedades físicas y químicas especiales que lo hacen ideal para su uso como enmienda del suelo, siendo destacada su capacidad para aumentar la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y estabilizar nutrientes en el suelo, lo que promueve un ecosistema más saludable y productivo (Lehmann y Joseph, 2015). Además, tiene la capacidad de secuestrar carbono, lo que contribuye a mitigar los efectos del cambio climático al capturar CO₂ de la atmósfera y almacenarlo en el suelo a largo plazo (Hussain *et al.*, 2021; Muñoz *et al.*, 2019).

Uno de los principales problemas que enfrentan los suelos agrícolas es la disminución de su capacidad para retener agua, lo que afecta directamente la

productividad y rendimiento de los cultivos. En esta línea Abel *et al.* (2013) demostró que el biocarbón aumentó la retención de humedad en suelos con baja capacidad de almacenamiento hídrico. También, Laird *et al.* (2010) indicaron que incrementaron la capacidad de infiltración de agua, reduciendo el riesgo de compactación con el uso de biocarbón, un problema común en suelos agrícolas sometidos a un uso intensivo de maquinaria pesada.

El biocarbón también tiene efectos positivos sobre las propiedades químicas del suelo, su alto contenido de carbono recalcitrante lo convierte en un reservorio de nutrientes a largo plazo debido a su capacidad para retener nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas (Lehmann y Joseph, 2015). Estudios y revisiones han demostrado que la aplicación de biocarbón derivado de distintas materias primas vegetales o madereras, incrementan el contenido de fósforo disponible (P Olsen), mejora la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y regula el pH del suelo, factores clave para la salud y productividad agrícola (Glaser *et al.*, 2002); Ginebra *et al.*, (2022a) determinaron que algunos biocarbones madereros y de estiércol pirolizados a 550 °C y aplicados en dosis de 11 t ha⁻¹ disminuyen la acidez del suelo hasta 0,73 puntos. Además, Muñoz *et al.* (2016) corroboraron que la regulación del pH y el aumento de la CIC son propiedades asociadas al contenido mineral y la estructura aromática del biocarbón producido a altas temperaturas (superiores a 500 °C), permitiendo que los nutrientes sean más accesibles para las plantas y mejorando su crecimiento en suelos degradados. Nguyen *et al.* (2021) y Sanchez-Hernandez *et al.* (2021) indicaron que a nivel enzimático, la aplicación de biocarbón influye positivamente en la actividad de los microorganismos del suelo, promoviendo un ecosistema microbiano más diverso y funcional, lo que es clave para el ciclaje de nutrientes en el suelo ya que los microorganismos juegan un papel crucial en la descomposición de la materia orgánica y la liberación de nutrientes disponibles para las plantas.

En este contexto, la co-pirólisis de residuos lignocelulósicos junto con desechos plásticos ha surgido como una solución prometedora e innovadora, ya que mejora el proceso de pirólisis de biomasa (Oh *et al.*, 2020; Mo *et al.*, 2023). Este proceso permite convertir residuos de biomasa y plásticos en un biocarbón potenciado mediante la adición de grupos funcionales derivados de la despolimerización de los plásticos durante la termo-conversión; ya que los plásticos tienen una mayor relación H/C en comparación con la estructura de lignina, celulosa y hemicelulosa (Dai *et al.*, 2017). Durante la pirólisis, los plásticos se despolimerizan en moléculas más simples que se adhieren a la estructura y superficie porosa del biocarbón que se está formando, otorgándole mayor reactividad y capacidad de adsorción de nutrientes y contaminantes (Engamba *et al.*, 2022). Oh *et al.* (2020) indicaron que los grupos funcionales como los grupos carboxilo y fenol resultantes mediante la co-pirólisis con plásticos, aumentan la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del material, lo que favorece la retención de nutrientes como el fósforo y el potasio. La modificación estructural otorga al material resultante una mayor reactividad que lo convierte en una enmienda potencialmente distinta, con propiedades distintas y que generará interacciones inter e intra-partícula con el suelo específicas (Lehmann y Joseph, 2015) de la unión de la biomasa y el plástico en la co-pirólisis.

La evaluación agronómica de los materiales obtenidos mediante el uso de plásticos permitirá potenciar sistemas de revalorización de residuos en la búsqueda de sistemas agrícolas más sustentable y resilientes.

HIPÓTESIS

La co-pirólisis de diferentes residuos agrícolas con plásticos de diferentes residuos agrícolas tendrán mejor resultado agronómico que los biocarbones producidos en ausencia de plásticos.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el impacto agronómico del producto obtenido de la co-pirólisis con plásticos de residuos lignocelulósicos (trigo y avellano) sobre parámetros agronómicos en un Andisol.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar los cambios en la capacidad de retención de agua en un suelo Andisol con aplicaciones de diferentes tipos y dosis de biocarbón y platicarbón.
2. Determinar el efecto de la aplicación de biocarbón generado mediante la co-pirólisis de residuos lignocelulósicos y plásticos sobre el rendimiento y variables agronómicas de una especie hortícola.
3. Comparar el impacto del biocarbón y platicarbón en los parámetros bioquímicos del suelo, como la actividad enzimática, el contenido de carbono y el reciclaje de nutrientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de materias primas.

Se utilizaron desechos agrícolas como materia prima para la elaboración de los distintos biocarbones, estos fueron residuos de poda de avellano europeo (*Coryllus avellana* L.) obtenido de la empresa agrícola “Los Avellanos” del sector Tanilvoro, región de Ñuble y paja o rastrojo de trigo recolectado desde productores locales de la comuna de Tucapel en la región del Biobío. La biomasa recolectada se secó en un horno a 105 °C y posteriormente se trituró hasta tener un tamaño inferior a 2 cm de largo.

Se adquirió polietileno con densidad entre 150 a 200 μm usado frecuentemente en invernaderos hortícolas, desde la empresa de insumos

agrícolas Protekta, Chilán. De acuerdo con lo planteado por Engamba *et al.* (2022) para aumentar la densidad del plástico e igualarla a la biomasa el plástico se recomienda que el plástico sea semiderretido en un horno a 120 °C durante 24 hrs., por lo cual se siguió ese protocolo. Después de enfriar, se obtuvo un polietileno más denso que al iniciar el proceso, el cual se picó y trituró a un diámetro menor a 2 cm.

Posteriormente, en un contenedor metálico se adicionó 360 g de biomasa vegetal con 40 g de polietileno, ambos previamente tratados, lo que equivale a 90 % de biomasa y 10 % polietileno. Los materiales fueron mezclados de forma homogénea para su posterior pirólisis.

Elaboración del biocarbón.

Se utilizó una mufla Nabertherm (modelo LE/11/R7, Bremen, Alemania) que permite cerrar el ingreso de oxígeno, lo que permitió realizar pirólisis lenta con rampa de 60 °C min⁻¹ y alcanzando 600 °C temperatura que se mantuvo durante 90 minutos. Posterior al proceso de pirólisis se adicionó agua fría para bajar la temperatura, y los biocarbones se secaron en un horno a 105 °C por 48 hrs.

Los biocarbones fueron tamizados en dos tamaños de partícula, separándose en dos tamaños de partículas, siendo partículas finas inferiores a 2 µm y partículas gruesas con tamaño entre 2- 2000 µm. En la Tabla 1 se describen los tratamientos obtenidos.

Tabla 1. Biocarbones obtenidos de acuerdo con el tipo de residuos utilizados.

Tratamientos	Tipo material carbonoso
BA	Biocarbón de poda de avellano
BT	Biocarbón de rastrojo de trigo
PA	Biocarbón de poda de avellano + polietileno 10%
PT	Enmienda carbonosa de rastrojo de trigo + polietileno 10%

Fuente: *Elaboración propia.*

Clasificación de las enmiendas.

Se utilizó el método descrito por Lehmann y Joseph (2021). Se determinó la composición elemental de carbono, nitrógeno y azufre, material volátil, pH, conductividad eléctrica, humedad, poder calorífico y cenizas. Los procedimientos utilizados se detallan a continuación.

Cenizas: Se determinó mediante el protocolo UNE-EN ISO 18122. Se coloca 1 g de muestra en un plato previamente tratado a 500 °C durante 60 minutos y registrados sus pesos previos y posteriores, esta muestra y el plato se ingresan a un horno a 550 °C durante 60 minutos.

Composición elemental C-H-N: Fue realizado en un equipo Analizador Elemental (marca Leco CHN 628, Japan Corp, Tokio). La curva de calibración fue realizada con un material de referencia certificado de carbón.

Contenido de S y Cl: Fue realizado de acuerdo con la metodología de UNE-EN ISO 16967 y UNE-EN ISO 16994. En un recipiente cerrado se realizó una digestión utilizando 0,8 mL de H₂O₂ para 1 g de muestra y posteriormente determinada las concentraciones de sulfato y cloruro mediante cromatografía iónica.

Oxígeno: Los valores de oxígeno se calcularon por diferencia mediante la Fórmula 1.

Oxígeno (% p/p) = 100 - % cenizas - % C - % N - % H - % S - % Cl Fórmula 1

Material Volátil: Se realizó mediante el protocolo UNE-EN ISO 18123. La muestra de 0,1 g es dispuesta en un horno a una temperatura de 900 °C durante 7 minutos. Posteriormente mediante cálculos entre la diferencia de peso, se calcula el porcentaje de material volátil.

Conductividad eléctrica: La muestra tamizada y húmeda, se agita con agua en una relación 1:5. La suspensión se centrifuga y en el extracto se mide la conductividad eléctrica (INIA, 2005).

pH: Se realizó mediante el protocolo TMECC04.111 desde métodos de ensayo para compost, usando método electrométrico (INIA, 2005).

Tabla 2. Composición química de las distintas enmiendas carbonosas.

Análisis	BT	PT	BA	PA
Cenizas (%)	27,43 ± 0,01	29,80 ± 0,13	6,52 ± 0,1	5,28 ± 0,07
CE (dS m ⁻¹)	10,6	12,77	0,98	0,88
M. Volátil (%)	12,88	12,87	12,8	13,1
pH	10,36	10,36	9,86	9,86
N (% p/p)	< 2,00	< 2,00	< 2,00	< 2,00
C (% p/p)	63,17 ± 1	57,87 ± 4,6	78,19 ± 6,5	61,08 ± 4,4
H (% p/p)	2,9 ± 7,6	2,71 ± 0,8	2,64 ± 7,8	2,49 ± 7,8
S (% p/p)	< 2,00	< 2,00	< 2,00	< 2,00
O (% p/p)	5,34	7,94	12,62	31,13

Fuente: Elaboración propia.

Establecimiento de experimentos.

Se colectó suelo del orden Andisol, serie Arrayán AYN/1 (Stolpe, 2006) desde la Estación Experimental El Nogal de la Universidad de Concepción, esta serie es derivada de cenizas recientes que provienen principalmente del movimiento de glaciares del último periodo, generalmente presenta topografía plana entre 0 y 1% de pendiente ondulada, con drenaje bueno a moderado y un color pardo oscuro, en sus primeros perfiles se destaca por ser ligeramente adhesivo y plástico y presenta generalmente en el horizonte B, estratos de arena. El suelo fue secado al aire a 30 °C y se tamizó a 2 mm, se caracterizó en sus parámetros químicos y físicos los cuales se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Análisis físico y químico del suelo Arrayán

Análisis físico	Unidad	Valor
Limo	%	36
Arena	%	34,3
Arcilla	%	29,7
Densidad aparente	g cm ⁻³	1,17
Capacidad de Campo	% bss	29,47
Punto de marchitez permanente	% bss	15,36
Análisis Químicos		
pH al agua		6,14 ± 0,029
N Total	%	171,6 ± 67,42
C Total	%	4,35 ± 0,1
P Olsen	mg kg ⁻¹	23,3 ± 3,98

Análisis realizados en el Laboratorio de Análisis Químico y Física de Suelos, UdeC. bss= base suelo seco. Fuente: *Elaboración propia*.

Experimento I. Se realizó un análisis para determinar el agua aprovechable del suelo sometido a los distintos tipos de tratamientos. Para ello se utilizaron los tratamientos indicados en la Tabla 5, pero diferenciados por el tamaño de partícula, separando una fracción gruesa (0,25- 2000 µm) y una fracción fina (≤ 0,25 µm).

Tabla 4. Descripción de los tratamientos utilizados en el Experimento I.

Sigla	Descripción	Dosis (% p/p)	Partícula
BT1F	Biocarbón de Trigo	1%	Fina
BT1G	Biocarbón de Trigo	1%	Gruesa
BT5F	Biocarbón de Trigo	5%	Fina
BT5G	Biocarbón de Trigo	5%	Gruesa
PT1F	Plasticarbón de Trigo	1%	Fina
PT1G	Plasticarbón de Trigo	1%	Gruesa
PT5F	Plasticarbón de Trigo	5%	Fina
PT5G	Plasticarbón de Trigo	5%	Gruesa
BA1F	Biocarbón de Avellano	1%	Fina
BA1G	Biocarbón de Avellano	1%	Gruesa

BA5F	Biocarbón de Avellano	5%	Fina
BA5G	Biocarbón de Avellano	5%	Gruesa
PA1F	Plasticarbón de Avellano	1%	Fina
PA1G	Plasticarbón de Avellano	1%	Gruesa
PA5F	Plasticarbón de Avellano	5%	Fina
PA5G	Plasticarbón de Avellano	5%	Gruesa

Fuente: *Elaboración propia.*

Debido a la naturaleza porosa del biocarbón, se realizó una pre- incubación para asegurar la saturación de agua de los tratamientos en el análisis de laboratorio. Para esto se humedeció con agua, dejando secar al aire durante 3 semanas, para su posterior análisis. Se utilizaron platos de la cámara de Richard fabricada en el laboratorio de física de suelos de la Universidad de Concepción, donde se humedecieron por 48 horas hasta alcanzar nuevamente la saturación. Posteriormente, se ejercieron distintos puntos de presión 1/10, 1/3, 3, 5, y 15 atm, lo que permitió obtener una curva de retención hídrica en el rango de humedad aprovechable. Se registró el agua liberada expresándose en porcentaje base suelo seco (%BSS; *Sandoval et al. 2012*) de acuerdo con los distintos puntos de presión para ajustar la curva de retención hídrica según el programa RETC V6.02. Lo que permitió simular y analizar parámetros de suelo como capacidad de aire (CA), poros de agua disponible (PDA) y poros de rápida liberación (PDR).

Con los parámetros CC y PMP, se hicieron los respectivos cálculos de humedad aprovechable (HA), posterior a la modelación se analizaron los parámetros CA, PDR y PDA. Determinándose de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\text{Humedad aprovechable (\%BSS)} = \text{CC} - \text{PMP} \quad \text{Fórmula 2}$$

Ajustes de la curva de retención

El ajuste se hizo mediante el programa RETC (RETention Curve) v.6.02, para la estimación de datos. Se utilizaron funciones de pedotransferencia incluidas en el programa Rosetta V1.1 integrado en RETC, estas integraciones de datos alcanzaron el nivel máximo de representatividad del suelo Arrayán H5 (Fórmula 3) y se utilizaron los datos utilizados en la caracterización física del suelo de la Tabla 3.

$$H5 = ((\% \text{ Textural Arena, limo, Arcilla}) + Da + \theta + \theta 1500) \quad \text{Fórmula 3}$$

Los resultados de análisis al ingresarlos al software nos arrojan los siguientes predichos: θr ($cm^3 cm^{-3}$), θs , α (cm^{-1}), n y Ks ($cm día^{-1}$) que al ingresar al programa RETC v.6.02, se ajustan a los propuestos por Van Genutchen *et al.* (1980) y que se muestran en la Fórmula 4.

$$\theta(\psi m) = \theta r + [[(\theta s - \theta r) / 1 + [(\alpha \cdot \psi m) n]^m]; m = 1 - 1/n; n > 1 \quad \text{Fórmula 4}$$

Dónde: θ es el contenido volumétrico de agua; ψm es la tensión de agua (hPa); θs y θr son los contenidos volumétricos de agua en saturación (0 hPa) y residual (> 15.000 hPa).

Posteriormente se creó una curva suavizada y ajustada matemáticamente al modelo de la Fórmula 4 que representa la varianza de propiedades y parámetros de suelos representados en el nivel H5.

Tabla 5. Propiedades de suelo ingresadas al programa Rosetta v.1.1, para la obtención de parámetros requeridos por RETC v.6.02.

Suelo Arrayán	Nivel de pedotransferencia = H5
---------------	---------------------------------

Análisis Textural	Limo = 36%; arena =34,3%; arcilla =29,7%
Densidad aparente	1,17 g cm ⁻¹
Niveles de humedad	CC = 0,295 cm ³ cm ⁻³ ; PMP = 0,1736 cm ³ cm ⁻³

Fuente: Elaboración propia.

Diseño experimental microcosmos

Se utilizó un análisis completamente al azar con arreglo de parcelas subdivididas considerando 9 tratamientos y 3 repeticiones, con un total de 27 unidades experimentales, se analizaron interacciones entre el tipo de biocarbón, dosis y tamaño de partícula para la humedad aprovechable.

Los resultados fueron analizados con el programa Infostat 2020 mediante pruebas de normalidad mediante Shapiro-Wilks y homogeneidad de Levene, sumado a un análisis de la varianza que para los parámetros físicos modelados fueron analizados mediante prueba LSD de Fisher con tres niveles de significancia correspondientes $\alpha = 0,05$, $\alpha = 0,01$, $\alpha = 0,001$.

Experimento II. Consistió en un ensayo en invernadero en el que se evaluó la influencia de las distintas enmiendas carbonosas sobre el rendimiento agronómico de una planta de lechuga (*Lactuca sativa var. Sierra*). Las unidades experimentales fueron macetas de 2 L de capacidad con 1 kg de suelo seco mezclado homogéneamente con los diferentes tipos de biocarbones a dos dosis de aplicación (1 y 5 % p/p). En la maceta se sembró una semilla de lechuga y se mantuvo con riego constante a 60 % del espacio poroso cubierto de agua (WFPS), mediante la diferencia de peso del CTR cada 2 días y por un periodo total de 90 días.

Tabla 6. Descripción de los tratamientos utilizados en el Experimento II.

Sigla	Descripción	Dosis (% p/p)
BT1	Biocarbón de trigo	1
BT5	Biocarbón de trigo	5
PT1	Plasticarbón de Trigo	1

PT5	Plasticarbón de Trigo	5
BA1	Biocarbón de Avellano	1
BA5	Biocarbón de Avellano	5
PA1	Plasticarbón de Avellano	1
PA5	Plasticarbón de Avellano	5

Fuente: Elaboración propia.

Al finalizar el período de incubación se determinaron cambios en las propiedades químicas del suelo como contenido de nutrientes (N mineral y PO_4^-) y pH mediante el método propuesto por Sadzawka *et al.* (2006) para suelo, en el laboratorio de la Universidad de Concepción Campus Chillán. Al final del período se realizó una recolección de muestras de la rizósfera y del suelo, para realizar distintos análisis enzimáticos relacionados a los ciclos de nutrientes indicados en la Tabla 7.

Tabla 7. Caracterización de enzimas estudiadas.

Enzimas	Autores	Ciclo relacionado
Esterasa	Sigma, (1977)	Ciclo del carbono
Glucosidasa	Eivazi y Tabatabai, (1988)	Ciclo del carbono
Catalasa	Beers y Sizer, (1952)	Actividad microbiana
Fosfatasa ácida	Tabatabai y Bremner, (1969)	Ciclo del fósforo
Fosfodiesterasa	Tabatabai, (1977)	Ciclo del fósforo
Quitinasa	Reissig <i>et al.</i> , (1959)	Ciclo del nitrógeno
Proteasa	Schinner <i>et al.</i> , (1996)	Ciclo del nitrógeno
Dehidrogenasa	Von Mersi y Schinner, (1991)	Actividad microbiana

Fuente: Elaboración propia.

Indicadores

Los valores de la respuesta integrada de biomarcadores versión 2 (IBRv2; Sánchez *et al.*, 2012) se obtienen como la suma de las desviaciones entre los valores de referencia del control y los valores de los tratamientos con los

distintos biocarbón en distintas dosis incorporados (alta = 5 % y baja =1 %), con un total de 8 indicadores enzimáticos. Se calcula utilizando la Fórmula 5.

$$\text{IBRv2} = \sum_{i=1}^n |\text{Ai}| \quad \text{Fórmula 5}$$

Con estos indicadores y mediante el cálculo de la suma de sus valores absolutos dividido por el promedio de la suma de los valores enzimáticos por tratamiento, obtenemos un valor estandarizado al CTR, en el que es posible distinguir y analizar de mejor forma la actividad enzimática y nos otorga la posibilidad de dividir estas enzimas en tres grupos y ordenarlas en cada extremo de las gráficas para así facilitar su expresión, de acuerdo con trabajos científicos previos se agruparon en:

A) Enzimas con influencia en el ciclo del N (*Quit*, *Prot*); B) Enzimas con influencia en el ciclo del P (*AcP* y *PhD*); C) Enzimas con influencia en el ciclo del C (*Est* y *Gluc*) y D) Enzimas de actividad general de suelo (*Dehy*, *Cat*). (Sanchez-Hernandez *et al.*, 2019; Antileo-Mellado *et al.*, 2024)

Para determinar la productividad, las lechugas fueron cosechadas a los 90 días y se realizaron determinaciones de:

Volumen de raíces: se dividió la planta cosechada en su parte aérea y radicular, se lavó del suelo circundante y se secó por 48 horas a 40 °C en un horno con aire forzado (Memmert, modelo 100 - 800, Schwabach, Alemania). Posteriormente se realizaron las mediciones de volumen insertando la raíz seca y limpia en una probeta graduada de 200 mL, llenando con agua destilada hasta los 150 mL, registrando el aumento del nivel de agua al sumergir la raíz.

Biomasa seca total: Se lavaron y dividieron en biomasa aérea y radicular para dejar secando por 48 horas a 40 °C en un horno de aire forzado; posteriormente, en una balanza de precisión se pesaron por separados los distintos pesos biomasa seca aérea (Pbs aérea) y peso biomasa seca de la raíz (Pbs raíz), utilizando la Fórmula 6.

$$\text{Biomasa (g maceta}^{-1}) = \text{Pbs aérea} + \text{Pbs raíz}$$

Fórmula 6

Diseño experimental mesocosmos.

El diseño experimental es un modelo completamente al azar con 9 tratamientos y 4 repeticiones, siendo un total de 36 unidades experimentales. Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa Infostat 2020, siendo estas pruebas de normalidad mediante Shapiro-Wilks y homogeneidad de Levene, sumado a un análisis de la varianza que para los análisis enzimáticos, parámetros químicos y parámetros agronómicos fue usada la prueba *LSD de Fisher* con tres niveles de significancia correspondientes $\alpha = 0,05$, $\alpha = 0,01$, $\alpha = 0,001$. Se hicieron correlaciones de Pearson (ρ entre -1 y +1) entre las variables estudiadas y los parámetros productivos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Capítulo 1. Clasificación de las enmiendas carbonosas.

Según los análisis de laboratorio realizados se muestran las distintas composiciones elementales y parámetros evaluados de las cuatro enmiendas

carbonosas producidas. Según Lehmann y Joseph (2015) para que una enmienda carbonosa sea considerada biocarbón, debe cumplir con ciertos criterios y parámetros de composición como por ejemplo tener un contenido de carbono total $\geq 50\%$ o un O/C molar ratio $< 0,4$. Por esto se presentan las composiciones y características de las distintas enmiendas carbonosas en la Tabla 8.

Tabla 8. Parámetros evaluados y clasificación de los distintos biocarbones.

Parámetro	BT	PT	BA	PA
Cenizas (%)	27,43 \pm 0,01	29,80 \pm 0,13	6,52 \pm 0,1	5,28 \pm 0,07
CE (dS m ⁻¹)	10,59	12,77	0,98	0,88
M. volátil (%)	12,88	12,87	12,8	13,1
pH	10,36	10,54	9,86	9,8
N (%)	< 2,00	< 2,00	< 2,00	< 2,00
C (%)	63,17 \pm 1	57,87 \pm 4,6	78,19 \pm 6,5	61,08 \pm 4,4
H	2,9 \pm 7,6	2,71 \pm 0,8	2,64 \pm 7,8	2,49 \pm 7,8
S	< 2,00	< 2,00	< 2,00	< 2,00
O	5,34	7,94	12,62	31,13
O/C	0,0845	0,137	0,161	0,510
Clasificación*	Biocarbón de Trigo	Plasticarbón de Trigo	Biocarbón de avellano	Enmienda carbonosa de avellano

Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo con la clasificación de los biocarbones realizada por Camps-Arbestain *et al.* (2015), las enmiendas utilizadas en este estudio corresponden BT, BA y PT corresponden a la clasificación como biocarbones, debido a que su contenido de C es $> 50\%$ y su relación O/C $< 0,4$, además de que sus niveles como el pH y CE están en los rangos aceptados por la norma. La enmienda de PA no clasifica como biocarbón, debido a que el criterio O/C $< 0,4$ no se

cumple, presentando una relación O/C = 0,51, esto se atribuye directamente a la cantidad de grupos aromáticos producidos durante la interacción de la composición de biomasa y el polietileno y a la estabilidad, dejando más oxígeno residual en su estructura como grupos oxigenados o alifáticos que tienen una alta reactividad, pero muy poca resistencia a la degradación, clasificándose potencialmente como inestables (Li *et al.*, 2025; Escalante-Rebolledo *et al.*, 2016).

Se puede apreciar en la Tabla 8, que las enmiendas producidas a base de avellano tienen entre un 5 % y un 27 % mayor contenido de C, esto se atribuye debido al mayor contenido de lignina en comparación al mayor contenido de celulosa del trigo. Al incorporar el plástico en ambas enmiendas se observa un aumento en la cantidad de O y una disminución en el contenido de C, esto es esperable debido a la adición de un 10 % p/p de plástico al momento de la co-pirólisis. Lo cual se atribuye a la menor proporción de biomasa en las enmiendas co-pirolizadas con plástico y que el plástico es despolimerizado en O e H que se adhieren a la biomasa, aumentando la relación O/C de las enmiendas (Engamba *et al.*, 2022).

La conductividad eléctrica es un parámetro importante que refleja la capacidad del biocarbón para influir en la salinidad del suelo. En este parámetro se ve claramente una influencia de la materia prima en donde la proveniente de trigo (BT), rica en hemicelulosa, presentó una conductividad eléctrica mucho mayor con valores de 10,59 dS m⁻¹ y 12,77 dS m⁻¹ para el co-pirolizado con plástico (PT), mientras que los materiales producidos a partir de residuos de avellano más ricos en lignina, tuvieron una conductividad eléctrica significativamente menor 0,98 dS m⁻¹ (BA) y 0,88 dS m⁻¹ (PA), esto debido a la mayor estabilidad que otorgan los compuestos aromáticos de la lignina proveniente de la biomasa de avellano, Kane *et al.* (2021) comparó las CE de ligninas y celulosas, encontrando que estas últimas generalmente presentan mayor CE a temperaturas > 600 °C. También se puede apreciar que las

distintas enmiendas tienen una reacción distinta con el plástico, como por ejemplo los residuos de trigo, en la conversión térmica dentro del proceso de pirólisis, produce más compuestos iónicos al interactuar los productos de descomposición de la hemicelulosa con los productos de descomposición del polietileno y finalmente incrementando su CE, el avellano genera menos compuestos volátiles y solubles debido a la estabilidad de los grupos aromáticos y generando una menor interacción con la despolimerización del polietileno (Engamba *et al.*, 2022; Xiong *et al.*, 2012).

El material volátil es un indicador de estabilidad del biocarbón y su capacidad para liberar compuestos orgánicos bajo condiciones de calor (Bruun *et al.*, 2011). BT presentó un contenido de material volátil del 12,88 %, PT un valor de 12,87 %, estos valores indican una alta estabilidad térmica, corroborando los hallazgos de Mukherjee *et al.* (2014), quienes destacaron que la pirólisis de materiales lignocelulósicos resulta en biocarbones con bajos contenidos de material volátil, por otro lado, el biocarbón de avellano mostró un contenido de material volátil de 12,89 %, mientras que su versión co-pirolizada con polietileno presentó un ligero aumento con 13,19 %, se destaca en la literatura que los volátiles de las enmiendas provenientes de celulosa son compuestos generalmente alifáticos mientras que los de la lignina son primordialmente aromáticos y estos influyen en la reactividad del biocarbón, pero a medida en que la temperatura de pirólisis es mayor la estabilidad de estos compuestos en la superficie tiende a aumentar (Li *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2021).

El contenido de cenizas es un parámetro crítico que refleja la cantidad de minerales inorgánicos presentes, el biocarbón de trigo mostró un contenido de cenizas del 27,43 %, mientras que su versión co-pirolizada presentó un aumento a 29,8 %, este breve incremento con la adición de polietileno se puede explicar por los residuos minerales que deja el plástico adicional tras la pirólisis, como lo observaron Sun *et al.* (2024), el biocarbón de avellano por su parte, incluyendo su versión co-pirolizada, tuvo un contenido de cenizas mucho menor

(6,52 % y 5,28 %) comparado con la biomasa de trigo, lo que puede explicarse por la composición química de la biomasa, la poda de avellano, siendo más lignosa, tiende a producir menos cenizas comparado con el trigo, que tiene un mayor contenido de hemicelulosa y celulosa, resultando en una mayor producción de cenizas tras la pirólisis, donde la biomasa con mayor contenido de lignina tienden a generar menos residuos minerales debido a la eficiencia de la combustión (Mohanty *et al.*, 2013) y volatilización de compuestos inorgánicos durante la pirólisis (Spokas *et al.*, 2012), lo que termina reduciendo el contenido de cenizas.

El BA mostró un contenido de C significativamente mayor en comparación con el trigo (BT), lo cual se atribuye a su mayor contenido de lignina. Sin embargo, la adición de polietileno durante la co-pirólisis resultó en un aumento en la relación O/C y en la conductividad eléctrica, reflejando una mayor presencia de compuestos oxigenados y sales solubles lo que puede tener implicaciones importantes para su aplicación en suelos agrícolas, ya que una alta conductividad eléctrica podría influir negativamente en la salinidad del suelo, además, el material volátil y cenizas varió entre las diferentes enmiendas siendo mayor en las co-pirrolizadas, lo que sugiere una menor estabilidad térmica y un mayor residuo mineral (Engamba *et al.*, 2022; Lehmann y Joseph, 2015).

Capítulo 2. Dinámica de la retención hídrica mediante el modelado de curvas de presión.

Humedad aprovechable por tratamiento.

Se obtuvieron los distintos puntos de presión obtenidos en el laboratorio y presentados en la Tabla 9, de donde se extrajeron los parámetros $\theta_{60 +15000}$, que representan el punto de saturación en capacidad de campo (CC, 0,33 Bar) y residual que representa el punto de marchitez permanente (PMP, 15 Bar), necesarios para integrar en el programa Rosetta v 1.1 y generar los datos que optimizarán la predicción de la curva por RECT. En la Tabla 9 se muestran los resultados obtenidos.

Tabla 9. Agua liberada por los distintos puntos de presión en la cámara de Richard.

Trat.	0,1 atm	0,33 atm	3 atm	5 atm	15 atm
Ctrl	34,23 1,26	± 29,47 0,58	± 23,00 0,11	± 21,00 0,82	± 17,36 ± 0,58
BA1F	33,89 0,29	± 30,17 0,82	± 23,68 0,54	± 19,56 0,32***	± 17,59 ± 0,28
BA1G	31,31 0,61***	± 28,27 0,48**	± 22,33 0,17*	± 19,17 0,45***	± 16,98 ± 0,63
BA5F	36,87 0,05***	± 33,10 0,16***	± 26,00 0,22***	± 22,18 0,55**	± 19,21 ± 0,30***
BA5G	36,39 0,50**	± 32,76 0,52***	± 25,58 0,53***	± 22,33 0,66**	± 19,89 ± 0,73***
BT1F	37,89 0,05***	± 34,78 0,06***	± 26,89 0,03***	± 22,23 0,09**	± 19,99 ± 0,03***
BT1G	49,73 0,2***	± 45,61 0,03***	± 35,69 0,03***	± 30,87 0,03***	± 27,88 ± 0,05***

BT5F	47,68	± 43,82	± 33,67	± 29,68	± 26,33 ± 0,08***
	0,02***	0,00***	0,05***	0,06***	
BT5G	67,07	± 62,94	± 45,87	± 41,84	± 35,66 ± 0,04***
	0,05***	0,06***	0,07***	0,04***	
PA1F	31,33	± 27,84	± 22,23	± 19,17	± 16,70 ± 0,59*
	0,18***	0,49***	0,14**	0,77***	
PA1G	33,12	± 29,45	± 24,00	± 20,78	± 17,61 ± 0,64
	0,13**	0,22	0,14***	0,53	
PA5F	35,99	± 32,40	± 25,07	± 22,03	± 19,89 ± 0,41***
	0,80	0,84***	0,23***	0,91*	
PA5G	35,23	± 31,23	± 25,15	± 21,23	± 18,87 ± 0,17***
	0,78*	0,74***	0,83***	0,79	
PT1F	43,09	± 39,07	± 31,69	± 27,57	± 24,33 ± 0,03***
	0,09***	0,05***	0,04***	0,07***	
PT1G	29,99	± 26,22	± 21,21	± 18,56	± 16,54 ± 0,05*
	0,04***	0,04***	0,02***	0,01***	
PT5F	45,99	± 42,54	± 34,63	± 30,38	± 27,33 ± 0,06***
	0,04***	0,05***	0,03***	0,09***	
PT5G	33,63	± 30,23	± 24,33	± 20,89	± 17,98 ± 0,11
	0,06	0,05*	0,10***	0,05	

Significancia de acuerdo con el análisis Lsd de Fisher, * = $\alpha \leq 0,05$, ** = $\alpha \leq 0,01$, *** = $\alpha \leq 0,001$. G = partícula gruesa y F = partícula fina. Fuente: *Elaboración propia*.

Si bien existe una significancia y tendencia a aumentar y disminuir el agua que se extrae de los distintos puntos de presión, no significa nada por sí solo cuando lo que queremos evaluar es el agua aprovechable para las plantas; es por ello que el valor de HA (Fórmula 2) se muestra en la Tabla 10.

Tabla 10. Humedad aprovechable para las plantas en los distintos tratamientos.

Tratamientos	CC	PMP	HA
--------------	----	-----	----

Ctrl	29,47 ± 0,58	17,36 ± 0,58	12,10 ± 0,46
BT1G	41,12 ± 0,06	24,33 ± 0,07	16,79 ± 0,13 ***
PT1G	26,22 ± 0,04	16,54 ± 0,05	9,68 ± 0,08
BT5G	62,99 ± 0,06	35,63 ± 0,04	27,36 ± 0,03 ***
PT5G	30,23 ± 0,05	17,98 ± 0,11	12,25 ± 0,13
BA1G	28,27 ± 0,48	16,98 ± 0,63	11,29 ± 0,54
PA1G	29,45 ± 0,22	17,61 ± 0,64	11,84 ± 0,48
BA5G	32,76 ± 0,52	19,89 ± 0,73	12,87 ± 0,48 *
PA5G	32,40 ± 0,84	19,89 ± 0,41	12,52 ± 0,64
BT1F	34,78 ± 0,06	19,99 ± 0,03	14,79 ± 0,03 ***
PT1F	39,07 ± 0,05	24,33 ± 0,03	14,74 ± 0,03 ***
BT5F	43,82 ± 0,00	26,33 ± 0,08	17,49 ± 0,08 ***
PT5F	42,54 ± 0,05	27,33 ± 0,06	15,20 ± 0,11 ***
BA1F	30,17 ± 0,82	17,59 ± 0,28	12,58 ± 1,10
PA1F	27,84 ± 0,49	16,70 ± 0,59	11,15 ± 0,26
BA5F	33,10 ± 0,16	19,21 ± 0,30	13,89 ± 0,16 ***
PA5F	31,22 ± 0,74	18,87 ± 0,16	12,36 ± 0,90

Significancia de acuerdo con el análisis Lsd de Fisher, * = $\alpha \leq 0,05$, ** = $\alpha \leq 0,01$, *** = $\alpha \leq 0,001$. G = partícula gruesa y F = partícula fina. Fuente: *Elaboración propia*.

La HA varía en un rango entre 12,12- 27 %. Los tratamientos con mayores aumentos son BT5G y BT5F con 44 % y 115 % de incremento con relación a CTR. En el caso de las enmiendas carbonosas co-pirolizadas con polietileno, PT5F y PT1F mostraron el mayor incremento con 15,2 % y 14,73 % de humedad aprovechable, lo que representa un incremento del 21,73 % y 25,61 %, respectivamente con relación al CTR.

Estos resultados concuerdan con lo reportado por Darei *et al.*, (2024) quienes estudiaron el efecto del biocarbón producido a partir de poda de árboles frutales en suelos franco-arenoso, arcilloso y franco, encontrando humedades aprovechables 1,8 a 11 % de la capacidad de campo dependiendo de la proporción de biocarbón utilizado 0 a 5 %, encontrándose las mayores diferencias en suelo arcilloso a dosis del 2,5 %. Asimismo, estudios que utilizaron biocarbón producido a partir de palmera datilera o diversos tipos de eucaliptus, observaron que las partículas finas (< 0,1 mm) mejoraban significativamente la retención de agua en suelos agrícolas, evaluado en dosis de entre 4 a 20 %, pero disminuían la capacidad de aire lo que puede producir

anegamiento (Werdin *et al.*, 2021; Alghamdi *et al.*, 2020). Valle *et al.* (2018) analizaron las propiedades hidráulicas de suelos volcánicos y observaron que su estructura porosa favorece la retención de agua en ciertos rangos de humedad; este comportamiento sería similar a lo que ocurre con la aplicación de biocarbón en estos suelos.

En este estudio, a pesar de que no se observaron diferencias significativas entre los diferentes tipos de biocarbón, sí hubo diferencias relacionadas con la dosis y el tamaño de partícula. Las partículas finas mostraron una mayor retención hídrica debido a su mayor área superficial y a la capacidad de generar micro y mesoporos, características que fueron reportados por Werdin *et al.* (2021) y Alghamdi *et al.* (2020) indicaron que los suelos tratados con enmiendas de partículas finas se favorecía la retención hídrica. Es por ello, que en este estudio se seleccionaron las partículas finas en la modelación.

Modelado y ajuste de las curvas de retención hídrica.

En la Tabla 5 se muestra los valores y propiedades utilizadas en la modelación.

El nivel de representatividad del suelo integrado al software es el máximo permitido, alcanzando el nivel de pedo transferencia H5, los porcentajes texturales de limo, arena y arcilla junto con la densidad aparente (D_a) del suelo, se estimaron como constantes para el desarrollo de la modelación con la integración al suelo del resto de tratamientos; sin embargo, entre el rango de agua aprovechable medido por todos los tratamientos, los parámetros estimados por Rosetta v.1.1 no variaron.

A continuación, se muestran los predichos estimados por el programa Rosetta v.1.1 (Tabla 11) y que representan el promedio de las 3 repeticiones por tratamiento, independiente al tratamiento.

Tabla 11. Parámetros predichos estimados por el programa Rosetta.

RETC Calculado	$\Theta_r(\text{cm}^3)$	$\theta_s (\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3})$	$\alpha (\text{cm}^{-1})$	N	Ks (cm d^{-1})
----------------	-------------------------	--	---------------------------	---	---------------------------

	cm ⁻³)				
Predichos Arrayán	0,0483	0,457	0,0336	4,86	65,5

Fuente: Elaboración propia

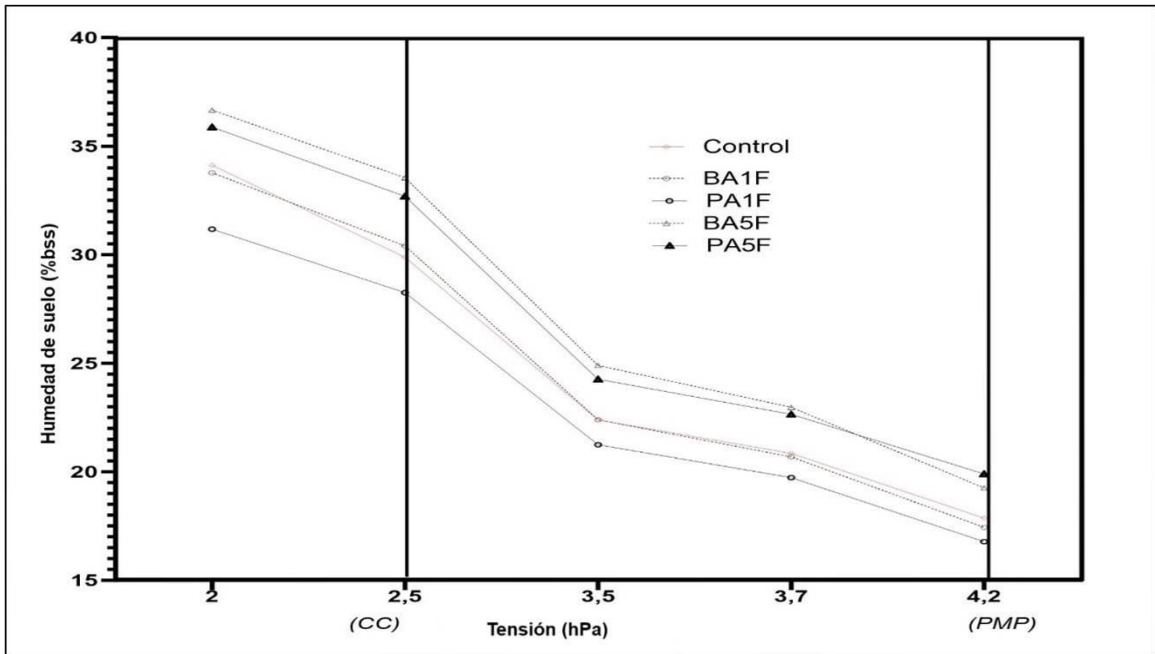
Curvas de retención hídrica ajustadas.

Mediante el ingreso de los datos exigidos por el programa y agregando los 5 datos provenientes de los 5 puntos de presión de los tratamientos bajo la cámara de Richard, se procedió a crear las distintas curvas ajustadas al modelo de Van Genuchten (Van Genuchten, 1980) $M = 1-1/n$ mediante el software RETC v.6.02.

Las curvas de retención hídrica para los tratamientos muestran un comportamiento bimodal, lo que se refiere a la presencia de dos fases distintas de poros en el suelo; los macroporos, que permiten un drenaje rápido del agua en suelos sueltos y los microporos que retienen agua a tensiones más altas (Miguel y Border, 2012).

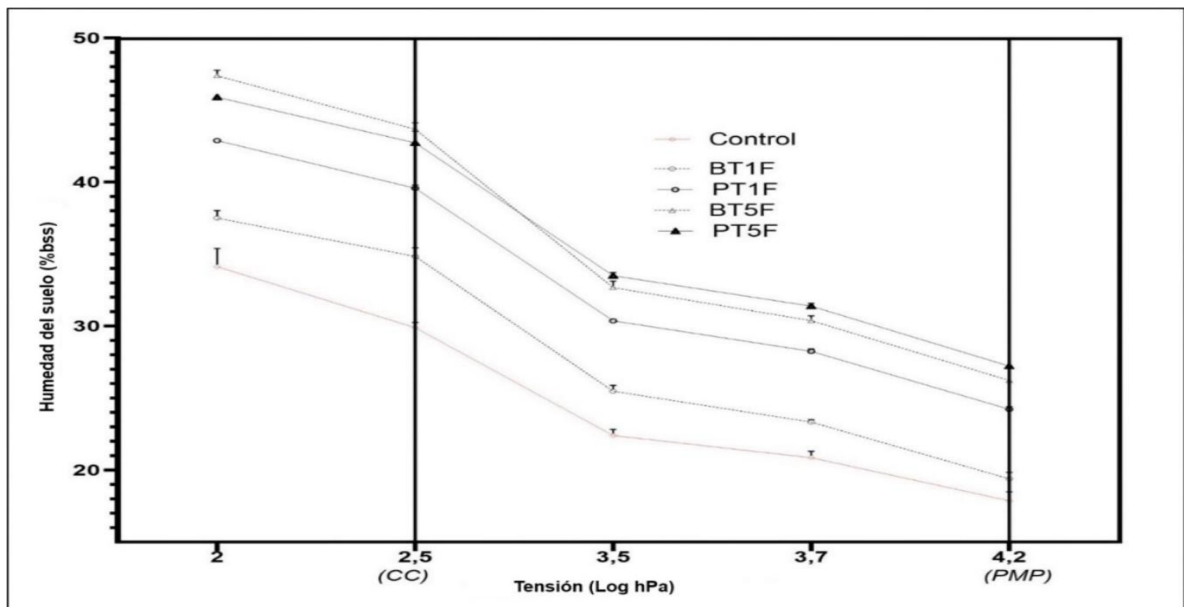
En las curvas modeladas, el carácter bimodal se refleja mejor en tratamientos como PT5F donde la curva comienza en valores más bajos que el tratamiento BT5F que corresponde al rango de succión correspondiente a los macro poros (tensión bajo 2,5 hPa). Sin embargo, en los rangos de succión correspondientes a los microporos (sobre 3,7 hPa) PT5F supera a BT5F en términos de contenido de agua.

Figura 1. Curvas de retención hídrica para tratamientos a partir de biomasa de avellano y tri a dos dosis de aplicación.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 2. Curvas de retención hídrica para tratamientos a partir de biomasa de trigo en dos dosis de aplicación.



Fuente: Elaboración propia.

Este comportamiento diferencial es importante ya que demuestra cómo las propiedades físicas del biocarbón, en particular la distribución de los tamaños de poro, pueden influir en la retención hídrica del suelo dependiendo de la fase porosa dominante (Mukherjee y Lal, 2013).

En cuanto a los efectos de los tratamientos de avellano como en los de paja de trigo, los resultados muestran que el biocarbón aplicado en dosis de 5 % presenta una mayor retención de agua en comparación con las dosis de 1 % y el CTR en el suelo Arrayán. En el caso del tratamiento en base a residuos de avellana, BA5F presentó mayor capacidad de retención de agua en comparación a los demás tratamientos, pero la inclusión de plástico en la co-pirólisis tiene un efecto interesante, logra que el tratamiento PA5F muestre una capacidad de retención de agua ligeramente superior en rangos de microporos. Lo cual coincide con investigaciones previas que sugieren que la co-pirólisis con plásticos podría modificar la estructura física del biocarbón siendo una barrera física que retiene más agua (Sohi *et al.*, 2010). En cuanto a residuos de paja de trigo, se observa una tendencia similar, donde el tratamiento BT5F retiene más agua que los demás tratamientos, pero PT5F que inicialmente está por debajo de BT5F en los macroporos y finaliza superándolo en los microporos, lo que indica una mejor retención en tensiones más altas.

Aunque los tipos de biocarbón tienen un impacto, se confirma que la dosis es el factor más determinante para la retención de agua, lo cual también es respaldado por los resultados obtenidos por Lehmann *et al.* (2011).

Análisis de la dinámica del flujo de agua a partir de los datos modelados.

Para analizar la dinámica del flujo de agua en los distintos tratamientos presentados en las figuras 1 y 2, se calcularon los parámetros, PT, CA, PDR, ADP y se evaluaron las pendientes entre las distintas presiones ejercidas por la cámara de Richard, en donde las presiones bajas (0 Log hPa - 2,5 Log hPa) representan movimiento de agua en los macro poros y las presiones medias y

altas (2,5 Log hPa – 4,2 Log hPa) muestran el movimiento en los meso y microporos.

Tabla 12. Distribución de poros de los tratamientos.

Trat	PT	CA		PDR		ADP	
				% Vol ± DE			
CTR	44,55	14,66 ± 0,36		4,24 ± 1,3		12,02 ± 0,55	
PT1	44,55	4,99 ± 0,19	***	3,31 ± 0,14	ns	15,35 ± 0,29	*
PT5	44,55	1,84 ± 0,06	***	3,18 ± 0,14	ns	15,50 ± 0,063	**
PA1	44,55	16,29 ± 0,47	**	2,92 ± 0,58	ns	11,48 ± 0,14	ns
PA5	44,55	12,87 ± 0,89	*	3,35 ± 1,37	ns	12,81 ± 1,01	ns
BT1	44,55	9,72 ± 0,59	***	2,66 ± 0,91	*	15,45 ± 0,97	**
BT5	44,55	0,89 ± 0,45	***	3,72 ± 0,07	ns	17,44 ± 0,51	***
BA1	44,55	14,14 ± 0,90	ns	3,37 ± 0,95	ns	12,97 ± 1,16	ns
BA5	44,55	11,00 ± 0,14	**	3,12 ± 0,3	ns	14,29 ± 0,23	*

PT: Porosidad total; CA: Capacidad de aire; PDR: Poros de drenaje rápido; ADP: Poros agua disponible para las plantas. Valores promedio ± desviación estándar (n=3). significancia $p \leq 0,05$ = *, $p \leq 0,01$ = **, $p \leq 0,001$ = ***, respecto al control. Fuente: *Elaboración propia*.

En la Tabla 12 podemos observar como la CA de todos los tratamientos disminuye en comparación al control, lo que podría provocar problemas de anegamiento, por otro PA1 y BA1, no siguen esta tendencia, siendo PA1, el único tratamiento que aumenta en comparación al control. Dörner *et al.* (2022), reportaron una CA alta para Andisoles que disminuye a medida en que aumenta el contenido volumétrico de agua, destacando la capacidad de estos suelos de retener aire debido a su estructura porosa natural, la tendencia observada en los tratamientos con adición de biocarbón es que lo disminuyen, también atribuible a la capacidad de retención de agua en poros internos del biocarbón (Basso *et al.*, 2013). Lo cual es consistente con los resultados obtenidos, ya que todos los tratamientos, excepto PA1, presentaron una disminución en la CA en comparación al control. Este tratamiento proviene de biomasa lignocelulósica de

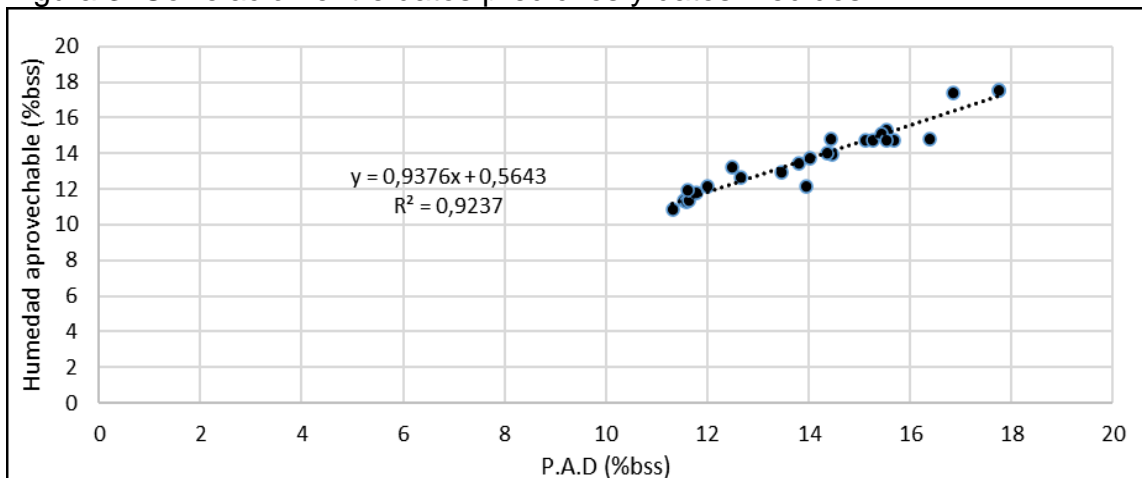
poda de avellano que después de la pirólisis forma una estructura porosa altamente estable (Lehmann *et al.*, 2011), con poros en el rango de 1 a 100 micrómetros (Sun *et al.*, 2014). Son estos poros los que interactúan con el suelo generando una macro porosidad que facilita la entrada de aire.

En el caso de los poros de drenaje rápido (PDR), no se observan diferencias significativas en prácticamente todos los tratamientos, lo que indica que las enmiendas carbonosas aplicadas no afectan los poros responsables de la liberación rápida de agua (Sohi *et al.*, 2010). La excepción es el tratamiento BT1, que muestra una reducción significativa en el volumen de PDR y esta reducción se debería a la composición lignocelulósica de la paja de trigo que con un porcentaje menor de lignina, que tras la pirólisis genera un biocarbón con una mayor área superficial y con poros más pequeños (Abel *et al.*, 2013); lo que al ser aplicado al suelo, disminuye la proporción de poros de drenaje rápido. Sin embargo, esta tendencia no se observa en el tratamiento BT5, lo que sugiere que a mayor dosis de biocarbón genera canales que favorecen la macro porosidad, lo que podría explicar por qué la reducción de PDR solo se da en las dosis del 1 %.

En cuanto a la humedad aprovechable en el rango disponible para las plantas (ADP), el tratamiento BT5 presenta el mayor incremento, siendo un 45,9 % superior al control; esto se correlaciona con su baja CA (0,89 %) en comparación con el control (14,6 %), lo que indica que este tratamiento actúa fuertemente en la retención de agua en meso y microporos (Laird *et al.*, 2010), privilegiando la entrada de agua sobre la de aire. Los tratamientos PT5 y BT1 también muestran aumentos en la ADP, con un 28,9 % y 28,53 % respectivamente frente al control y con valores bajos de CA de 1,84 % y 9,72 %, el bajo porcentaje de CA de PT5 en comparación a BT1 refleja que esta agua disponible en PT5 tiene una mayor influencia en los microporos, mientras que BT1 influye más en la dinámica de macro poros, pero sin superar los valores del CTR. Los tratamientos PT1 y BA5, con aumentos de 27,7 % y 18,9 % en la

ADP, muestran valores de CA de 4,99 % y 11 %, respectivamente, lo que indica que, aunque la CA es inferior a la del control, estas enmiendas tienen una fuerte influencia en los meso y microporos, los diferentes aumentos de ADP coinciden con Yañez *et al.*, (2015) para suelos volcánicos quienes reportaron en el horizonte de 20 cm hasta 35 % de ADP. Los demás tratamientos no presentaron diferencias significativas en la ADP con respecto al control, lo que refuerza lo señalado por Mukherjee y Lal (2013) de que la dosis y la composición del biocarbón son factores clave para la retención de agua en suelos tratados con este tipo de enmiendas.

Figura 3. Correlación entre datos predichos y datos medidos.



Datos predichos por RETC v 6.02 relacionados con los medidos en la cámara de presión y presentados en Microsoft Excel. Fuente: *Elaboración propia*

En las curvas analizadas la correlación entre los datos ingresados al modelo y los valores predichos por el modelo para cada tratamiento, presentan un valor en la figurade R^2 entre 0,983 y 0,996, el cual es un valor bastante alto. Al comparar la humedad aprovechable calculada previa a la modelación con el ADP posterior a la modelación, podemos obtener un valor de $R^2= 0,923$ (Figura 3), el cual indica una fuerte correlación entre los parámetros medidos y los predichos.

Capítulo 3. Análisis enzimático de un suelo de la Serie Arrayán enmendado con los distintos tratamientos y cultivado con lechuga.

Los cambios en los reservorios enzimáticos del suelo Arrayán descubierto y de la rizósfera de una planta de lechuga (*Lactuca sativa* var. *Sierra*) se muestran en las Tablas 13 y 14.

La aplicación de biocarbón en suelos puede alterar significativamente las dinámicas hídricas y microbianas lo que puede terminar afectando la actividad enzimática bajo condiciones de estrés hídrico como las encontradas en el periodo de incubación de las macetas debido a las altas temperaturas (25-35 °C) de noviembre 2023 a enero 2024) o debido a la misma dinámica de adsorción de orgánicos del biocarbón (Futa *et al.*, 2020). La capacidad del biocarbón para modificar la distribución del agua en el suelo depende de factores como la textura del suelo, la tasa de aplicación y las propiedades fisicoquímicas, siendo más pronunciado su impacto en suelos con bajo contenido hídrico inicial (Yang *et al.*, 2025), al retener agua en su estructura porosa el biocarbón beneficia las plantas al asegurarles una mayor disponibilidad hídrica durante períodos de sequía, proceso que puede reducir el agua disponible para los microorganismos del suelo, impactando negativamente su metabolismo y las actividades enzimáticas (Xu *et al.*, 2023). El efecto se ve también en sistemas agrícolas de alta competencia hídrica como los cultivos intercalados, donde las plantas priorizan la captación de agua en detrimento de los procesos microbianos y enzimáticos (Hou *et al.*, 2024). Las actividades enzimáticas de esterasa, glucosidasa y quitinasa fueron mayores en la rizósfera que en el suelo lejano a la raíz, la rizósfera es una zona de alta actividad biológica, donde la exudación de las raíces estimula la actividad de los microorganismos y, en consecuencia, la producción de enzimas (Lehmann *et al.*, 2011).

Entre los tratamientos, las mayores disminuciones en la actividad enzimática se observan en BT5, PT5 y PA1, con significancia estadísticamente relevante; en BT5 la quitinasa y la deshidrogenasa muestran reducciones superiores al 45 % y 65 % respectivamente en comparación con el control, en el tratamiento PT5, se observa una disminución del 30 % en la actividad de esterasa y proteasa lo que sugiere que las altas dosis de biocarbón está afectando la actividad de los microorganismos, principalmente reduciendo la disponibilidad de agua para la microbiota del suelo (Xu *et al.*, 2023).

Tabla 13. Actividad enzimática para los distintos tratamientos en el suelo desnudo.

Trat.	Est	Gluc	AcP	PhosD	Quit	Prot	Dehy	Cat	
	Promedio ± D.E	(μmol h ⁻¹ g suelo seco ⁻¹)				(ηmol h ⁻¹ g suelo seco ⁻¹)			
Ctrl	0,98 ± 0,1	1,04 ± 0,13	1,66 ± 0,13	0,98 ± 0,1	124 ± 27	455 ± 67,5	134,35 ± 6,4	8,34 ± 1,3	
PA1	0,76 ± 0,07 *	0,25 ± 0,1 ***	0,97 ± 0,1 ***	0,66 ± 0,08 *	59,4 ± 7,2*	251 ± 32 ***	65 ± 6,6 ***	3,8 ± 1 ***	
PA5	0,99 ± 0,14	0,64 ± 0,09 *	1,31 ± 0,15 *	0,93 ± 0,28	72,2 ± 17,7	328 ± 88	71 ± 25 *	6,8 ± 2,25	
BA1	0,84 ± 0,06	0,39 ± 0,1 ***	1,28 ± 0,1 *	0,58 ± 0,1 ***	53,53 ± 3*	234 ± 11***	59 ± 8 ***	4,14 ± 0,5***	
BA5	0,78 ± 0,05 *	0,34 ± 0,1 ***	0,95 ± 0,1 ***	0,47 ± 0,1 ***	45,4 ± 11 *	216,47 ± 9***	40 ± 9,8 ***	3,5 ± 0,4 ***	
PT1	0,7 ± 0,1 *	0,5 ± 0,24 *	1,03 ± 0,27 *	0,56 ± 0,15 *	52 ± 17,9 *	199 ± 61 ***	64 ± 21***	4,5 ± 0,9 *	
PT5	0,7 ± 0,1 *	0,4 ± 0,1 ***	0,7 ± 0 ***	0,4 ± 0,1 ***	28, ± 5***	163 ± 23,5***	20 ± 6,7 ***	3,8 ± 0,4 ***	
BT1	0,84 ± 0*	1,0 ± 0,1	1,2 ± 0,1 *	0,8 ± 0,07 *	108 ± 16,7	365 ± 22	102 ± 9,3 ***	5,5 ± 0,3 *	
BT5	0,79 ± 0,08 *	0,15 ± 0,1 ***	0,6 ± 0,1 ***	0,4 ± 0,1 ***	24,3 ± 7,8 ***	200 ± 55 ***	35,7 ± 17***	5 ± 0,6 *	

Las enzimas medidas incluyen: *esterasa (Est)*, *glucosidasa (Gluc)*, *fosfatasa ácida (AcP)*, *fosfodiesterasa (PhosD)*, *quitinasa (Quit)*, *proteasa (Prot)*, *deshidrogenasa (Dehy)* y *catalasa (Cat)*. Valores promedio ± desviación estándar (n=4). significancia p ≤ 0,05 = *, p ≤ 0,01= **, p ≤ 0,001 = ***, respecto al control. Fuente: *Elaboración propia*.

Tabla 14. Actividad enzimática para los distintos tratamientos en la rizósfera.

Trat	Est	Gluc	AcP	PhosD	Quit	Prot	Dehy	Cat	
		(μmol h ⁻¹ g suelo seco ⁻¹)				(ηmol h ⁻¹ g suelo seco ⁻¹)			
Ctrl	1,1 ± 0,1	1,13 ± 0,2	1,7 ± 0,1	1,14 ± 0,14	178 ± 13,4	573 ± 115	130 ± 11,4	7,5 ± 0,4	
PA1	0,82 ± 0,0**	0,33 ± 0,12***	0,99 ± 0,26**	0,7 ± 0,03***	60,66 ± 9,28***	291,8 ± 21,1**	84,8 ± 14,6**	3,8 ± 0,3***	
PA5	1,08 ± 0,12	0,68 ± 0,08**	1,37 ± 0,15**	1,08 ± 0,19	100 ± 29,72**	498,9 ± 162	87,5 ± 19,3**	7,32 ± 1,82	
BA1	0,83 ± 0*	0,47 ± 0,17**	1,52 ± 0,14*	0,77 ± 0,1**	76,6 ± 3,6***	322 ± 17,6**	80,7 ± 13,8**	3,9 ± 0,2***	
BA5	0,85 ± 0,07*	0,33 ± 0,14***	1,4 ± 0,41	0,76 ± 0,1**	62,45 ± 17,3***	347 ± 91,04*	59,1 ± 5,9***	4 ± 0,4***	
PT1	0,72 ± 0,1**	0,52 ± 0,17**	1,39 ± 0,3	0,61 ± 0,11**	69,6 ± 28,6***	260 ± 50,4**	66,5 ± 17,8**	5,18 ± 1,1**	
PT5	0,88 ± 0,14	0,42 ± 0,11***	0,87 ± 0,22***	0,52 ± 0,1***	44 ± 11,3***	226,3 ± 54**	19,45 ± 7,8***	4,4 ± 0,7***	
BT1	0,93 ± 0,1	0,99 ± 0,27	1,5 ± 0,2	1 ± 0,13	121,6 ± 29,1*	500 ± 91,5	102 ± 15,1*	5,3 ± 0,3***	
BT5	0,77 ± 0**	0,19 ± 0,1***	0,81 ± 0,2***	0,52 ± 0,06***	48 ± 17***	314 ± 84,8*	46,1 ± 9,3***	5,1 ± 0,7**	

Las enzimas medidas incluyen: *esterasa (Est)*, *glucosidasa (Gluc)*, *fosfatasa ácida (AcP)*, *fosfodiesterasa (PhosD)*, *quitinasa (Quit)*, *proteasa (Prot)*, *deshidrogenasa (Dehy)* y *catalasa (Cat)*. Valores promedio ± desviación estándar (n=4). significancia p ≤ 0,05 = *, p ≤ 0,01 = **, p ≤ 0,001 = ***, respecto al control. Fuente: Elaboración propia.

La disminución de la actividad enzimática en suelos tratados con biocarbón se ha observado previamente y se atribuye a principalmente a la adsorción de estas en la superficie del biocarbón, condicionado principalmente por altas temperaturas de pirólisis ($> 600\text{ }^{\circ}\text{C}$) y altas dosis ($> 3\text{ }\%$ p/p), termina siendo un factor crítico que afecta la actividad enzimática en el suelo al inmovilizar estas en la superficie porosa del biocarbón la cual interactúa de forma física y química con las enzimas (Jhin *et al.*, 2024).

La disminución de grupos $-\text{OH}$ y $-\text{COOH}$ por la alta temperatura de pirólisis, sumado a los cambios que texturales del biocarbón dependiente de estas condiciones que aumentan el área y densidad de microporos (Rahmanian y Khadem, 2024) y que promovieron la adsorción de β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en hasta un $30\text{ }\%$ con biocarbones elaborados de biomasa lignocelulosa (Jin *et al.*, 2024), esta inmovilización ha llegado a un $63\text{ }\%$ en biocarbones a partir de paja de maíz, ambos con dosis del 5% p/p y también asociado a la inmovilización directa en la superficie del biocarbón (Rahmanian y Khadem, 2024), es decir, las mismas modificaciones físicas y químicas que ocurren en la superficie del biocarbón durante la pirólisis a $600\text{ }^{\circ}\text{C}$ y que lo hacen un excelente inmovilizador de moléculas orgánicas, también incluye enzimas (Futa *et al.*, 2020), la inmovilización y liberación gradual de nutrientes por parte del biocarbón también puede influir significativamente en la disminución de la actividad enzimática del suelo (Khadem y Raiesi, 2021).

En China encontraron que los poros del biocarbón de bambú pueden retener compuestos orgánicos y nutrientes, proporcionando un suministro estable para las plantas, pero reduciendo la disponibilidad inmediata de estos recursos para los microorganismos del suelo, reduciendo la actividad enzimática hasta un $20\text{ }\%$ (Zhang *et al.*, 2022). En Estados Unidos reportaron que el biocarbón de madera puede mejorar la retención de nutrientes en el suelo, pero esta retención puede limitar la disponibilidad inmediata de los nutrientes para los microorganismos, afectando así negativamente su actividad metabólica y

enzimática (Lehmann *et al.*, 2011). También la competencia por el agua entre las plantas y los microorganismos es otro factor crucial que puede explicar la disminución de la actividad enzimática en suelos tratados con biocarbón. En suelos de Chile se demostró que la disponibilidad de agua libre disminuye en tratamientos con biocarbón de residuos agrícolas debido a la mayor retención de agua en los poros, resultando en una reducción de la actividad enzimática del suelo de hasta un 25 % (Dörner y Dec., 2014).

El biocarbón también puede alterar la comunidad microbiana del suelo impactando negativamente la actividad enzimática en general, esto ha sido reportado en distintos contextos y tipos de suelo, por ejemplo, en suelos franco arenosos de Irán al agregar biocarbón derivado de residuos de maíz pirolizados a 200, 400 y 600 °C y aplicado en dosis de 1 % p/p redujo significativamente la actividad de hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA) en un 44 % en suelos arenosos y hasta un 60 % en suelos arcillosos, el efecto fue más pronunciado a mayores temperaturas de pirólisis debido al incremento en la hidrofobicidad del material y la pérdida de grupos funcionales polares (Khadem *et al.*, 2021).

Un meta-análisis global indicó que el biocarbón producido a altas temperaturas (> 550 °C), con un pH elevado y baja relación C/N, puede disminuir la actividad de la biomasa microbiana en estudios de incubación, posiblemente debido a la interacción con compuestos aromáticos y la competencia por nutrientes esenciales (Pokharel *et al.*, 2020), en suelos arcillosos enmendados con biocarbón derivado de residuos agrícolas y aplicado en dosis de 2 % p/p, se observó una reducción en la cantidad de bacterias degradadoras de materia orgánica mientras que los hongos aumentaron ligeramente su actividad metabólica, efecto diferencial entre procariontes y eucariontes que se atribuye a la capacidad del biocarbón para modificar la estructura del suelo y crear nichos específicos que favorecen a ciertos grupos microbianos mientras restringen a otros (Deshoux *et al.*, 2023).

En la Tabla 15, se puede apreciar el aumento en la actividad enzimática de la zona radicular en comparación al suelo desnudo. Esto coincide con los resultados de distintos autores como Sánchez-Hernández *et al.* (2018) quien obtuvo valores mayores de actividad en la rizósfera independiente al tratamiento; por lo que debido a esta mayor actividad enzimática, seleccionamos estos datos para crear los indicadores enzimáticos presentados en las Figuras 4 y 5.

Tabla 15. Comparación porcentual entre la actividad enzimática total del suelo desnudo y la rizósfera.

Enzimas	Suelo	Rizósfera	Aumento
Esterasa	7,416	7,929	6,91 %
Glucosidasa	4,69	5,086	8,44 %
AcP	9,716	11,643	19,83 %
Fosfatasa Cruda	5,761	7,11	23,41 %
Quinasa	567,2	761,1	34,18 %
Ureasa	32,16	37,72	17,28 %
Proteasa	2,412	3,336	38,3 %
Deshidrogenasa	0,59	0,6765	14,66 %
Catalasa	45,4	46,47	2,35 %

Valores corresponden al promedio de los tratamientos. Fuente: *Elaboración propia.*

Indicador IBRv.2

Con los datos de la actividad enzimática de la rizósfera se construyen los indicadores relativos y de desviación que se observan en la Tabla 16 y que modelaron el indicador final IBRv.2 (Tabla 17).

Tabla 16. Índices relativos y de desviación para cada tratamiento en la rizósfera.

Trat.	Est	Gluc	AcP	PhosD	Quiti	Prot	Dehy	Cat
I.R PA1	-0,27	-1,23	-0,59	-0,50	-1,08	-0,67	-0,42	-0,68

I.D PA1	-8,62	-10,1	-2,28	-16,09	-0,12	-0,03	-0,03	-2,44
I.R PA5	0,01	-0,51	-0,26	-0,06	-0,58	-0,14	-0,39	-0,03
I.D PA5	0,05	-6,31	-1,72	-0,30	-0,02	0,00	-0,02	-0,01
I.R BA1	-0,26	-0,88	-0,16	-0,39	-0,84	-0,57	-0,47	-0,65
I.D BA1	-2,92	-5,32	-1,14	-3,90	-0,23	-0,03	-0,03	-2,83
I.R BA5	-0,24	-1,22	-0,24	-0,40	-1,05	-0,50	-0,78	-0,63
I.D BA5	-3,46	-8,71	-0,59	-3,89	-0,06	-0,01	-0,13	-1,66
I.R PT1	-0,39	-0,79	-0,25	-0,62	-0,94	-0,79	-0,67	-0,37
I.D PT1	-3,71	-4,55	-0,78	-5,84	-0,03	-0,02	-0,04	-0,34
I.R PT5	-0,20	-1,00	-0,71	-0,78	-1,40	-0,93	-1,89	-0,54
I.D PT5	-1,47	-9,12	-3,25	-7,97	-0,12	-0,02	-0,24	-0,79
I.R BT1	-0,14	-0,14	-0,16	-0,14	-0,38	-0,14	-0,24	-0,35
I.D BT1	-1,09	-0,49	-0,69	-1,08	-0,01	0,00	-0,02	-1,26
I.R BT5	-0,34	-1,76	-0,79	-0,77	-1,31	-0,60	-1,03	-0,39
I.D BT5	-7,64	-20,9	-3,86	-12,57	-0,08	-0,01	-0,11	-0,55

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 17. IBRv.2 calculados para la actividad enzimática de la rizósfera en relación con el control.

IBRV2	Est	Gluc	AcP	PhosD	Quiti	Prot	Dehy	Cat
PA1	-1,73	-2,04	-0,46	-3,24	-0,02	-0,01	-0,01	-0,49
PA5	0,05	-5,99	-1,63	-0,29	-0,02	0,00	-0,02	-0,01
BA1	-1,42	-2,59	-0,56	-1,90	-0,11	-0,02	-0,02	-1,38
BA5	-1,49	-3,77	-0,25	-1,68	-0,03	0,00	-0,06	-0,72
PT1	-1,94	-2,38	-0,41	-3,05	-0,02	-0,01	-0,02	-0,18
PT5	-0,51	-3,17	-1,13	-2,77	-0,04	-0,01	-0,08	-0,28
BT1	-1,88	-0,85	-1,19	-1,86	-0,02	0,00	-0,03	-2,18
BT5	-1,34	-3,66	-0,68	-2,20	-0,01	0,00	-0,02	-0,10

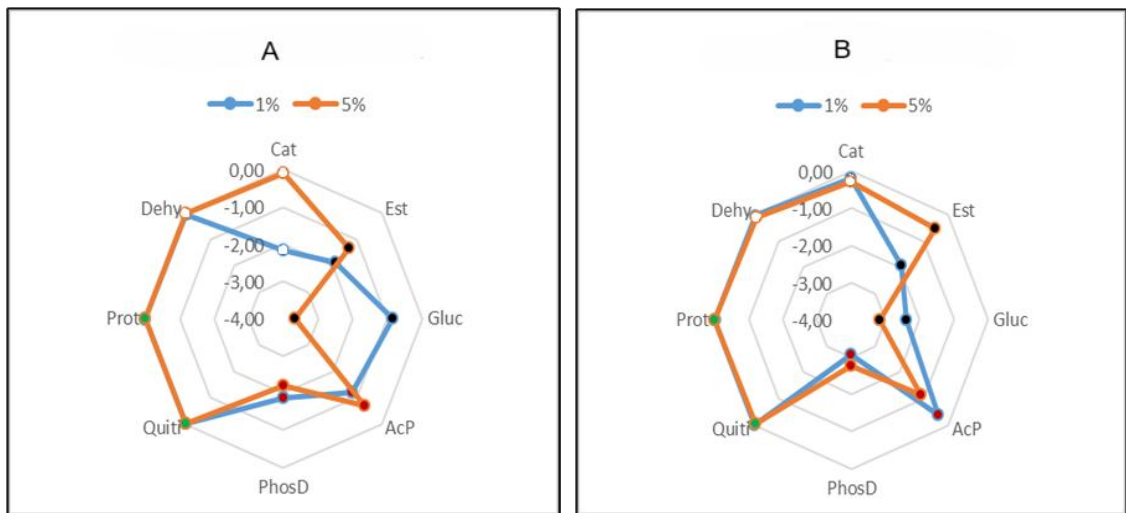
Fuente: Elaboración propia.

Indicadores IBRv.2 para las enmiendas.

Al graficar los indicadores obtenidos previamente y ubicar los grupos enzimáticos relacionados al ciclo de cada elemento C, N y P del suelo en cada eje, para hacerlo representativo, se obtienen las Figuras 4 y 5.

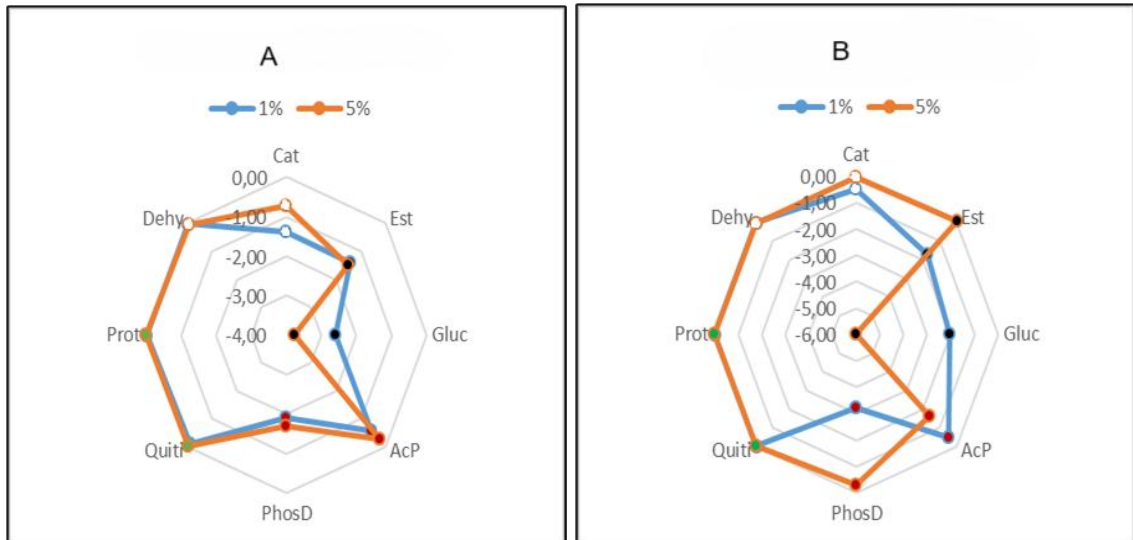
La aplicación de biocarbón en suelos agrícolas ha sido ampliamente estudiada por sus beneficios potenciales en la mejora de la fertilidad del suelo, la retención de agua y la mitigación de gases de efecto invernadero. Sin embargo, al observar los indicadores IBRv.2 de las Figuras 4 y 5, podemos observar que la aplicación de biocarbón puede tener efectos negativos sobre la actividad enzimática del suelo, tendencia que se da en todos los tratamientos, pero específicamente en enzimas catalasa, deshidrogenasa y fosfatasa.

Figura 4. Indicador IBRv.2 para la actividad enzimática del biocarbón de trigo (A) y plasticarbón de trigo (B) en dosis del 1% y 5% sobre la rizósfera de un suelo Arrayán.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 5. Indicador IBRv.2 para la actividad enzimática de biocarbón de poda de avellano (A) y plasticarbón de poda de avellano (B) en dosis del 1% y 5% sobre la rizósfera de un suelo Arrayán.



Fuente: Elaboración propia.

La catalasa es una enzima crucial para la descomposición del peróxido de hidrógeno en agua y oxígeno, protegiendo así a los microorganismos del suelo de los daños oxidativos. Borchard *et al.* (2014) reportaron la disminución de la actividad de la catalasa en suelos tratados con biocarbón de residuos forestales en suelos de Alemania, con una disminución del 22 %, sugiriendo que la disminución de la actividad microbiana es un factor clave en esta disminución enzimática. Martins Filho *et al.* (2020) en Brasil, utilizando biocarbón de residuos de café se encontró que la actividad de la catalasa disminuyó en un 30 % en suelos arenosos por la competencia de agua y nutrientes, otro efecto mencionado es la posible toxicidad del biocarbón para la comunidad microbiana como el estudio de Rhamanian y Khadem, (2024) que reportaron una disminución la actividad de la catalasa mediante la adición de biocarbón de residuos agrícolas.

La deshidrogenasa, una enzima clave en la respiración microbiana, y su actividad se utiliza comúnmente como un indicador general de la actividad biológica del suelo. Las principales explicaciones que podemos encontrar en la literatura son la pérdida de biomasa microbiana por diversos factores como la toxicidad, por ejemplo Domene *et al.* (2014) encontraron que la adición de

biocarbón de maíz resultó en una reducción del 20 % en la actividad de la deshidrogenasa en suelos templados de Estados Unidos, similar comportamiento al obtenido en suelos de China donde se encontró una reducción del 21 % en la actividad de la deshidrogenasa con biocarbón de residuos de caña de azúcar. Esto puede ocurrir debido a la posible liberación y captura de compuestos aromáticos por parte del biocarbón (Liu *et al.*, 2017). Otro motivo a la reducción de biomasa microbiana es la ya antes mencionada competencia por nutrientes (Pokharel *et al.*, 2020) y agua (Otálvaro *et al.*, 2020) ocasionada por la competencia entre biomasa microbiana y planta, como un factor clave en a la disminución de la actividad enzimática.

La disminución de la actividad de las fosfatasas en suelos tratados con biocarbón puede atribuirse a varias causas mencionadas anteriormente que van desde la disponibilidad de nutrientes, la estructura microbiana del suelo y la retención de compuestos potencialmente tóxicos. La capacidad del biocarbón para adsorber y retener fósforo puede limitar su disponibilidad inmediata para los microorganismos del suelo ya que el biocarbón puede retener compuestos orgánicos y nutrientes, reduciendo su disponibilidad para los microorganismos y en consecuencia su actividad enzimática (Luo *et al.*, 2017).

Wang *et al.* (2023) demostraron que la capacidad del biocarbón para adsorber y liberar fósforo gradualmente afecta directamente la disponibilidad en el suelo y la actividad de las fosfatasas, en suelos arcillosos y limosos de China enmendados con biocarbón de estiércol y paja, observaron reducciones de entre 7,3 % y 32,9 % en la actividad de la fosfatasa ácida (ACP), el biocarbón influye en la dinámica del fósforo al retenerlo en sus estructuras porosas, limitando su disponibilidad inmediata para microorganismos y reduciendo su capacidad enzimática, además puede liberar compuestos aromáticos y fenoles que inhiben la actividad microbiana reduciendo la actividad de las fosfatasas (Sun *et al.*, 2022) y además ligado a su composición este podría presentar metales pesados como cadmio y plomo proveniente de la aplicación de

fungicidas o el suelo en que se desarrolla el cultivo, presentando disminuciones de hasta un 15 % en la actividad fosfatasa (Huaraca-Fernández *et al.*, 2020).

Por ultimo, la alteración y la competencia microbiana por nutrientes puede favorecer microorganismos que no utilizan la actividad fosfatasa para su metabolismo (Doan *et al.*, 2014) y así mismo como se compite por los nutrientes en el suelo, la competencia por el agua es un factor fundamental (Otalvaro *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2021), debido a que el biocarbón puede retener agua en sus poros, reduciendo la disponibilidad de agua para los microorganismos, correlacionandose con una alta C.A y un aumento del A.D.P, lo que indica que los poros con agua fueron utilizados por las plantas.

Capítulo 4. Cambios en los parámetros químicos del suelo.

Los resultados obtenidos (Tabla 18) muestran variaciones significativas en los parámetros químicos con la adición de las diferentes enmiendas carbonosas.

Los tratamientos PA5 (8,57 %), BT5 (5,44 %) y PT5 (5,74 %) presentan un incremento significativo en carbono total (CT) de entre un 97 % y un 25 % en comparación con el control (4,35 %). Estos resultados sugieren que la co-pirólisis con plástico a la dosis de 5 % aplicada al suelo aumentan la concentración de carbono total. Según Muñoz et al. (2016) y Ginebra et al. (2022), el biocarbón tiene una alta capacidad para aumentar el carbono orgánico en el suelo debido a su naturaleza recalcitrante.

Tabla 18. Variaciones en los parámetros químicos del suelo con uso de las diferentes enmiendas.

Trat	C (%)		P Olsen (mgkg ⁻¹)		pH		N total (mgkg ⁻¹)	
CTRL	4,35 ± 0,1		23,25 ± 3,99		6,14 ± 0,03		171,56 ± 67,43	
PT1	4,05 ± 0,6	n.s	58,68 ± 9,81	**	6,26 ± 0,03	*	61,28 ± 10,44	**
PT5	5,74 ± 0,6	*	63,2 ± 3,44	**	6,59 ± 0,04	***	40,62 ± 7,02	**
PA1	3,44 ± 0,1	n.s	62,1 ± 2,69	**	6,38 ± 0,03	**	41,13 ± 7,85	**
PA5	8,57 ± 1,5	**	31,88 ± 23,9	n.s	6,51 ± 0,12	**	71,78 ± 35,6	**
BT1	4,94 ± 0,3	n.s	39,55 ± 7	*	6,35 ± 0,05	*	101,9 ± 14,89	*
BT5	5,44 ± 0,5	*	56,42 ± 7,41	**	6,54 ± 0,07	**	46,45 ± 18,26	**
BA1	3,66 ± 0,3	n.s	63,55 ± 2,61	**	6,44 ± 0,13	**	51,55 ± 6,38	**
BA5	5,24 ± 1,3	n.s	66,9 ± 2,58	**	6,65 ± 0,1	***	20,03 ± 6,51	***

Valores promedio ± desviación estándar (n=4). significancia $p \leq 0,05 = *$, $p \leq 0,01 = **$, $p \leq 0,001 = ***$, respecto al control. Fuente: *Elaboración propia*.

La co-pirólisis con plástico aumento del C total debido a que la despolimerización del plástico genera monómeros ricos en carbono que se

integran en el biocarbón, mejorando su densidad y estabilidad y así optimizando así la retención de carbono en el suelo (Engamba *et al.*, 2022). La correlación de Pearson (Tabla 19) entre C total y pH es positiva y moderada (0,457), indicando que el aumento del CT puede estar asociado con un mayor aumento del pH.

En cuanto al P Olsen, los tratamientos PA1 (62,1 mg kg⁻¹) y BT5 (56,42 mg kg⁻¹) muestran niveles más altos, siendo entre un 167 % y un 31 % en comparación con el control (23,25 mg kg⁻¹). Mientras que PA5 presenta una disminución significativa en comparación a los demás tratamientos con dosis de aplicación al 5 % (31,88 mg kg⁻¹). La adición de biocarbón puede aumentar la disponibilidad de fósforo al aumentar el pH del suelo y mejorar la retención y liberación de nutrientes (Muñoz *et al.*, 2014). La correlación de Pearson entre pH y fósforo disponible (P Olsen) fue positiva y moderada (0,56), observándose un incremento del pH en todos los tratamientos con enmiendas, los mayores aumentos se registraron en los tratamientos BA5 (6,65) y BT5 (6,54) lo que representa incrementos del 8,66 % y 6,51 % respectivamente en comparación con el control (6,14). Este fenómeno podría explicarse debido a que al aumentar el pH en un suelo ácido la disponibilidad del fósforo retenido por aluminatos y silicatos aumenta, ya que la desorción de P se ve favorecida bajo condiciones menos ácidas (Cade-Menun y Bainard, 2024), esta dinámica se debe a la reducción de la adsorción de fósforo con óxidos de Fe y Al que ocurre a medida que se neutraliza el pH, permitiendo su paso a formas disponibles (Ding *et al.*, 2024), adicionalmente, los cambios en las entradas de carbono derivados de las enmiendas pueden alterar la estructura del suelo y favorecer la liberación de P disponible, como resultado de la redistribución de agregados y la actividad biológica del suelo (Zhao *et al.*, 2024).

Tabla 19. Matriz de correlación de Pearson para parámetros químicos de suelo.

--

Parámetro	C total (%)	P Olsen (mg kg ⁻¹)	pH	N total (mg kg ⁻¹)
C total (%)	1.000	-0.386	0.457	-0.047
P Olsen (mg kg ⁻¹)	-0.386	1.000	0.563	-0.882
pH	0.457	0.563	1.000	-0.799
N total (mg kg ⁻¹)	-0.047	-0.882	-0.799	1.000

Fuente: *Elaboración propia.*

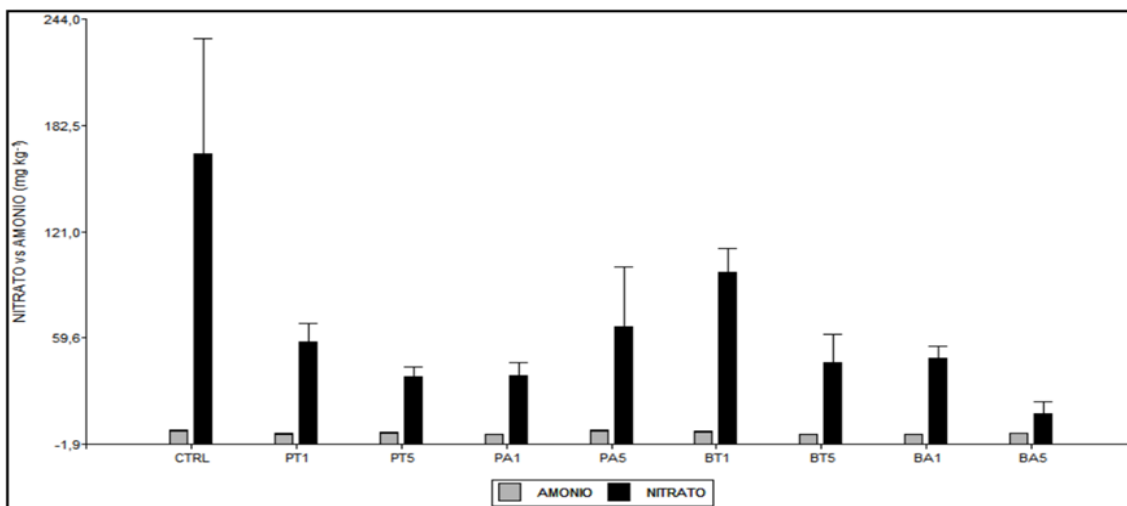
De acuerdo a los datos observados en la Tabla 19, en cuanto al Nitrógeno Total disponible, los resultados son controversiales, BT1 presenta el valor más alto (101,9 mg kg⁻¹), mientras que BA5 muestra el valor más bajo (20,03 mg kg⁻¹), pero todos los tratamientos evaluados se encuentran significativamente bajos en comparación con el control (171,56 mg kg⁻¹). El biocarbón puede influir en la disponibilidad de nitrógeno en el suelo y la variabilidad observada puede deberse a la interacción entre el biocarbón y la materia orgánica del suelo, así como a las tasas de descomposición y la actividad microbiana (Muñoz *et al.*, 2023; Antileo *et al.*, 2024).

La correlación de Pearson entre N total es negativa con P Olsen (-0,882) y pH (-0,799) indicando que la disponibilidad de nitrógeno puede ser afectada significativamente por los niveles de fósforo y el pH del suelo. Esta correlación sugiere que el nitrógeno está siendo utilizado activamente por las plantas de lechuga cultivadas, posiblemente contribuyendo a un mayor crecimiento y productividad de la lechuga, debido a que la adición de biocarbón puede mejorar la eficiencia del uso de nutrientes para las plantas, resultando en un mayor crecimiento de estas (Muñoz *et al.*, 2014).

La captación eficiente de nitratos mediante transportadores específicos como la familia de transportadores de nitrato 1/transportadores de péptidos y los transportadores de nitrato de alta afinidad 2 (NPF y NRT2) y su transporte eficiente desde las raíces hacia los brotes son factores determinantes para la

mayor acumulación de biomasa y el incremento del rendimiento de los cultivos, el nitrato (NO_3^-) no solo constituye la principal fuente de nitrógeno en la mayoría de los suelos agrícolas, sino que también actúa como una molécula señalizadora que regula procesos fisiológicos esenciales para el crecimiento de las plantas como el desarrollo de raíces, la expansión foliar y la movilización del nitrógeno hacia órganos de reserva o reproductivos (Kant, 2018; Figura 12). Esto sugiere que los tratamientos de biocarbón co-pirólizados están facilitando una mayor eficiencia en el uso del nitrógeno por las plantas, lo que se traduce en una mayor extracción de nitrógeno del suelo y una menor concentración del nitrógeno total disponible (Laird *et al.*, 2010).

Figura 6. Contenido de amonio y nitrato del suelo sometido a los distintos tratamientos.



Fuente: Elaboración propia.

Capítulo 5. Rendimiento Agronómico de plantas de Lechuga (*Lactuca sativa* var. *Sierra*).

El incremento en la biomasa seca total (BTS; Tabla 20) de la lechuga refleja la influencia de la composición y la dosis de las enmiendas aplicadas. En particular, según lo observado en la Tabla 20, las enmiendas BT5 y PA5 (0,41 g y 0,54 g) mostraron un aumento significativo en la BTS respecto al control (0,07 g), lo que se alinea con estudios recientes que demuestran que el biocarbón puede mejorar las propiedades del suelo, como la retención de agua, la disponibilidad de nutrientes y la actividad microbiana, contribuyendo a un mayor crecimiento de las plantas (Hussain et al., 2020) lo cual coincide con el análisis de Pearson ejecutado en la Tabla 21 y que representa cambios en el suelo que son cruciales para el desarrollo de la biomasa vegetal.

Tabla 20. Parámetros productivos de lechuga var. Sierra.

Trat.	V.R (mL)	BTS (g)	L.H (cm)	A.H (cm)
CTRL	0,38 ± 0,28	0,07 ± 0,05	8,5 ± 1,8	2,1 ± 0,47
PT1	1,08 ± 0,36	0,27 ± 0,03	11,4 ± 2,7	3,8 ± 0,49**
PT5	1,63 ± 0,39*	0,41 ± 0,11*	14,6 ± 2,0*	4,2 ± 0,49 **
PA1	1,18 ± 0,46	0,31 ± 0,10	13,8 ± 2,9	3,9 ± 0,65**
PA5	0,60 ± 0,41	0,22 ± 0,15	10,1 ± 5,0	2,9 ± 1,37
BT1	0,43 ± 0,22	0,16 ± 0,05	9,9 ± 0,5	2,7 ± 0,17
BT5	1,98 ± 0,83**	0,47 ± 0,13**	15,9 ± 2,7*	4,4 ± 0,66**
BA1	0,70 ± 0,34	0,26 ± 0,12	11,8 ± 4,5	3,5 ± 0,81*
BA5	2,33 ± 0,77***	0,54 ± 0,24**	15,3 ± 4,1*	4,2 ± 0,82**

Valores promedio ± desviación estándar (n=4). significancia $p \leq 0,05 = *$, $p \leq 0,01 = **$, $p \leq 0,001 = ***$, respecto al control, V.R = Volumen de raíces; BTS= Biomasa total seca; L.H= Largo hoja; A.H= Ancho hoja. Fuente: *Elaboración propia*.

El tratamiento BT a ambas dosis (Tabla 8), al tener una alta proporción de carbono y una relación O/C baja, presenta una estructura más estable que contribuye a una mejora a largo plazo de las propiedades del suelo. Esta estabilidad permite una liberación sostenida de nutrientes y una mejora continua en las condiciones del suelo, lo que se traduce en un aumento en la biomasa seca total de los cultivos tratados con estas enmiendas (Morales *et al.*, 2015).

Las propiedades alcalinas del biocarbón pueden neutralizar la acidez del suelo, optimizando el pH para la disponibilidad de nutrientes y la actividad microbiana, aumentando significativamente el pH del suelo, mejorando la disponibilidad de nutrientes como el fósforo y el potasio y promoviendo un entorno favorable para el crecimiento de las plantas (Zhang *et al.*, 2023), cosa coincidente con el análisis de Pearson de la Tabla 21 en el que se encontró que las variables pH y P Olsen tienen entre un 0,65 y un 0,75 de influencia en la variable con una correlación positiva alta de influencia en la respuesta del rendimiento respectivamente. La mayor conductividad eléctrica por BT observada en la Tabla 8, indica una alta disponibilidad y reactividad en la superficie del biocarbón, lo cual puede afectar negativamente el crecimiento de las plantas generando estrés osmótico que puede afectar procesos fisiológicos de estas como la absorción de agua y nitrógeno (Nedjimi, 2021).

En los estudios realizados, las dosis más altas de biocarbón (5 %) han mostrado una mayor biomasa seca total debido a la mayor cantidad de carbono y su efecto en el pH del suelo que hace disponible nutrientes esenciales para las plantas como el fósforo y el N, en la Tabla 19 se observan influencias del carbono total en la disponibilidad del fósforo por 0,4 y en la Figura 6, podemos observar que los nitratos NO₃⁻ son eficientemente consumidos por las plantas y a medida que estas crecen, las dosis más altas, proporcionan una mayor capacidad de retención de agua y nutrientes, creando un entorno óptimo para el crecimiento de las plantas (Wang *et al.*, 2022; Razzaghi *et al.*, 2020).

Al analizar la matriz de correlación de Pearson de la Tabla 21, confirmamos la fuerte relación entre todos los parámetros productivos de la lechuga (biomasa seca total, volumen de raíces, largo y ancho de hoja) y los niveles de pH y fósforo Olsen (P Olsen) en el suelo.

Tabla 21. Análisis de Pearson entre las variables estudiadas que influyen en el rendimiento de la lechuga.

Correlación Pearson	de Vol. (mL)	raíz BS total (g)	L. hoja (cm)	A. hoja (cm)
C total (%)	-0,04	-0,02	-0,14	-0,15
P Olsen (mg/kg)	0,61*	0,66*	0,59*	0,74*
pH	0,75*	0,76*	0,63*	0,64*
N total (mg/kg)	-0,63*	-0,70*	-0,62*	-0,75
CA (%)	-0,43*	-0,40*	-0,31*	-0,39*
PDR (%)	0,04	-0,06	0,1	0,03
ADP (%)	0,38*	0,36*	0,24	0,28

Vol= volumen; BS = biomasa seca; L = largo; A = ancho; * usado para resaltar la correlación > 0.3 y en negrita > 0.6. Fuente: *Elaboración propia*.

La correlación entre el pH y la BS es positiva ($r = 0,76$), lo que indica que un pH más alto, dentro del rango óptimo para la lechuga, favorece la disponibilidad de nutrientes y mejora el crecimiento de la planta. Además, el fósforo Olsen muestra una correlación positiva con BS ($r = 0,66$), sugiriendo que una mayor disponibilidad de P es crucial para el desarrollo radicular y la síntesis de biomasa. Esto debido a que el biocarbón mejora la capacidad de intercambio catiónico y la estructura del suelo, aumentando la disponibilidad de nutrientes esenciales como el P, lo cual es crítico en el aumento de la productividad agrícola (Muñoz *et al.*, 2016; Yáñez *et al.*, 2015).

Al complementar los resultados de productividad con los cambios en los parámetros químicos y de retención de humedad, podemos explicar la

correlación fuerte y negativa ($r = -0,70, -0,63, -0,62, -0,75$) entre el N total y todos los parámetros productivos, lo que podría sugerir que el N está siendo usado activamente por las plantas de lechuga para su crecimiento, en procesos de respiración o supervivencia que involucraron la absorción del nutriente. Esto se relaciona con la relación negativa que presenta el N con el P Olsen ($r = -0,79$), lo que podría indicar que el aumento en la disponibilidad de fósforo puede incurrir en una competencia durante el proceso de absorción de N disponible, siendo este absorbido por las plantas. Además, la correlación negativa con la capacidad de retención de agua (ADP, $r = -0,21$) sugiere que a medida que las plantas utilizan más nitrógeno para la producción de su biomasa, también consumen más agua, lo que reduciría el agua disponible en el suelo. La Figura 6 muestra que la correlación con el nitrógeno se debe principalmente a la disminución de nitratos, lo que confirma que esta absorción se debe a su uso por las plantas, lo que respaldado por estudios como los de Zhang *et al.* (2021) y Li *et al.* (2023) quienes encontraron que la aplicación de biocarbón aumentó el rendimiento de cultivos al mismo tiempo que redujo los niveles de nitratos en el suelo, indicando una mayor absorción de nitratos por las plantas debido a una mejor disponibilidad de fósforo y otras condiciones mejoradas del suelo.

La capacidad de retención de agua del suelo, mejorada por la aplicación de biocarbón, es un factor crítico para el aumento de la biomasa seca total y otros parámetros productivos de la lechuga, la correlación positiva entre la capacidad de retención de agua y la biomasa seca total ($r = 0,36$) y otros parámetros productivos como el volumen de raíces ($r = 0,38$) sugiere que una mejor disponibilidad de agua favorece el crecimiento de las plantas y como el biocarbón mejora significativamente la capacidad de retención de agua del suelo, termina siendo un factor esencial para el desarrollo de los cultivos durante periodos de estrés hídrico (Shamim *et al.*, 2025). Además, Otálvaro *et al.* (2020) encontraron que la estructura bimodal del suelo mejorada por el

biocarbón aumenta la capacidad de retención de agua, proporcionando un entorno más favorable para el crecimiento de las plantas.

Conclusiones

El biocarbón producido a partir de rastrojo de trigo en dosis altas (BT5) aumentó la retención de poros en el rango de agua disponible para las plantas (ADP); y los tratamientos co-pirólizados con plástico (PT5) aumentaron la ADP aunque en menor medida. Indicando que la adición de plásticos modifica la estructura física del biocarbón y su interacción con la porosidad del suelo pero no necesariamente mejora el desempeño de la enmienda sin co-pirrolizar.

La aplicación de biocarbones, independientemente de la materia prima y dosis, reduce la actividad de las enzimas relacionadas con los ciclos del carbono (esterasa, β -glucosidasa) y del fósforo (fosfatasa ácida y fosfodiesterasa) debido a la competencia por el agua entre plantas y microorganismos, y la adsorción en la superficie porosa del biocarbón.

Los biocarbones incrementaron los contenidos de carbono total, fósforo disponible y aumentaron el pH del suelo Andisol. Las dosis más altas de biocarbón (5 %) mostraron los mayores incrementos, destacando biocarbón de trigo y plasticarbón de avellano con incrementos de hasta un 9 % en el carbono total y 187 % en P disponible.

El rendimiento de *Lactuca sativa* se correlacionó positivamente con los aumentos en C total, pH y P disponible, indicando una mayor absorción y uso eficiente de nutrientes.

Los tratamientos de biocarbón de trigo y biocarbón de avellano ambos a la dosis del 5% incrementaron la biomasa seca total y desarrollo de raíces de la planta de lechuga, demostrando que la dosis es un factor crítico para mejorar la productividad agrícola.

La co-pirólisis con plásticos (PT5 y PA5) afectó positivamente las propiedades químicas del suelo, como el aumento de P disponible y pH, pero sin efectos

relevantes en la retención hídrica y el rendimiento, por lo que, aunque la copirólisis aporta beneficios adicionales, el tipo de biomasa y la dosis de biocarbón siguen siendo los factores más determinantes.

GLOSARIO

BT = Biocarbón de trigo	CAT = Catalasa
PT = Plasticarbón de trigo	EST = Esterasa
PM = Material Particulado	GLUC = Glucosidasa
CIC = Capacidad de intercambio catiónico	AcP = Fosfatasa ácida
PMP = Punto de Marchitez permanente	PhosD = Fosfodiesterasas
PDR = Poros de Rápida liberación	QUIT= Quitinasa
ADP = Poros de agua disponible	PROT = Proteasa
IBR = Respuesta integrada de biomarcadores	Dehy = deshidrogenasa
BA = Biocarbón de avellano	I.R = índice relativo
PA = Plasticarbón de avellano	I.D =índice de desviación
CA = Capacidad de aire	
CC = Capacidad de campo.	
P = Fósforo	
N = Nitrógeno	
C = Carbono	
BS = Biomasa seca	
NPF = Transportadores de péptidos y nitratos	
NRT2 = Transportadores de nitratos de alta afinidad.	

BIBLIOGRAFIA

- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., y Wessolek, G. 2013. Impact of biocarbón and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*. 202–203: 183-191
- Acosta-Martínez, V., and Tabatabai, M.A. 2003. Phosphodiesterase activity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 306-316.
- Alghamdi, A.G., Alkhasha, A., and Ibrahim, H.M. 2020. Effect of biocarbón particle size on water retention and availability in a sandy loam soil. *J. Saudi Chem. Soc.* 24(12): 1042-1050.
- Antileo-Mellado, S., Muñoz, C., Sánchez-Hernández, J.C., Ginebra, M., and Sandoval, M. 2024. Effect of biocarbón on vermicompost production: Chemical, biochemical, and biological properties. *Agronomy* 14: 615.
- Bardales, M., Saikawa, E., Hengstermann, M., Ramirez, A., McCracken, J. P., and Thompson, L. 2022. Plastic waste generation and emissions from the domestic open burning of plastic waste in Guatemala. *Environ. Sci.: Atmos.* 3, 156–167.
- Basso, A.S., Miguez, F.E., Laird, D.A., Horton, R., and Westgate, M. 2013. Assessing potential of biocarbón for increasing water-holding capacity of sandy soils. *GCB Bioenergy* 5: 132-143.
- Beers, R.F., and Sizer, I.W. 1952. A spectrophotometric method for measuring the breakdown of hydrogen peroxide by catalase. *J. Biol. Chem.* 195: 133-140.
- Boller, T., Gehri, A., Mauch, F., and Vögeli, U. 1983. Chitinase in bean leaves: induction by ethylene, purification, properties, and possible function. *Planta* 157: 22–31.
- Borchard, N., Spokas, K., Prost, K., and Siemens, J. 2014. Greenhouse gas production in mixtures of soil with composted and noncomposted biocarbóns is governed by char-associated organic compounds. *J. Environ. Qual.* 43(4): 971–979.
- Bruun, E.W., Ambus, P., Egsgaard, H., and Hauggaard-Nielsen, H. 2011. Effects of slow and fast pyrolysis biocarbón on soil C and N turnover dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 43: 2108-2116.

- Cade-Menun, B. J and Bainard, L. D. 2024. Effects of long-term nitrogen and phosphorus fertilization on soil phosphorus forms and dynamics under continuous wheat production in Saskatchewan. *Can J Chem* 00, 1-12.
- Camps-Arbestain, M., Amonette, J. E., Singh, B., Wang, T., and Schmidt, H.-P. 2015. A biocarbón classification system and associated test methods. En: Lehmann, J., and Joseph, S. (Eds.), *Biocarbón for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. 2nd ed. Routledge, USA:165-193.
- Cardoen, D., Joshi, P., Diels, L., Sarma, P. M., Pant, D. 2015. Agriculture biomass in India: Part 2. Post-harvest losses, cost and environmental impacts. *Resour. Conserv. Recy.*, 101, 143-153
- Chen, J., Liu, Y., Wang, X., Zhou, H., Zhang, W., and Li, F. 2023. Influence of biocarbón amendment on water retention behavior and hydraulic properties of compacted soils. *J. Soils Sediments* 23: 12345–12359.
- Dai, Z., Zhang, X., Tang, C., Muhammad, N., Wu, J., Brookes, P.C., and Xu, J. 2017. Potential role of biocarbóns in decreasing soil acidification—A critical review. *J. Environ. Manage.* 191: 317–325.
- Daraei, L., Bayat, H., and Gregory, A.S. 2024. Impact of natural biocarbón on soil water retention capacity and quinoa plant growth in different soil textures. *Soil Tillage Res.* 244: 106
- Deshoux, M., Sadet-Bourgeteau, S., Gentil, S., and Chemidlin Prévost-Bouré, N. 2023. Effects of biocarbón on soil microbial communities: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 902: 166079.281.
- Ding, R., Qin, Y., Li, T., and Fu, G. 2024. Exploring spatiotemporal dynamics in temporal stability of soil carbon, nitrogen, phosphorus, and pH in Tibetan grasslands. *Geoderma* 451, 117062.
- Divito, G. A., and Garcia, F. 2017. *Manual del cultivo de trigo*. International Plant Nutrition Institute.
- Doan, T. T., Bouvier, C., Bettarel, Y., Bouvier, T., Henry-des-Tureaux, T., Janeau, J. L., Lamballe, P., Nguyen, B. V., and Jouquet, P. 2014. Influence of buffalo manure, compost, vermicompost and biocarbón amendments on bacterial and viral communities in soil and adjacent aquatic systems. *Appl. Soil Ecol.* 73: 78-86.

- Domene, X., Mattana, S., Hanley, K., Enders, A., and Lehmann, J. 2014. Medium-term effects of corn biocarbón addition on soil biota activities and functions in a temperate soil cropped to corn. *Soil Biol. Biochem.* 72: 152-162.
- Dörner, J., Bravo, S., Stoorvogel, M., Dec, D., Valle, S., Clunes, J., Horn, R., Uteau, D., Wendroth, O., Lagos, L., and Zúñiga, F. 2022. Short-term effects of compaction on soil mechanical properties and pore functions of an Andisol. *Soil Tillage Res.* 221: 105396.
- Eivazi, F., and Tabatabai, M.A. 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 20: 601-606.
- Ellena, D. M (ed.). 2018. El avellano europeo en Chile: Una década de recopilación e investigación. *Colección Libros INIA - Instituto de Investigaciones Agropecuarias*, no. 36
- Engamba Easo, B., Xiong, Z., Chaiwat, W., Kamara, M.F., Longfei, X., Xu, J., Ebako, J., Jiang, L., Su, S., Hu, S., Wang, Y., and Xiang, J. 2022. Review on synergistic effects during co-pyrolysis of biomass and plastic waste: Significance of operating conditions and interaction mechanism. *Biomass Bioenergy* .159: 106415.
- Escalante-Rebolledo, A., Pérez-López, G., Hidalgo-Moreno, C., López-Collado, J., Campo-Alves, J., Valtierra-Pacheco, E., and Etchevers-Barra, J.D. 2016. Biocarbón (biocarbón) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo. *Terra Latinoam.* 34: 367-382.
- Futa, B., Zhang, Z., and Wang, L. 2020. Adsorption properties and mechanisms of biocarbón for environmental pollutant management: A review. *Agronomy* 10(3): 449.
- García-Rellán, A., Vázquez-Ares, D., Vázquez-Brea, C., López, F.A., and Bello-Bugallo, P.M. 2023. Sources, sinks and transformations of plastics in our oceans: Review, management strategies and modelling. *Sci. Total Environ.*, 854, 158745
- Ginebra, M., Muñoz, C., Calvelo-Pereira, R., Doussoulin, M., and Zagal, E. 2022. Biocarbón impacts on soil chemical properties, greenhouse gas emissions and forage productivity: A field experiment. *Sci. Total Environ.*, 806: 150465.
- Ginebra, M., Muñoz, C., and Zagal, E. 2022. Carbon stability and soil N₂O emissions: Pyrolyzed or unpyrolyzed manure?. *J. Environ. Manage* 317: 115347.

- Glaser, B., Lehmann, J., and Zech, W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—a review. *Biol. Ferti. Soils*. 35: 219-230.
- Hetz, E., De la Cerda, J., and López, M. 2006. Disponibilidad de paja en los rastrojos de trigo en tres provincias de Chile. *Agricultura Técnica*, 66(4), 393-401. ISSN 0365-2807
- Hou, S., Sun, X., Chen, G., Siddique, K.H.M., Chen, Z., Liu, F., Ping, S., Lai, H., Guo, H., Lin, Z., Zhang, Z., Sun, L., and Yang, P. 2024. Biocarbón addition mitigates asymmetric competition of water and increases yield advantages of maize–alfalfa strip intercropping systems in a semiarid region on the Loess Plateau. *Field Crops Res*. 319: 109645.
- Huaraca-Fernández, J. N., Pérez-Sosa, L., Bustinza-Cabala, L. S., and Pampa-Quispe, N. B. 2020. Enmiendas orgánicas en la inmovilización de cadmio en suelos agrícolas contaminados: una revisión. *Rev. Latinoam. Invest. Agropec*. 47(2): 112-125.
- Hussain, R., Ravi, K., and Garg, A. 2020. Influence of biocarbón on the soil water retention characteristics (SWRC): Potential application in geotechnical engineering structures. *Soil Tillage Res* 204, 104713.
- Hussain, R., and Ravi, K. 2021. Investigating unsaturated hydraulic conductivity and water retention characteristics of compacted biocarbón-amended soils for potential application in bioengineered structures. *J. Hydrol*. 603, 127040.
- Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). 2005. Métodos de análisis recomendados para el compost. *Serie Actas INIA N°30*. Santiago, Chile.
- Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). 2013. Avellano europeo: Establecimiento y formación de la estructura productiva. *Boletín INIA N° 274*.
- Janhäll, S. 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmos. Environ.*, 105, 130-137.
- Jin, X., Zhang, T., Hou, Y., and Wang, S. 2024. Review on the effects of biocarbón amendment on soil microorganisms and enzyme activity. *J. Soils Sediments* 24(10): 2599–2612.
- Kane, D.A., Jacobsen, K.L., Richardson, J.W., and Brown, R.A. 2021. Biocarbón's impact on soil water retention and plant available water: A meta-analysis. *Geoderma* 383: 115345.

- Kant, S. 2018. Understanding nitrate uptake, signaling and remobilisation for improving plant nitrogen use efficiency. *Sem Cell Dev Biol* 74, 89–96.
- Kasirajan, S., and Ngouajio, M. (2012). Polyethylene and biodegradable mulch effects on soil temperature, soil moisture, and plant growth. *HortScience*, 47(12), 1712-1719.
- Khadem, A., Raiesi, F., Besharati, H., and Yazdani, M. 2021. The effects of biocarbón on soil nutrients status, microbial activity and carbon sequestration potential in two calcareous soils. *Biocarbón* 3: 105–116.
- Laird, D. A., Fleming, P., Wang, B., Horton, R., and Karlen, D. L. 2010. Biocarbón impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158(3-4), 436-442.
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., and Crowley, D. 2011. Biocarbón effects on soil biota – A review. *Soil Biol. Biochem.* 43: 1812-1836.
- Lehmann, J., and Joseph, S. 2015. Biocarbón for environmental management: Science, technology and implementation. Routledge. Reino Unido.
- Lehmann, J., and Joseph, S. 2021. Biocarbón for Environmental Management: Science, Technology and Implementation. 2nd ed.; Routledge: New York, NY, USA.
- Li, C., Sun, Y., Dong, D., Gao, G., Zhang, S., Wang, Y., Xiang, J., Hu, S., Mortaza, G., and Hu, X. 2021. Co-pyrolysis of cellulose/lignin and sawdust: Influence of secondary condensation of the volatiles on characteristics of biocarbón. *Energy* 226: 120442.
- Li, C., Li, D., Jiang, Y., Zhang, L., Huang, Y., Li, B., Wang, S., and Hu, X. 2023. Biomass-derived volatiles for activation of the biocarbón of same origin. *Fuel* 332: 126034.
- Li, X., Cen, K., Li, J., Jia, D., Gao, J., Zhang, L., and Chen, D. 2025. Insights into the interactions between cellulose and hemicellulose during pyrolysis for optimizing the properties of biocarbón as a potential energy vector. *Ind. Crops Prod.* 223: 120126.
- Liu, Q., Zhang, Y., Liu, B., Amonette, J. E., Lin, Z., Liu, G., Ambus, P., Xie, Z., and Liu, F. 2017. Biocarbón and urea hydrolysis: Improving plant nitrogen use efficiency and mitigating greenhouse gas emissions. *BioResources* 12(3): 6024-6039

- Luo, G., Ling, N., Nannipieri, P., Chen, H., Raza, W., Wang, M., Guo, S., and Shen, Q. 2017. Long-term fertilisation regimes affect the composition of the alkaline phosphomonoesterase-encoding microbial community of a Vertisol and its derivative soil fractions. *Biol. Fertil. Soils* 53: 691-703.
- Mandal, S., Rattan, S., and Gupta, A. 2021. The role of biocarbón in improving soil properties and crop yields. *Agronomy*, 11(5)
- Martins Filho, A., de Medeiros, E., Lima, J., Duda, G., Silva, W., Antonino, A., Silva, J., Oliveira, J., and Hammecker, C. 2020. Impact of coffee biocarbón on soil carbon, microbial biomass and enzymatic activities in semiarid sandy soil cultivated with maize. *Rev. Bras. Geogr. Fis.* 13(2): 903–914.
- Miguel, L.R.F., and Bonder, T.L. 2012. Soil–water characteristic curves obtained for a colluvial and lateritic soil profile considering the macro and micro porosity. *Geotech. Geol. Eng.* 30: 1051–1063.
- Morales, V. L., Pérez-Reche, F. J., Hapca, S. M., Hanley, K. L., Lehmann, J., and Zhang, W. 2015. Reverse engineering of biocarbón. *Bioresour Technol* 183, 163–174.
- Mo, X., Zhang, Y., y Wang, J. 2023. The effects of biocarbón on soil extra and intracellular enzyme activity: Influence of pyrolysis temperature and application rate. *Biomass Convers. Bioref.* 14: 21993–22005.
- Mohanty, S.K., Torkelson, A.A., Dodd, H., Nelson, K.L., and Boehm, A.B. 2013. Engineering solutions to improve the removal of fecal indicator bacteria by bioinfiltration systems during intermittent flow of stormwater. *Environ. Sci. Technol.* 47: 10791-10798.
- Muñoz, C., Quilodrán, C., Navia, R. 2014. Evaluation of biocarbón-plant extracts complexes on soil nitrogen dynamics. *J Biobased Mater Bioenergy* 8(1), 1–9.
- Muñoz, C., Góngora, S., and Zagal, E. 2016. Use of biocarbón as a soil amendment: A brief review. *Chilean J. Agric. Anim. Sci., ex Agro-Ciencia.* 32.
- Muñoz, C., Loncomilla, A., Valenzuela Basy-Galup, N. 2023. Effect of biocarbón on the agronomic and environmental properties of bokashi and compost. *J Agric Sci Res* 3(19), 1–12.
- Mukherjee, A., and Lal, R. 2013. Biocarbón impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Agronomy* 3: 313-339.

- Mukherjee, A., Zimmerman, A.R., and Harris, W. 2014. Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biocarbóns and their effects on biocarbón stability. *Soil Biol. Biochem.* 68: 139-149.
- Nedjimi, B. 2021. Phytoremediation: a sustainable environmental technology for heavy metals decontamination. *SN Appl Sci* 3, 286.
- Nguyen, B.T., Le, L.B., Le, L.P., Nguyen, H.T., Tran, T.D., and Van Thai, N. 2021. The effects of biocarbón on the biomass yield of elephant grass and properties of acidic soils. *Ind. Crops. Prod.*,161: 113224.
- Oh, S., Lee, S., and Kwon, K. 2020. Biocarbón increases soil microbial biomass with changes in extra- and intracellular enzyme activities: A global meta-analysis. *Biocarbón* 2: 391–403.
- Otálvaro, M., Escalante, H., y Gómez, D. 2020. Efectos del biocarbón de residuos lignocelulósicos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo. *Agron. Colomb.* 38(3): 234-243.
- Pokharel, P., Ma, Z., and Chang, S.X. 2020. Biocarbón increases soil microbial biomass with changes in extra- and intracellular enzyme activities: a global meta-analysis. *Biocarbón* 2: 65–79.
- Rahmanian, M., and Khadem, A. 2024. The effects of biocarbón on soil extra and intracellular enzymes activity. *Biomass Conv. Bioref.* 14: 21993–22005.
- Rani, N., Thakur, B., Dutt, R., Kapil, A., Soni, R., and Soni, S. K. 2024. Harnessing agricultural waste: A sustainable approach to lignocellulolytic enzymes production. *Bioresour. Technol. Rep.*, 27, 101912.
- Razzaghi, F., Obour, P. B., and Arthur, E. 2020. Does biocarbón improve soil water retention? A systematic review and meta-analysis. *Geoderma* 361, 114055.
- Reissig, J.L., Strominger, J.L., and Leloir, L.F. 1959. A modified colorimetric method for the estimation of N-acetyl amino sugars. *J. Biol. Chem.* 217: 959-966.
- Sadzawka, R., Carrasco, M.A., Demanet, R., Flores, H., Grez, R., Mora, M.L and Neaman, A. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. *Serie Actas INIA N°34*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago, Chile.

- Sánchez-Hernández, J.C., Sandoval, M., and Sánchez-Monedero, M.A. 2018. Role of vermicompost on enzyme activities in metal-polluted soils. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 149: 64-71.
- Sanchez-Hernandez, J.C., Ro, K.S., Szogi, A.A., Chang, S., y Park, B. 2021. Earthworms increase the potential for enzymatic bio-activation of biocarbóns made from co-pyrolyzing animal manures and plastic wastes. *J. Hazard. Mater.*, 408: 124405.
- Sanchez, W., Burgeot, T., and Porcher, J.M. 2013. A novel "Integrated Biomarker Response" calculation based on reference deviation concept. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: 2721-2725.
- Sandoval, M., Döörner, J., Seguel, O., Cuevas, J., and Rivera, D. 2012. Métodos de análisis físicos del suelo. Publicaciones - Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Universidad de Concepción. Chillán, Chile.
- Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., and Margesin, R. 1996. *Methods in Soil Biology*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Shamim Mia, S., Suhi, A., Makino, T., Islam, T., Masud, M.M., Rahman, M.M., and Kader, M.A. 2025. Chapter 5 - Biocarbón impacts on plant water dynamics under drought and salinity stress. In: Abdel Latef, A.A.H. (ed.). *Biocarbón in Mitigating Abiotic Stress in Plants*. Academic Press.
- Sigma Chemical Co. 1977. Técnica de hidrólisis enzimática con 4-nitrofenil butirato. Procedimientos enzimáticos para análisis bioquímicos. Sigma Chemical Co., USA.
- Sohi, S.P., Krull, E., Lopez-Capel, E., and Bol, R. 2010. A review of biocarbón and its use and function in soil. *Adv. Agron.* 105: 47-82.
- Spokas, K.A., Novak, J.M., and Venterea, R.T. 2012. Biocarbón's role as an alternative N-fertilizer: Ammonia capture. *Plant Soil* 350: 35-42.
- Steinmetz, S., Biewer, L., Suckow, F., and S. Seitz. 2016. The use of plastic waste as a soil amendment in agriculture. *J. agric. environ. sci.*, 68, 134-142.
- Stolpe, N.B. 2016. Descripciones de los principales suelos de la VIII Región de Chile. Universidad de Concepción. Concepción, Chile.
- Sun, Y., Gao, B., Yao, Y., and Fang, J. 2022. Effects of biocarbón properties on adsorption and activity of soil enzymes: A comprehensive review. *Environ. Res.* 204: 111916.

- Sun, K., Guo, T., Li, Y., Wang, W., Li, Z., Geng, P., and Fu, P. 2024. Rapid pyrolysis of cellulose: Revealing the role of volatile matter and char structure evolution. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 182: 106704.
- Tabatabai, M.A., and Bremner, J.M. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1: 301-307.
- Tabatabai, M.A. 1977. Determination of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 9: 167-172.
- United Nations Environment Programme and International Solid Waste Association. 2024. Beyond an age of waste: Turning Rubbish into a Resource. *Global Waste Management Outlook 2024* <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/44939>.
- Van Genuchten, M.T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 892–898.
- Valle, S., Dörner, J., Zúñiga, F., and Dec, D. 2018. Seasonal dynamics of the physical quality of volcanic ash soils under different land uses in southern Chile. *Soil tillage res.* 182, 25–34.
- Venkataraman, C., et al. 2018. Impact of global agricultural waste management strategies on soil and water resources. *Environ. Manage.* 62(4), 387-399.
- Von Mersi, W., and Schinner, F. 1991. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodinitrotetrazolium chloride. *Biol. Fertil. Soils* 11: 216-220.
- Wang, Q., Yuan, J., Yang, X., Han, X., Lan, Y., Cao, D., Sun, Q., Cui, X., Meng, J., and Chen, W. 2022. Responses of soil respiration and C sequestration efficiency to biocarbón amendment in maize field of Northeast China. *Soil Tillage Res* 223, 105442.
- Wang, X., Ge, H., Fang, Y., Liu, C., Eltohamy, K. M., Wang, Z., and Liang, X. 2023. Biocarbón reduces colloidal phosphorus in leachate by regulating phoD- and phoC-harboring microbial communities during drying/rewetting cycles. *Biocarbón* 5: 58.
- Werdin, J., Conn, R., Fletcher, T.D., Rayner, J.P., Williams, N.S.G., and Farrell, C. 2021. Biocarbón particle size and amendment rate are more important for water retention and weight of green roof substrates than differences in feedstock type. *Ecol. Eng.* 171: 106391.

- Xiong, S., Zhang, L., and Lu, X. 2013. Conductivities enhancement of poly(3,4-ethylenedioxythiophene)/poly(styrene sulfonate) transparent electrodes with diol additives. *Polym. Bull.* 70: 237–247.
- Xu, W., Xu, H., Delgado-Baquerizo, M., Gundale, M. J., Zou, X., and Ruan, H. 2023. Global meta-analysis reveals positive effects of biocarbón on soil microbial diversity. *Geoderma* 436: 116528.
- Yang, J., Lei, J., Zhang, F., Li, Y., Gao, J., Deng, L., and Yang, M. 2025. Moisture conditions trigger different response patterns of soil respiration to biocarbón-induced changes in soil vertical water content and temperature based on a three-year field observation study. *Agric. Ecosyst. Environ.* 378: 109328.
- Yáñez, N., Dec, D., Clunes, J., and Dörner, J. 2015. Estimación de la curva de retención de agua de un Andisol bajo un cultivo de arándano, a través de funciones de pedotransferencia. *Agro Sur* 43(3): 63-72.
- Zhang, S., Yang, W., Muneer, M. A., Ji, Z., Tong, L., Zhang, X., Li, X., Wang, W., Zhang, F., and Wu, L. 2021. Integrated use of lime with Mg fertilizer significantly improves the pomelo yield, quality, economic returns and soil physicochemical properties under acidic soil of southern China. *Sci Hortic* 290, 110502.
- Zhang, C., Sun, S., He, S., and Wu, C. 2022. Direct air capture of CO₂ by KOH-activated bamboo biocarbón. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 165: 112574.
- Zhang, S., Zhu, Q., de Vries, W., Ros, G. H., Chen, X., Muneer, M. A., and Wu, L. 2023. Effects of soil amendments on soil acidity and crop yields in acidic soils: A world-wide meta-analysis. *J Environ Manage* 345, 118531.
- Zhao, L., Wu, X., He, Y., Shang, H., Hu, C., Duan, C., and Fu, D. 2024. Changes in plant carbon inputs alter soil phosphorus dynamics in a coniferous forest ecosystem in subtropical mountain area. *Catena* 247, 108572