UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERIA AMBIENTAL

EVALUACIÓN DE LA EFECTIVIDAD DEL BIOCARBÓN EN LA REMOCIÓN DEL CIPROFLOXACINO Y EL AUMENTO EN LA ADSORCIÓN DE HAPS EN LECHUGA (*Lactuca sativa*), ILO, 2023

TESIS

PRESENTADO POR:

MARIA DEL ROSARIO BRICEÑO BRICEÑO

ASESOR:

MG. JOSE LUIS RAMOS TEJEDA

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO AMBIENTAL

ILO- PERÚ

2025

UNAM
UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Folio Nº 066

ACTA DE SUSTENTACIÓN

I. Modalidad:

Tesis : [X]
Trabajo de Suficiencia Profesional : [ ]
Otro: ..... : [ ]

II. Documento de aprobación para la sustentación:

Resolución de Facultad Nº 0113-2025-D-FACIA-UNAM

Fecha: 29/04/2025

III. El jurado ha dictaminado la (el) Tesis, TITULADO:

"Evaluación de la Efectividad del Biocarbon en la remoción del Ciprofloxacino y el Aumiento en la Adsorción de Haps en Lechuga (Lactuca sativa), ILO, 2023"

Bachiller: Maria del Rosario Briceño Briceño

Asesor Principal: M.Sc. Jose Luis Ramos Tejeda

Co-Asesor: .....

IV. Se dictamina:

Como: Aprobado por Unanimidad la sustentación de manera:

Presencial [X] Virtual [ ]

Con nota: Dieciseis (16) por lo que; Sí [X] No [ ]

Opta el Título Profesional de INGENIERO AMBIENTAL.

Siendo las 12:40 horas, del 09 de mayo del año 2025 se procede con la firma en conformidad de lo dictaminado por el Jurado.

Hebert Hernán Soto Gonzales
Presidente

Mario Ramón Flores Roque
Primer Miembro

Paulino Rios Zapana
Segundo Miembro

María del Rosario Briceño Briceño
Bachiller

RESUMEN

En este estudio se evaluó si el uso de biocarbón obtenido a partir de hueso de aceituna en suelos agrícolas podría mitigar los efectos negativos del ciprofloxacino (CIP) sobre el crecimiento de lechuga y aumentar la biodisponibilidad de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). Para ello, se cultivaron semillas de lechuga bajo condiciones ambientales utilizando un sustrato de suelo procedente de Lomas de Ilo - Ilo, Moquegua, mezclado con compost en una proporción 1:3 (peso/peso). El experimento se llevó a cabo en las instalaciones de la Universidad Nacional de Moquegua – Filial Ilo. Se aplico dos tratamientos uno con biocarbón a 300 °C y otro a 500 °C para evaluar la efectividad, para ellos se pusieron en diferentes concentraciones de cada uno de la siguiente manera: 0 % BC 300 (control sin CIP), 0 % BC 500 (control con CIP), 1 % BC 300 (suelo con 1 % de biocarbón de 300°C y ciprofloxacino), 2 % BC 300 (suelo con 2 % biocarbón de 300°C y ciprofloxacino), 4 % BC 300 (suelo con 4 % de biocarbón de 300°C y ciprofloxacino), 1 % BC 500 (suelo con 1 % de biocarbón de 500°C y ciprofloxacino), 2 % BC 500 (suelo con 2 % biocarbón de 500°C y ciprofloxacino), 4 % BC 500 (suelo con 4 % de biocarbón de 500°C y ciprofloxacino). El riego del tratamiento 0 % BC 300 se realizó con agua destilada, mientras que para los demás se utilizó una solución de ciprofloxacino a una concentración de 10 µg/L. Los resultados mostraron que la aplicación de biocarbón redujo la altura de las plantas de lechuga, alcanzando una disminución del 52 % en el tratamiento 2 % BC 300. La biomasa aérea disminuyó significativamente, con reducciones entre 51 % y 6.8 % en los tratamientos, mientras que el peso de la raíz se redujo en 13.48 % y 9.61 %. Además, recalcar que para el tratamiento 4 % BC 300 la planta no se desarrolló por ese motivo no hay datos para ese tratamiento. Respecto a los HAPs, se registró un incremento promedio entre 10.63 ng g^{-1} (1 % BC 300), 11.54 ng g^{-1} (2 % BC 300), 54.30 ng g^{-1} (1 % BC500), 49.16 ng g^{-1} (2 % BC500) y 48.64 ng g^{-1} (4 % BC500).

Palabras clave: Ciprofloxacino, HAPs, biomasa, biocarbón, lechuga

ABSTRACT

This study evaluated whether the use of biochar derived from olive pit in agricultural soils could mitigate the negative effects of ciprofloxacin (CIP) on lettuce growth and enhance the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Lettuce seeds were cultivated under ambient conditions using a soil substrate sourced from Lomas de Ilo - Ilo, Moquegua, mixed with compost at a ratio of 1:3 (w/w). The experiment was conducted at the facilities of the Universidad Nacional de Moquegua – Ilo Campus. Two types of biochar were tested: one produced at 300 °C and the other at 500 °C. The treatments were applied at different concentrations as follows: 0 % BC 300 (control without CIP), 0 % BC 500 (control with CIP), 1 % BC 300 (soil with 1 % biochar at 300 °C and ciprofloxacin), 2 % BC 300 (soil with 2 % biochar at 300 °C and ciprofloxacin), 4 % BC 300 (soil with 4 % biochar at 300 °C and ciprofloxacin), 1 % BC 500 (soil with 1 % biochar at 500 °C and ciprofloxacin), 2 % BC 500 (soil with 2 % biochar at 500 °C and ciprofloxacin), and 4 % BC 500 (soil with 4 % biochar at 500 °C and ciprofloxacin). Irrigation for the 0 % BC 300 treatment was conducted using distilled water, while for the other treatments, a ciprofloxacin solution at a concentration of 10 µg/L was used. The results showed that biochar application reduced the height of lettuce plants, with a decrease of up to 52 % observed in the 2 % BC 300 treatment. The above-ground biomass showed significant reductions, ranging from 51 % to 6.8 %, while root weight was reduced by 13.48 % and 9.61 %. It is important to note that the 4 % BC 300 treatment did not result in plant development, thus no data were available for this treatment. Regarding PAHs, an average increase was recorded as follows: 10.63 ng g^{-1} (1 % BC 300), 11.54 ng g^{-1} (2 % BC 300), 54.30 ng g^{-1} (1 % BC 500), 49.16 ng g^{-1} (2 % BC 500), and 48.64 ng g^{-1} (4 % BC 500).

Keywords: Ciprofloxacin, PAHs, biomass, biochar, lettuce

CONTENIDO

I PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 14

1.1 Descripción y Formulación del Problema 14

1.2 Objetivos 18

1.2.1 Objetivos específicos 18

1.3 Justificación e Importancia 18

1.4 Hipótesis 22

1.4.1 Hipótesis General 22

1.4.2 Hipótesis Específicas 22

1.5 Variables 23

II MARCO TEÓRICO 24

2.1 Antecedentes del problema 24

2.1.1 Antecedentes Internacionales 24

2.1.2 Antecedentes Nacionales 26

2.2 Bases Teóricas 27

2.2.1 Antibióticos 27

2.2.2 Ciprofloxacino 28

2.2.3 Aguas residuales 29

2.2.4 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales 30

2.2.5 Comportamiento de los antibióticos en el ser humano 31

2.2.6 Biocarbón 34

2.2.7 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos 35

2.2.8 Lechuga 40

III METODOLOGÍA 46

3.1 Tipo y Nivel de Investigación 46

3.2 Población y Muestra 46

3.3 Diseño de Investigación 46

3.4 Ámbito Temporal y espacial 47

3.5 Técnicas e instrumentos para la recolección 49

3.5.1 Materiales, Equipos y Reactivos 49

3.5.2 Condiciones experimentales 50

3.5.3 Ajuste del pH del suelo 52

3.5.4 Tratamiento del suelo a utilizar 52

3.5.5 Preparación del Biocarbón 54

3.5.6 Germinación de Lechuga 55

3.5.7 Peso seco de la biomasa aérea de la lechuga 55

3.5.8 Peso seco de la Biomasa Radicular de lechuga 56

3.5.9 Concentración de HAPs en lechuga 56

3.6 Análisis de datos 57

IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN 58

4.1 Germinación de la planta 58

4.2 Peso de la biomasa aérea seca 62

4.2.1 Altura de la planta 66

4.3 Peso de la biomasa radicular seca 70

4.3.1 Longitud de Raíz 74

4.4 Concentración de HAPs en hojas de lechuga 78

V CONCLUSIONES 86

VI RECOMENDACIONES 88

VII BIBLIOGRAFÍA 89

VIII ANEXOS 103

Índice de Figuras

Figura 1 Estructura química del ciprofloxacino 28

Figura 2 Exposición de antibióticos en el ser humano 34

Figura 3 Estructura de los 16 HAP identificados como contaminantes orgánicos prioritarios por la US EPA. 40

Figura 4 Estados de crecimiento de la planta de lechuga 42

Figura 5 Raíces de planta de lechuga. 45

Figura 6 Ubicación de la ejecución del Proyecto 47

Figura 7 Diseño del Experimento 2x4 Factorial 51

Figura 8 Detalle del diseño experimento 51

Figura 9 Procedimiento de extracción de HAPs en el suelo 53

Figura 10 Procedimiento en la elaboración del biocarbón 54

Figura 11 Procedimiento de extracción de HAPs en hojas de Lechuga 57

Figura 12 Gráfico sobre la germinación 61

Figura 13 Gráfico de comparación de biomasa aérea 65

Figura 14 Gráfico de comparación de altura del tallo 69

Figura 15 Diagrama de Caja para los diferentes tratamientos 72

Figura 16 Gráfico de longitud de raíz de la lechuga 77

Figura 17 Gráfico de Concentración de HAPs en la biomasa de la lechuga 83

Figura 18 Gráfico de Concentración de HAPs por porcentaje y cantidad de anillos en la biomasa de la lechuga 84

Figura 19 Preparación del sustrato con biocarbón a diferentes porcentajes 103

Figura 20 Semillas de lechugas germinadas y siembra 103

Figura 21 Procedimiento de análisis Método Quechers 104

Figura 22 Conducción del Experimento 105

Figura 23 Análisis fisicoquímico de suelo de Ilo 122

Figura 24 Registro de datos de la cosecha 123

Índice de Tablas

Tabla 1 Operacionalización de Variables 23

Tabla 2 16 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos principales según US EPA 39

Tabla 3 Clasificación botánica de la lechuga. 41

Tabla 4 ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la germinación de la lechuga 58

Tabla 5 ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre germinación de la lechuga 59

Tabla 6 ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la biomasa aérea de lechuga 62

Tabla 7 ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la biomasa aérea de lechuga 62

Tabla 8 ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la altura de la lechuga 66

Tabla 9 ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la altura de la lechuga 66

Tabla 10 ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre el peso de la raíz de lechuga 70

Tabla 11 ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la biomasa radicular de lechuga 70

Tabla 12 ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la longitud de la raíz de lechuga 74

Tabla 13 ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la longitud de la raíz de lechuga 74

Tabla 14 ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la concentración de HAPs en lechuga 78

Tabla 15 ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la concentración de HAPS de lechuga 78

Tabla 16 Prueba de Normalidad para Germinación 106

Tabla 17 Prueba de homocedasticidad de varianzas para la germinación 106

Tabla 18 ANOVA de 2 factores para el efecto de biocarbón sobre la germinación 106

Tabla 19 Grupos homogéneos de germinación por porcentaje 107

Tabla 20 Grupos homogéneos de germinación por tratamiento 107

Tabla 21 Prueba de contraste para la germinación..... 107

Tabla 22 Prueba de contraste para la germinación..... 107

Tabla 23 Prueba de Normalidad para la altura de la planta 108

Tabla 24 Prueba de homocedasticidad de varianzas para la altura de la planta ... 108

Tabla 25 ANOVA de 2 factores para el efecto de biocarbón sobre la altura de la planta 108

Tabla 26 Grupos homogéneos de la altura de la planta..... 109

Tabla 27 Grupos homogéneos de la altura de la planta por tratamiento..... 109

Tabla 28 Prueba de contraste para la altura de planta 109

Tabla 29 Prueba de contraste para la altura de planta 109

Tabla 30 Prueba de Normalidad para la longitud de raíz 110

Tabla 31 Prueba de homocedasticidad de varianzas para la longitud de raíz de la planta 110

Tabla 32 ANOVA de 2 factores para el efecto de biocarbón sobre la longitud de raíz 111

Tabla 33 Grupos homogéneos de la longitud de raíz por porcentaje..... 111

Tabla 34 Grupos homogéneos de la longitud de raíz por tratamiento..... 111

Tabla 35 Prueba de contraste para la longitud de raíz por porcentaje..... 111

Tabla 36 Prueba de contraste para la longitud de raíz por zonas 112

Tabla 37 Prueba de Normalidad para la biomasa aérea..... 112

Tabla 38 Prueba de homocedasticidad de varianzas para la biomasa aérea 112

Tabla 39 ANOVA de 2 factores para el efecto de biocarbón sobre la biomasa aérea 113

Tabla 40 Grupos homogéneos de la biomasa aérea por porcentaje..... 113

Tabla 41 Grupos homogéneos de la biomasa aérea por tratamiento 113

Tabla 42 Prueba de contraste para la biomasa aérea..... 113

Tabla 43 Prueba de contraste para la biomasa aérea por zonas..... 114

Tabla 44 Prueba de Normalidad para la biomasa radicular 114

Tabla 45 Prueba de homocedasticidad de varianzas para la biomasa radicular.... 114

Tabla 46 ANOVA de 2 factores para el efecto de biocarbón sobre la biomasa radicular 115

Tabla 47 Grupos homogéneos de la biomasa radicular..... 115

Tabla 48 Grupos homogéneos de la longitud de raíz por tratamiento..... 115

Tabla 49 Prueba de contraste para la biomasa radicular por porcentaje 115

Tabla 50 Prueba de contraste para la biomasa radicular por zonas 116

Tabla 51 Prueba de Normalidad para el contenido Total de HAPs en la planta.... 116

Tabla 52 Prueba de homocedasticidad de varianzas para el contenido de HAPs en la planta..... 116

Tabla 53 ANOVA de 2 factores para el efecto del contenido de HAPs en la planta 117

Tabla 54 Grupos homogéneos del contenido de HAPs en la planta 117

Tabla 55 Grupos homogéneos de HAPs por tratamiento..... 117

Tabla 56 Prueba de contraste para el contenido de HAPs en la planta 117

Tabla 57 Prueba de contraste para la biomasa radicular por zonas 118

Tabla 58 Resultados obtenidos para el efecto de biocarbón sobre la lechuga 119

Tabla 59 Resultados del contenido de HAPs en las plantas 119

Tabla 60 Resultados de pH, conductividad, TDS y resistencia en el suelo 121

INTRODUCCIÓN

La presencia de residuos de antibióticos en las aguas residuales es un problema recurrente en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) a nivel mundial, así como en cuerpos de agua superficiales que reciben estas descargas (Nieto-Juárez et al., 2021a). Esta situación cobra relevancia debido al uso creciente de aguas residuales tratadas en el riego agrícola, una práctica incentivada por la escasez hídrica que enfrenta el sector agrícola, el cual representa el mayor consumidor de agua a nivel global. Sin embargo, estudios recientes han identificado que estas aguas contienen una amplia gama de contaminantes emergentes, incluidos diversos fármacos, lo que plantea preocupaciones sobre la posible contaminación de los cultivos y el riesgo de introducir estos compuestos en la cadena alimentaria (Nieto-Juárez et al., 2021a; A. Q. Ramos et al., 2023a).

Ante este desafío, se están investigando alternativas innovadoras, como el uso de biocarbón, un subproducto obtenido mediante procesos pirolíticos a partir de distintos tipos de residuos. El biocarbón ha demostrado poseer propiedades beneficiosas tanto para mejorar la fertilidad del suelo como para optimizar la producción agrícola (Alharbi et al., 2023). Además, su capacidad para adsorber y degradar contaminantes emergentes lo convierte en una herramienta prometedora para la remediación de suelos y la sostenibilidad ambiental.

En este contexto, los contaminantes orgánicos presentes en las aguas de riego, así como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) provenientes del biocarbón, pueden ser absorbidos por las raíces de las plantas y bioacumularse en su biomasa (D. Zhao et al., 2018) . Esta acumulación puede afectar la fisiología de las plantas, especialmente en sus hojas, donde se observa una reducción significativa

de la fotosíntesis debido a la sobreproducción de radicales libres generados por estos contaminantes (Barrón-Bravo et al., 2020). El estrés oxidativo resultante puede causar alteraciones en la señalización celular y, en casos extremos, llevar a la muerte celular de la planta.

Por esta razón, el presente estudio se centró en evaluar la efectividad del biocarbón producido a partir del hueso de aceituna en la mitigación de los efectos adversos del ciprofloxacino en cultivos de lechuga, así como en el análisis de la biodisponibilidad de HAPs en el suelo. Se determinaron parámetros como germinación, altura del tallo, longitud de raíz, así como la biomasa aérea y radicular, la concentración de HAPs en la biomasa de la planta, con el objetivo de comprender el impacto del biocarbón en el rendimiento y salud de la lechuga.

I PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 Descripción y Formulación del Problema

Los antibióticos se usan comúnmente para el tratamiento y la prevención de enfermedades humanas y animales. Los sistemas digestivos los metabolizan poco y; por lo tanto, se excretan principalmente a través de la orina y las heces (Menz et al., 2019; Q. Wang et al., 2020). Según se informa, China consumió 92 700 toneladas de 37 antibióticos en 2013, de los cuales el 58 % de ellos fue excretado por humanos y animales (Zhang et al., 2015) y finalmente llegó al medio ambiente después de varios tratamientos de aguas residuales. Sin embargo, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) no están diseñadas para eliminar residuos de antibióticos, lo que da como resultado una alta emisión de dichos productos químicos directamente al medio ambiente acuático. Esto se observó en el análisis de la eficacia del tratamiento de agua residual por dos métodos: humedales híbridos y filtro biológico en capas donde las sulfonamidas no pudieron ser removidas en ambos sistemas por su característica de biotransformación y su limitada descomposición aeróbica; las quinolonas se eliminaron significativamente a través de la acción sintética de la adsorción en el sustrato del lecho; las tetraciclinas pudieron adsorberse en el sustrato y; por lo tanto, eliminarse de manera eficiente en ambos sistemas (A et al., 2021).

Debido a la escasez de agua, que es uno de los principales desafíos en el desarrollo agrícola sostenible, particularmente en los países en desarrollo; por lo tanto, el riego de cultivos alimentarios con efluentes de aguas residuales se ha convertido en una práctica común para satisfacer la creciente demanda de alimentos (Onalenna & Rahube, 2022). Sin embargo, en la mayoría de los casos, el agua no se somete a un análisis para determinar la presencia de contaminantes emergentes

como los antibióticos (Gudda et al., 2020). Por lo que, cuando se utilizan estas aguas residuales sin tratar o tratadas para el riego, los compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles se evaporan principalmente durante los procesos de riego y almacenamiento de aguas residuales, mientras que la mayoría de los compuestos orgánicos que llegan a la capa superior del suelo y a los horizontes del subsuelo se adsorben en las estructuras minerales y orgánicas de la superficie de este, siendo sometido posteriormente a degradación biológica y/o química. Sin embargo, los compuestos más hidrófilos y difíciles de degradar pueden potencialmente llegar a los acuíferos poco profundos, aumentando la contaminación de las aguas subterráneas (Mora et al., 2022). La eficiencia de eliminación de estos antibióticos durante los procesos de tratamiento de aguas residuales varía y depende principalmente de una combinación de propiedades fisicoquímicas de los antibióticos y las condiciones operativas de los sistemas de tratamiento (la concentración notificada de antibióticos en la PTAR oscila entre ng/L y µg/L dependiendo del tipo de antibiótico, la tecnología de tratamiento aplicada y la estación del año) (Christou et al., 2017).

Estos contaminantes emergentes causan diferentes efectos en las plantas, donde la adsorción radicular es una de las principales rutas de inserción de estas. Como las raíces son los órganos primarios para adquirir sustancias de la solución del suelo, los antibióticos normalmente tienden a acumularse en mayor cantidad en ellas (Sidhu et al., 2019). Ese patrón de observo en plantas de alfalfa expuesta a enrofloxacina donde se determinó que existe una relación inversa entre la concentración del antibiótico y la longitud de la raíz generando una modificación en los procesos de la fitohormona auxina para lograr un crecimiento adecuado (Zirena et al., 2022), efecto que también fue reportado en plantas de maíz expuesta a ciprofloxacino (CIP) (Gomes, Rocha, et al., 2020). Sin embargo, el principal factor que

parece determinar la capacidad de absorción, así como la asignación de diferentes antibióticos en diferentes órganos de la planta, son las características químicas de cada compuesto. Por otra parte, en la fotosíntesis, la CIP provoca reducciones en el tamaño de los haces vasculares, comprometiendo el transporte de foto asimilados (Rocha et al., 2021). Experimentos tanto in vitro como in vivo realizados por Wall et al. (2004) demostraron que las actividades de al menos dos enzimas girasas en las células de *A. thaliana* vinculadas a los cloroplastos y las mitocondrias fueron inhibidas por productos farmacéuticos específicos como CIP. Estos antibióticos también afectan a la adsorción de nutrientes en las plantas. Este patrón se observó en semillas de arroz expuestas a cinco antibióticos entre ellos, CIP donde se obtuvieron los siguientes resultados: la adsorción de fosforo y hierro se redujo 4 y 1,2 veces respectivamente; en la adsorción de carbohidratos totales hubo una reducción de 1,44 veces; en la adsorción de proteínas se redujo en 1,2 veces. Estas alteraciones generaron inhibición en la germinación y en la falta de crecimiento en la etapa de madurez (Mukhtar et al., 2020).

Una de las soluciones a este problema de contaminación con antibióticos es la biorremediación mediante biocarbón. Sin embargo, los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) formados durante la producción de biocarbón podrían ingresar a los ecosistemas y amenazar la salud humana después de la aplicación al suelo. Los sistemas de pirólisis continua tienden a provocar una acumulación de HAP en el biocarbón debido al breve tiempo de residencia y al rápido enfriamiento (F. Zhang et al., 2021). Esto se observó en un estudio donde se mostraron que estos contenían niveles más altos de HAPs, que superaban los valores umbral de Fundación Europea de Biocarbón (EBC) ocasionando en las plantas efectos de inhibición de hasta un 40 % sobre la germinación y el crecimiento de la planta (X. Shen et al., 2022) . En otro

estudio se analizó la biodisponibilidad de HAPs en biocarbón obtenido de lodos de depuradora donde se encontró que aumento la concentración de HAPs de 4,5 y 6 anillos en el suelo, y se demostró que el biocarbón copirolizado tiene mayor persistencia de HAPs (Godlewska & Oleszczuk, 2022). Otros estudios también demostraron que la persistencia de estos HAPs en el biocarbón crece significativamente con el aumento de la temperatura de pirólisis. El biocarbón producido por encima de los 500 °C muestra un efecto estimulante en *Sinapsis alba*. El mayor efecto estimulante se encontró en el caso del biocarbón producido a 700 °C. Es probable que el efecto estimulante esté influenciado por altas concentraciones biodisponible de calcio (Zmijková et al., 2022a). Debido a todo ello, se evaluará si la aplicación de biocarbón de hueso de aceituna (*Olea europaea*), en el suelo contaminado con ciprofloxacino, disminuye los efectos tóxicos e incrementa la absorción de HAPs en lechuga *(Lactuca sativa).*

- **Interrogante General**

¿El uso de biocarbón, facilita la remoción del ciprofloxacino e incrementa la adsorción de HAPs en lechuga (*Lactuca sativa*)?

- **Interrogantes Específicas**

¿El uso del biocarbón en la remoción del ciprofloxacino, disminuirá los efectos en germinación de semillas de lechuga (*Lactuca sativa*)?

¿El uso del biocarbón en la remoción del ciprofloxacino, disminuirá el efecto de biomasa área de la lechuga (*Lactuca sativa*)?

¿EL uso del biocarbón en la remoción del ciprofloxacino, disminuirá la biomasa radicular de las plantas de lechuga (*Lactuca sativa*)?

¿El uso del biocarbón en la remoción del ciprofloxacino, afectará en la adsorción de HAPs en hojas de las plantas de lechuga (*Lactuca sativa*)?

1.2 Objetivos

Evaluar la efectividad del biocarbón en la remoción del ciprofloxacino y el aumento en la adsorción de HAPs en lechuga (*Lactuca sativa*).

1.2.1 Objetivos específicos

- Estudiar la efectividad del biocarbón en la remoción del ciprofloxacino, disminuye los efectos en germinación de semillas de lechuga (*Lactuca sativa*).
- Analizar la efectividad del biocarbón en la remoción del ciprofloxacino, afecta en el peso seco biomasa aérea de las plantas de lechuga (*Lactuca sativa*).
- Examinar la efectividad del biocarbón en la remoción del ciprofloxacino, disminuye la biomasa radicular de las plantas de lechuga (*Lactuca sativa*).
- Evaluar la efectividad del biocarbón en la remoción del ciprofloxacino, afecta en la adsorción de HAPs en hojas de las plantas de lechuga (*Lactuca sativa*).

1.3 Justificación e Importancia

Conforme al Informe de las Naciones Unidas sobre el progreso de los recursos hídricos en el planeta 2018, el reciclaje de aguas residuales es una opción que aún no se ha aprovechado al máximo y que puede solucionar los problemas vinculados a la falta de agua y al control de la contaminación (Mukhtar et al., 2020). En concreto, el riego se ha vuelto una alternativa

esencial a nivel global para el aprovechamiento de aguas residuales. No obstante, en la mayoría de los casos, el agua no es filtrada para detectar la presencia de contaminantes emergentes, como los antibióticos (Geissen et al., 2015; Mirzaei et al., 2019).

A pesar de la necesidad de llevar a cabo pruebas para respaldar las medidas de precaución, existe una capacidad limitada en los puntos críticos de contaminación. Además, la mayoría de los agricultores y las autoridades encargadas de la calidad del agua, especialmente en los países en vías de desarrollo, no priorizan la implementación de estándares de contaminantes emergentes mínimamente aceptables en las aguas residuales tratadas ni evalúan sus riesgos asociados (Gudda et al., 2020).

En todo el mundo, se emplean aguas residuales sin tratar y tratadas para el riego de alrededor de 20 millones de hectáreas de tierras, con el fin de producir diversos cultivos alimentarios, tales como uvas, caña de azúcar, hortalizas y olivos (Mateo-Sagasta et al., 2015). A medida que aumenta el estrés hídrico global y la necesidad de producir alimentos para una población mundial en constante crecimiento, se espera que el uso generalizado de agua recuperada para el riego también aumente.

Algunos de los países que cultivan extensivamente utilizando aguas residuales son Israel (Hamilton et al., 2007), Australia (Muyen et al., 2011), Colombia (Galvis et al., 2018), EE. UU. (García-Cuerva et al., 2016), China (Wang et al., 2015), España (Iglesias Esteban y Ortega de Miguel, 2008), México (Contreras et al., 2017) y Burkina Faso (Bougnom et al., 2019). Según

informes de 2016, en Israel, casi el 50 % de la tierra de regadío se sostiene con el uso de agua regenerada (Paltiel et al., 2016).

Además, en la Unión Europea, el sur de Europa utiliza una cantidad sustancial de agua regenerada para el riego (Raquel Iglesias Esteban, 2016). Esta práctica tiene un significado ecológico y contribuye positivamente a la seguridad alimentaria, pero también conlleva graves riesgos que deben ser abordados. Algunos de los beneficios del riego con aguas residuales incluyen el aumento del suministro de agua de riego, la protección ambiental contra el agua contaminada y la conservación de cuerpos de cabecera, como ríos y lagos, que habrían sido reservorios de aguas residuales. Esto, a su vez, protege las aguas naturales contra la extracción excesiva y garantiza un suministro casi regular de agua de riego.

A pesar de que estos efluentes contienen nutrientes valiosos, en ocasiones pueden contener elementos tóxicos como metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados, disruptores endocrinos, fármacos, sales, patógenos y otros compuestos dañinos (Behera et al., 2011; Gracia-Lor et al., 2012; Wu et al., 2009; Zhou et al., 2013). La mayoría de estos contaminantes han sido evaluados y cuantificados para establecer límites permisibles adecuados en la agricultura y para remediar y mitigar su presencia.

Varios gobiernos y empresas privadas están empezando a reutilizar el agua residual para la producción de cultivos, especialmente debido a la creciente escasez de agua en todo el mundo. Sin embargo, los contaminantes emergentes, como los antibióticos, no cuentan con una regulación

estandarizada para proteger la salud humana y los agroecosistemas, a pesar de las pruebas que muestran que incluso las concentraciones bajas pueden desencadenar la propagación de la resistencia. Los niveles de antibióticos detectados en los efluentes de aguas residuales oscilan entre unos pocos ng/L y decenas de µg/L, lo que indica una contaminación del suelo como resultado del riego con aguas residuales. Los antibióticos son comunes en las plantas de tratamiento de aguas residuales y en los tratamientos terciarios de las aguas residuales; por ejemplo, entre el 40 y el 90 % de las sulfonamidas (SA), que son agentes antibacterianos utilizados para el tratamiento de infecciones en el ganado y los seres humanos, se excretan en el medio ambiente en formas estables debido a su baja degradabilidad y capacidad de absorción (Mohapatra et al., 2016; Motoyama et al., 2011; Mutiyar y Mittal, 2014).

En un estudio en España se encontró la presencia de ciprofloxacino en una cantidad de 0,7 µg/ (Gracia-Lor et al., 2012), en E.E.U.U. una cantidad de 0,257 µg/L(Mohapatra et al., 2016). El Perú tan poco es la excepción también se ha encontrado la presencia de antibióticos en plantas de tratamiento de aguas residuales y ríos donde se encontró resultados de 3,16 µg/L en la planta de tratamiento ubicada en la ciudad de Lima y 2,14 µg/L en la ciudad del Cuzco, con lo cual se demuestra que estamos expuestos a estos contaminantes emergentes (Nieto-Juárez et al., 2021b).

Una de las soluciones a estos problemas es la utilización de biocarbón, el cuál es un compuesto que se obtiene de la descomposición térmica de biomasa en condiciones controladas y a temperaturas elevadas entre 700 – 900 °C en atmosfera inerte, para poder evitar la generación de hidrocarburos aromáticos policíclicos. Lo cual es un problema ya estos HAPs con

contaminantes carcinogénicos que generan alteraciones no solo en las plantas sino los seres humanos que las consumimos y los animales llegan a tener consecuencias a largo plazo dependiendo de contaminante de hidrocarburo generado.

Se han encontrado estudios donde demuestra la capacidad de adsorción del biocarbón respecto al ciprofloxacino donde nos indica que dependiendo de la activación de este aumenta o disminuye su capacidad se ha encontrado que biocarbón con hidrogel tuvo una capacidad de 76 mg/g (Afzal et al., 2018), biocarbón modificado con hidróxido de potasio obtuvo un valor de 23.36 mg/g (Li et al., 2017) y biocarbón magnético recubierto con ácido húmico obtuvo un valor de 11.46 mg/g (J. Zhao et al., 2019). Lo cual demuestra la capacidad de adsorción de diferentes tipos de biocarbón y demuestra que es una de las soluciones a este problema. Debido a todo ello, se evaluará si la efectividad del biocarbón en la remoción de ciprofloxacino, y aumento en la absorción de HAPs en lechuga *(Lactuca sativa).*

1.4 Hipótesis

1.4.1 Hipótesis General

El uso de biocarbón remueve los residuos de ciprofloxacino y el aumento en la adsorción de HAPs en lechuga (*Lactuca sativa*).

1.4.2 Hipótesis Específicas

- El uso de biocarbón para la remoción del ciprofloxacino, disminuye los efectos en germinación de semillas de lechuga (*Lactuca sativa*).
- El uso de biocarbón para la remoción del ciprofloxacino, afecta en el peso seco biomasa aérea de las plantas de lechuga (*Lactuca sativa*).

- El uso de biocarbón para la remoción del ciprofloxacino, disminuye la biomasa radicular de las plantas de lechuga (*Lactuca sativa*).
- El uso de biocarbón para la remoción del ciprofloxacino, afecta en la adsorción de HAPs en hojas de las plantas de lechuga *(Lactuca sativa).*

1.5 Variables

Tabla 1

Operacionalización de Variables

Variables	Dimensiones	Indicadores	Valor Final (unidad)	Tipo de variable
Variable independiente: Aplicación de biocarbón	Porcentajes	% de biocarbón de hueso de aceituna de 300 °C % de biocarbón de hueso de aceituna de 500 °C	gr	Numérico continuo
Variable dependiente: Reducción de los efectos tóxicos y la adsorción de HAPs.	Características físicas de lechuga *(Lactuca sativa*).	Tasa de germinación	%	Numérico continuo
		Peso seco de biomasa aérea	gr	Numérico continuo
		Peso seco de biomasa radicular	gr	Numérico continuo
		Contenido de HAPs en hojas	µgr/mL	Numérico continuo

II MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes del problema

2.1.1 Antecedentes Internacionales

En investigaciones realizadas a nivel internacional se encontró a Gomes, Rocha, et al., (2020), quienes analizaron sobre las consecuencias asociadas al riego de maíz con agua contaminada con ciprofloxacino y glifosato sobre los rendimientos y seguridad alimentaria. El glifosato en concentraciones ≥25 mg/L impidió el establecimiento de la planta, independientemente de la presencia de CIP. Las evaluaciones realizadas en la etapa V5 de las plantas revelan que las concentraciones de CIP ≥0.8 µg /L y el glifosato disminuyó la fotosíntesis e indujo cambios en la anatomía de la hoja y las propiedades biofísicas del tallo que pueden contribuir a la disminución del rendimiento de los granos. Cuando esos productos químicos se aplicaron juntos, se acentuaron las reducciones en el rendimiento de los granos, lo que evidenció sus efectos interactivos. La acumulación de estas sustancias químicas en los tejidos de las plantas, como las hojas y los granos, es un problema, ya que se utilizan para alimentar a los animales y los seres humanos. Especialmente, las acumulaciones de residuos de antibióticos en los tejidos del maíz pueden ayudar a la inducción de resistencia a los antibióticos en bacterias peligrosas.

Según Mukhtar et al. (2020), en su investigación en Instituto de Ciencias e Ingeniería Ambientales en Pakistán, planteó como objetivo de obtener información sobre los impactos potenciales de los antibióticos en el crecimiento fisiológico y la composición nutricional de las plantas, y el alivio del estrés mediante la aplicación de diferentes enmiendas orgánicas. Se observaron los

efectos de cinco antibióticos (ciprofloxacino, levofloxacina, ofloxacino, amoxicilina y ampicilina) en presencia de tres enmiendas orgánicas (cáscara de arroz, estiércol de corral y cama de aves) con arroz (*Oryza sativa L.*). Se observó que la tasa de germinación, la longitud de la raíz/vástago de las plántulas, la biomasa de las plántulas y el índice de vigor se vieron afectados negativamente. La aplicación de enmiendas orgánicas alivió el estrés de los antibióticos en la biomasa seca de las plántulas, la longitud y el índice de vigor en 1,8, 3,1 y 2,5 veces, respectivamente, en comparación con los controles de antibióticos. Las concentraciones de fósforo, hierro, carbohidratos y proteínas se redujeron en 5,3, 1,3, 1,4 y 1,6 veces tras la aplicación de antibióticos. La cáscara de arroz fue el tratamiento más efectivo en el caso de los parámetros de crecimiento físico y en el alivio de la genotoxicidad inducida por los antibióticos. Mientras, la cama de aves tuvo el mayor efecto positivo sobre la composición nutricional de las plantas. En general, la aplicación de enmiendas orgánicas alivió tanto la fitotoxicidad como la genotoxicidad en las plantas bajo estrés por antibióticos.

Según X. Shen et al. (2022), en su estudio en Beijing, plantea como realizar una evaluación integral sobre el riesgo potencial de HAPs en biocarbón producido por un sistema de pirólisis continua basado en la biodisponibilidad, comportamiento de lixiviación, cantidad equivalente tóxica, riesgo para la salud y fitotoxicidad de los HAPs. Los resultados mostraron que las concentraciones de HPAs totales en biocarbón estaban en el rango de 93,40 a 172,40 mg/kg, superando el estándar del certificado europeo de biocarbón. Los HAPs de 3 anillos fueron los grupos predominantes. Los porcentajes de HAPs totales disueltos y lixiviables fueron inferiores al 1 %. Cuando la tasa de aplicación de biocarbón fue superior a 0,6 t/ha, el valor de riesgo de cáncer de por vida

incremental para la exposición humana a HAPs transmitidos por biocarbón a través del suelo modificado con biocarbón fue superior a 10^{-6}, lo que sugiere riesgos cancerígenos. Los valores del índice de germinación de biocarbón oscilaron entre 25,66 y 88,95 %. La fitotoxicidad fue causada principalmente por HAP biodisponibles y compuestos orgánicos disueltos. En general, estos hallazgos destacaron que, aunque el porcentaje de HAP biodisponibles era bajo, el riesgo potencial para la salud y la fitotoxicidad de los HAP en los biocarbón producidos por un sistema de pirólisis continua era motivo de gran preocupación. Deben evitarse altas tasas de aplicación de biocarbón sin procesamiento tanto para la seguridad del suelo como para la salud humana.

2.1.2 Antecedentes Nacionales

En investigaciones a nivel nacional se encontraron a Vilca et al. (2022), en su estudio en el laboratorio de Contaminantes Orgánicos y Ambiente (GICOA) del Instituto de Investigación para el Desarrollo del Perú, planteó evaluar el efecto de la presencia de residuos de enrofloxacina en el suelo provenientes del agua de riego contaminada con este antibiótico sobre la biomasa de alfalfa (*Medicago sativa*). El estudio se realizó en cámara de crecimiento vegetal controlado durante 40 días, donde se distribuyeron 12 macetas en 3 tratamientos con tres repeticiones y tres testigos. Las plantas se regaron durante los primeros 16 días, se utilizó 100 mL de agua tipo 2 cada 48 horas. Después, se cambiaron a 200 mL de agua contaminada con enrofloxacina, en concentraciones de 2, 20 y 200 µg/L, con una frecuencia de cuatro días hasta el día 40 de la cosecha. Los resultados mostraron que la presencia de enrofloxacina en el suelo redujo la fijación de carbono en tallos y hojas de alfalfa en 6.14 %, en comparación con el grupo control cuando se aplicó

riego con una concentración de 200 µg/L, se observó una reducción del 91 % en el número de nódulos, además, se registró una disminución del 32 % en la longitud de la raíz en comparación con la media del tratamiento.

Nieto-Juárez et al. (2021b), en su estudio evaluó la eliminación de productos farmacéuticos en plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en Perú y su impacto en aguas superficiales. Analizaron muestras de PTAR en Lima, Cusco, Puno y Juliaca, así como de ríos en Juliaca. Encontraron que entre el 60 % y 75 % de los productos farmacéuticos estaban presentes en las aguas superficiales y las PTAR, respectivamente. En algunos casos, las concentraciones en las aguas tratadas eran iguales o mayores que en las aguas afluentes. Tres antibióticos y varios analgésicos-antiinflamatorios presentaron un alto riesgo ambiental. Los autores concluyen que los procesos de tratamiento en estas ciudades no son lo suficientemente eficientes para eliminar los productos farmacéuticos.

2.2 Bases Teóricas

2.2.1 Antibióticos

Los antibióticos son productos que se derivan de la naturaleza; pequeñas moléculas con estructuras químicas y actividades biológicas perfeccionadas a través de la selección natural. Tras el descubrimiento de la penicilina, los antibióticos de amplio espectro se han mantenido como las terapias antimicrobianas más utilizadas, aunque los nuevos conocimientos sobre las consecuencias de su uso están comenzando a erosionar su valor como terapias de primera línea (Johnston & Badran, 2022).

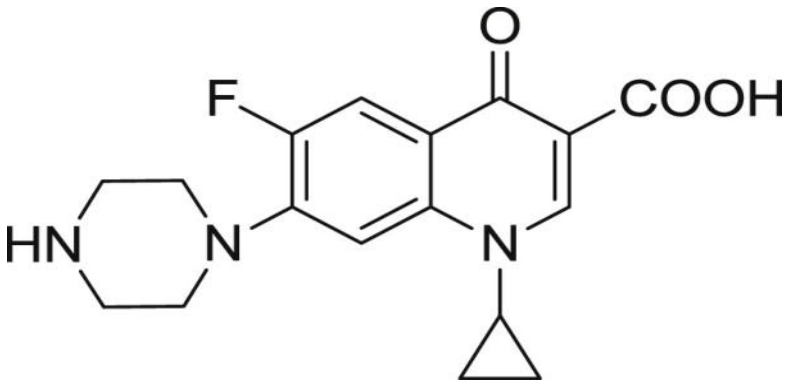
2.2.2 Ciprofloxacino

Ciprofloxacino su nombre químico es 1-ciclopropil-6-fluoro-4-oxo-7-(piperazin-1-il)-1,4-dihidroquinolina-3-ácido carboxílico, la es una fluoroquinolona de segunda generación que presenta una notable actividad antimicrobiana , excelentes propiedades farmacocinéticas y pocos efectos secundarios se introdujo en la práctica clínica para el tratamiento de diversas infecciones bacterianas, incluidas las infecciones de las vías respiratorias superiores e inferiores , y algunas infecciones de la piel, los huesos y los tejidos blandos, así como la neumonía adquirida en la comunidad alrededor de tres décadas, y ha sido recomendado como agente de segunda línea por la OMS para el tratamiento de tuberculosis (TB), principalmente en los casos de resistencia o intolerancia a la terapia antituberculosa de primera línea (G. F. Zhang et al., 2018).

El ciprofloxacino (CIP) se encuentra entre las principales fluoroquinolonas (FQ) de elección y también entre los antibióticos quimioterapéuticos más utilizados en todo el mundo. Se comercializó por primera vez en 1987 y ofrece una actividad antibacteriana de amplio espectro. El CIP actúa impidiendo la replicación celular de las bacterias y, en última instancia, compromete su proliferación (Igwegbe et al., 2021).

Figura 1

Estructura química del ciprofloxacino



Nota: *Elaborado por* (G. F. Zhang et al., 2018)

2.2.3 Aguas residuales

En general, las aguas residuales consisten de dos componentes, un efluente líquido y un constituyente sólido, conocido como lodo. Estas son producidas por la actividad diaria del hombre, son recolectadas por el sistema de alcantarillado que lo conduce a la planta de tratamiento de aguas residuales o al punto de disposición final. El caudal de agua residual no siempre tiene un régimen regular durante el día. En el caso de sistemas separativos de alcantarillado, el caudal de agua residual desciende significativamente durante la noche y dependiendo del tamaño de la población servida, el caudal máximo puede alcanzar hasta tres veces el caudal medio diario.

La composición de las aguas residuales es muy variable en razón de los diversos factores que lo afectan. Entre estos se tiene el consumo promedio de agua por habitante y por día que afecta su concentración (cantidad) y los hábitos alimenticios de la población que caracteriza su composición química (Rojas, 2002).

En general, las aguas residuales contienen aproximadamente un 99.9 % de agua y el resto está constituido por materia sólida. Los residuos sólidos están conformados por materia mineral y materia orgánica. La materia mineral proviene de los subproductos desechados durante la vida cotidiana y de la calidad de las aguas

de abastecimiento. La materia orgánica proviene exclusivamente de la actividad humana y está compuesta por materia carbonácea, proteínas y grasas.

Las proteínas constituyen del 40 al 50 % de la materia orgánica y están representadas por los complejos de amino ácidos y proporcionan la mayor parte de los nutrientes bacterianos. Aproximadamente un 50-60 % de las proteínas se encuentran disueltas en las aguas residuales y un 20-30 % en la fracción sedimentable. La materia carbonácea está representada por los hidratos de carbono y que a su vez están constituidos por los almidones, los azúcares y la celulosa, de esta materia carbonácea, los dos primeros son fácilmente degradables. Los porcentajes de hidratos de carbono que se encuentran en forma disuelta y sedimentable son semejantes a las proteínas. Las grasas incluidas en los ácidos grasos no suelen ser solubles y se degradan más lentamente (Rojas, 2002).

2.2.4 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales

El tratamiento de las aguas residuales es relativamente reciente. Su inicio data de fines de 1800 y principios del actual siglo y coincide con la época de la higiene. Esto se desarrolló como consecuencia de la relación entre contaminación de los cursos y cuerpos de agua y las enfermedades de origen hídrico. En un principio, el tratamiento se hacía mediante el vertido de las aguas residuales al suelo, pero prontamente la superficie de los terrenos no fue suficiente para absorber el cada vez mayor volumen de aguas residuales.

En Inglaterra, después de la epidemia del cólera de mitad del siglo XIX, se inició la construcción de los sistemas de alcantarillado, pero el tratamiento de aguas residuales recibió pequeña atención. Debido a lo pequeño de sus ríos en longitud y caudal, la contaminación del agua, pronta se convirtió en un problema. Al principio, el

tratamiento estuvo dirigido a evitar problemas con la industria y agricultura más que a los problemas de salud.

Como promedio, solamente 10 % de las aguas de alcantarillado recolectadas en Latinoamérica son sujetas a cualquier tipo de tratamiento. Además, continúan las dudas acerca del modo apropiado de operar las plantas de tratamiento existentes. Una evaluación de las plantas de tratamiento de aguas de alcantarillado en México calcula que solamente 5 % de las plantas existentes están siendo operadas de manera satisfactoria.

El tratamiento de aguas residuales es necesario para la prevención de la contaminación ambiental y del agua, al igual que para la protección de la salud pública. Mientras que cada región tiene sus propias necesidades correspondientes a métodos de tratamiento particulares, cierto número de opciones tradicionales y modernas de tratamiento se encuentran disponibles al diseñar una planta de tratamiento de aguas residuales. Es necesario hacer una evaluación del nivel óptimo de tratamiento requerido, al igual que una evaluación práctica de cuáles métodos de tratamiento están dentro del presupuesto.

En aquellas áreas donde no es factible construir plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales, podrían emplearse muchas otras opciones naturales de tratamiento. El manejo efectivo de aguas residuales debe dar como resultado un efluente ya sea reciclado o reusable, o uno que pueda ser descargado de manera segura en el medio ambiente.

2.2.5 Comportamiento de los antibióticos en el ser humano

La composición del microbioma intestinal varía en función de factores como los genotipos, la edad, la ubicación geográfica y el estilo de vida, e incluso existen

diferencias entre gemelos monocigóticos. Por lo tanto, los efectos de los antibióticos trazan en el desarrollo de resistencia del microbioma intestinal son distintos y las diversas concentraciones, sin importancia clínica ni toxicidad, desencadenan interacciones. En general, los antibióticos se enfocan en los microorganismos que conforman el microbioma, por lo que incluso la exposición a concentraciones traza de antibióticos podría interrumpir su selección de resistencia (Jin et al., 2017). Así, es probable que la exposición a los antibióticos en la dieta genere estrés para las bacterias intestinales debido a la presión continua y al impacto de las mezclas, metabolitos y compuestos de antibióticos cuyos resultados etiológicos tampoco son del todo definitivos, lo que plantea otro conjunto de preocupaciones.

Los efectos de la exposición a los antibióticos por parte del microbioma intestinal pueden perdurar durante varios años. Sin embargo, existen pocos estudios sobre la exposición a antibióticos en la dieta en términos de concentraciones de antibióticos traza, resistoma del microbioma intestinal y el microbioma intestinal. Un estudio de pacientes chinos expuestos a antibióticos mostró una correlación positiva con la abundancia total de genes de resistencia a los antibióticos (ARG), pero una correlación negativa tanto con las comunidades bacterianas como con la diversidad de ARG, lo que confirma que los antibióticos moldean las comunidades bacterianas y resistómicas en los individuos (Duan et al., 2020a). Por otro lado, la modelación del impacto del tratamiento con antibióticos en el microbioma intestinal humano durante un largo período mostró que la exposición continua influye en la evolución de la resistencia mediada por plásmidos.

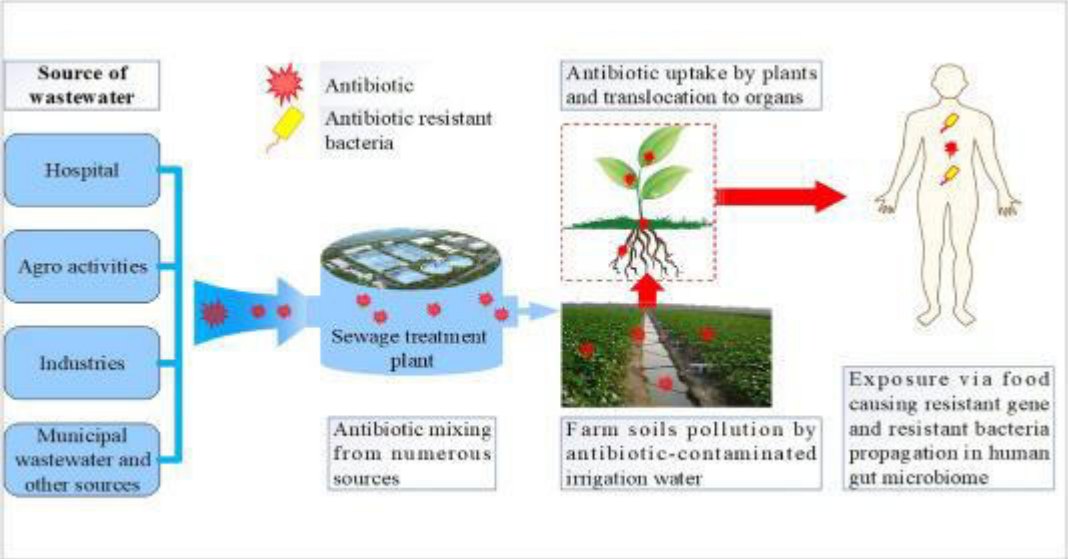
Además de la resistencia, los medicamentos antibióticos podrían disminuir la variedad de ARG presentes en el intestino humano, lo que podría agravar la disbiosis (Duan et al., 2020b). Los antibióticos son una de las fuentes más críticas de alteración

del microbioma intestinal, y pueden tener un impacto significativo en las comunidades bacterianas intestinales. Por ejemplo, pueden modificar la capacidad genómica, taxonómica y funcional del microbioma intestinal, al mismo tiempo que reducen la diversidad bacteriana y fomentan la selección de resistencia. Es posible que se haya producido un cambio importante en la forma en que se consideran los medicamentos antibióticos, incluso en concentraciones mínimas, debido al mayor conocimiento del microbioma intestinal humano y sus atributos relacionados con el huésped, como el estilo de vida, la composición del microbioma y la edad.

Alrededor de 800 a 1 000 especies bacterianas habitan en el tracto gastrointestinal; por lo tanto, la ingesta dietética de antibióticos tiene consecuencias para la salud tanto a corto plazo como a largo plazo La teoría detrás del tratamiento antimicrobiano es que los grupos vulnerables pueden desaparecer, pero los resistentes pueden sobrevivir al tratamiento y, en algunos casos, proliferar. El resultado sería la alteración del microbioma humano, una mayor presencia de bacterias perjudiciales y el aumento de patógenos oportunistas. Los estudios han informado que las bacterias intestinales humanas han adquirido gradualmente resistencia a los antibióticos y han aumentado en número, por lo que tienen características similares a las de las super bacterias. La probabilidad de que este fenómeno sea irreversible es elevada y plantea riesgos para la salud pública. Según las estimaciones actuales, para el año 2050, se estima que los efectos de la resistencia a los antibióticos provocarán la muerte de aproximadamente 10 millones de personas, lo que supera el número de muertes asociadas con el cáncer y la diabetes. Estas cifras indican que el resistoma se encuentra en una era crítica (Gudda et al., 2020).

Figura 2

Exposición de antibióticos en el ser humano



Fuente: (Gudda et al., 2020)

2.2.6 Biocarbón

El biocarbón es un producto factible de ser obtenido sólo donde hay suficiente biomasa disponible, tal es el caso de los subproductos de actividades agroforestales o residuos orgánicos urbanos, que pueden ser usados como materia prima.

Los usos del biocarbón son múltiples y la aplicación de éste al suelo ya constituye una práctica común. Varios investigadores reportan que su empleo podría conducir a una mayor producción de los cultivos y mejoramiento de la calidad del suelo, de ahí el interés en esta práctica. Sin embargo, en otras partes del mundo ha sido cuestionado su uso y hay reservas para su aplicación.

Efectos negativos del uso de biocarbón en el rendimiento de los cultivos han sido reportados por Manya. A largo plazo, es de interés conocer las consecuencias para la salud y la seguridad de los seres humanos, especialmente en relación con los contaminantes potenciales como los HAP´S (Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos),

los metales pesados, los compuestos clorinados, etc. que podrían estar presentes en algunos tipos de biocarbones. Es por ello que antes de recomendar la aplicación del biocarbón al suelo, es necesario someter a prueba su tecnología de producción y uso (Escalante et al., 2016).

2.2.7 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos son compuestos formados por varios anillos de benceno unidos entre sí. El benceno es un hidrocarburo de fórmula molecular C6H6, en forma de anillo, conocido como anillo aromático, por su olor característico. En este anillo, cada átomo de carbono ocupa la parte superior de un hexágono regular. El hecho de que estén compuestos principalmente por carbono e hidrógeno es el origen del nombre "hidrocarburos".

Por otro lado, el olor característico del benceno hace que, en términos generales, se diga que todos los compuestos derivados del anillo bencénico son "aromáticos". Finalmente, el hecho de que la mayoría de estos compuestos tengan varios anillos da lugar a su carácter "policíclico".

Los carbonos tienen cuatro enlaces, lo que les permite unirse con otros carbonos o hidrógenos; Cuando se utilizan los cuatro enlaces, se dice que el átomo está saturado. Sin embargo, algunos carbonos no tienen los cuatro enlaces, por lo que dejan enlaces libres (átomos insaturados). Las moléculas con átomos insaturados pueden usar enlaces sueltos para unirse con otros átomos o moléculas. Aunque la mayoría de los PAH consisten en varios anillos de benceno de cinco carbonos saturados.

Los HAP generalmente se forman durante la combustión incompleta de sustancias orgánicas. Durante el proceso de combustión de materiales orgánicos

formados a partir de carbono e hidrógeno, reacciona con el oxígeno para formar dióxido de carbono y agua. Sin embargo, la falta de oxígeno da como resultado una combustión incompleta. Algunos combustibles no reaccionan completamente con el oxígeno y producen otros subproductos como monóxido de carbono y HAP.

Los HAP presentan propiedades tóxicas a bajas concentraciones y varios de ellos, están incluidos en la lista de contaminantes prioritarios que deben ser controlados en: las aguas residuales industriales, aguas naturales, suelos y sedimentos. Entran en los sistemas del suelo a través de los efluentes de las aguas residuales de las industrias y fugas accidentales, de la escorrentía de las aguas pluviales de las carreteras y caminos, o de la eliminación intencionada en el pasado. La baja solubilidad de los HAPS y su alto peso molecular a menudo hacen que se acumulen en suelos (Gad & Gad, 2014).

Estos contaminantes pueden ser potentes carcinógenos y su presencia en aguas subterráneas, ríos, suelos y sedimentos puede suponer un riesgo crónico para la salud humana. Existe un gran interés en comprender el destino y el transporte de los HAP en ambientes subterráneos que son principalmente micro aeróbicos o anaeróbicos. Poco se sabe sobre la conversión anaeróbica de estos contaminantes, especialmente en relación con la contaminación del suelo y las aguas subterráneas.

La conversión aeróbica de HAP asociada con el suelo y las aguas subterráneas generalmente provoca una rápida descomposición del oxígeno disuelto, lo que en última instancia conduce a una disminución del potencial redox (pH). Esta reducción en el potencial redox puede proporcionar un entorno de crecimiento favorable para la desnitrificación, la reducción de sulfato e incluso los microorganismos productores de metano. Casi el 10-15 % de las bacterias en el suelo,

el agua y los sedimentos están compuestos por organismos anaerobios. Por lo tanto, la conversión anaeróbica puede desempeñar un papel importante en los hábitats naturales pobres en oxígeno (Kennish, 2016).

Podría decirse que la capacidad de causar cáncer es la principal preocupación sobre los efectos de los HAP en la salud. El principal mecanismo de inducción de tumores por HAP es su genotoxicidad. Los efectos cancerígenos de los HAP se han demostrado claramente en humanos para diferentes tumores y diferentes tipos de exposición.

La genotoxicidad depende de dos propiedades de los HAP. En primer lugar, su estructura química: algunos compuestos, como el benzopireno, tienen regiones de moléculas capaces de capturar electrones, lo que les permite interactuar con moléculas complejas, como el ADN. La mayoría de los HAP, por otro lado, no tienen esta propiedad de forma natural, sino los productos formados a partir de ellos durante el metabolismo.

Respecto a los HAP individuales la última actualización de la IARC ha establecido la siguiente clasificación:

- Cancerígeno para los seres humanos (grupo 1): Benzo[a]pireno.
- Probablemente cancerígenos para los seres humanos (grupo 2A): Ciclopenta[c,d]pireno, Dibenzo[a,h]antraceno y Dibenzo[a]pireno.
- Posiblemente cancerígenos para los seres humanos (grupo 2B): Benzo[j]aceantrileno, Benzo[a]antraceno, Benzo[b]fluoranteno, Benzo[j]fluoranteno, Benzo[k]fluoranteno, Benzo[c] fenantreno, Criseno, Dibenzo[a,h]pireno, Dibenzo[a,i]pireno, Indeno[1,2,3-cd]pireno, 5-Metilcriseno (Agudo, 2009).

Los HAP pueden existir en más de 100 combinaciones diferentes, el Programa Nacional de Programa Nacional de Minimización de Residuos define este grupo utilizando la categoría de notificación del Inventario de Emisiones Tóxicas para compuestos aromáticos policíclicos (Kennish, 2016).

Los productos químicos incluidos en esta categoría, por nombre y número CAS, son:

Tabla 2

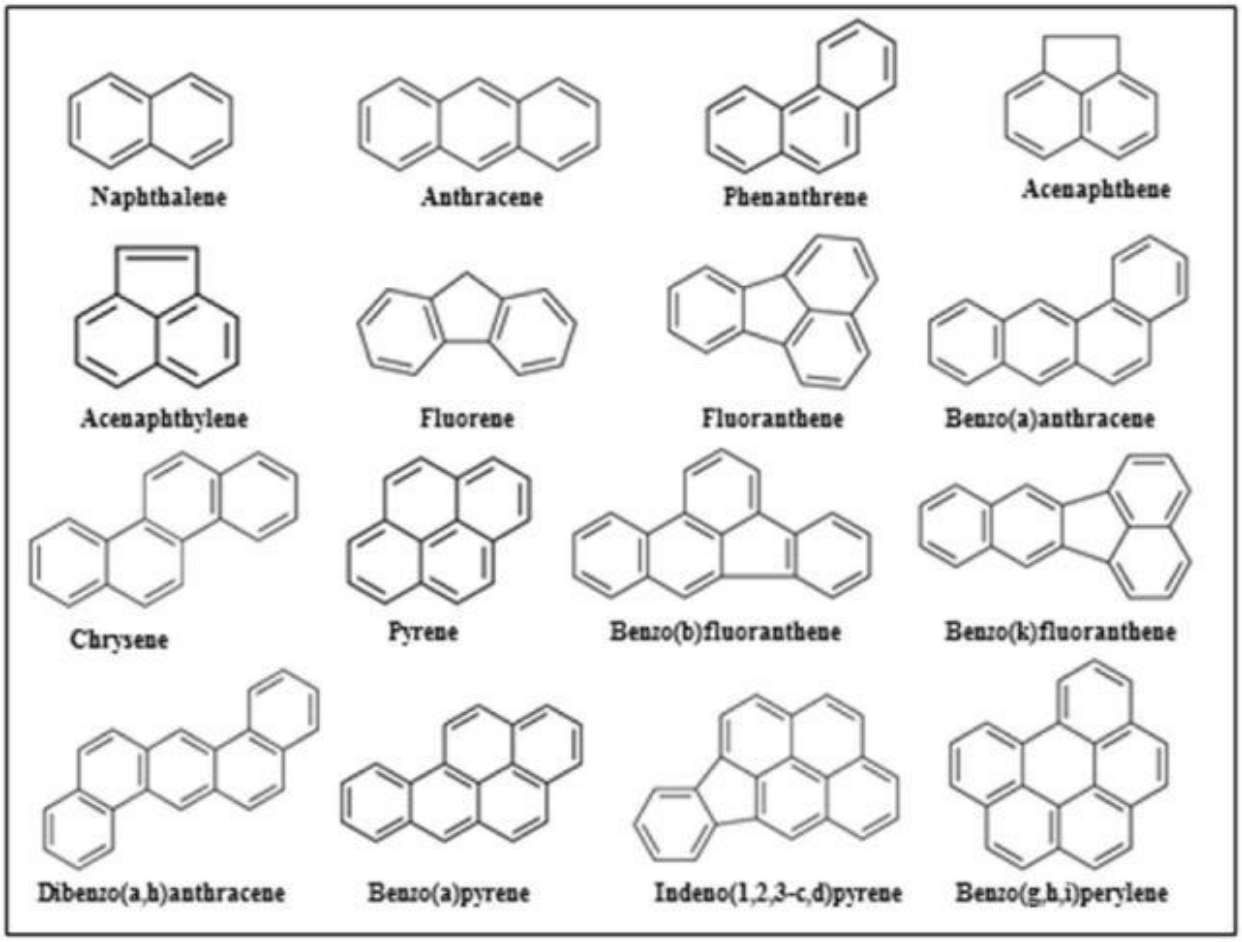
16 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos principales según US EPA

Nombre común	Número CAS*	Nombre CAS*
Acenafteno	83-32-0	Acenaftileno
Acenaftileno	208-96-9	1,2-Dihidro-acenaftileno
Antantreno	191-26-4	Dibenzo[d,e,f,m,n,o]criseno
Antraceno	120-12-7	Antraceno
Benzo[a]antraceno	56-55-3	Benzo[a]antraceno
Benzo[a]pireno	50-32-8	Benzo[a]pireno
Benzo[e]pireno	192-91-2	Benzo[e]pireno
Benzo[b]fluoranteno	205-99-2	Benzo[e]acefenantrileno
Benzo[g,h,i]perileno	191-22-4	Benzo[g,h,i]perileno
Benzo[j]fluoranteno	205-82-3	Benzo[j]fluoranteno
Benzo[k]fluoranteno	207-08-9	Benzo[k]fluoranteno
Ciclopenta[c,d]pireno	27208-37-3	Ciclopenta[c,d]pireno
Criseno	218-01-09	Criseno
Dibenzo[a,h]antraceno	53-70-03	Dibenzo[a,h]antraceno
Fluoranteno	206-44-0	Fluoranteno
Fluoreno	86-73-7	9H-fluoreno
Fenantreno	85-01-8	Fenantreno
Indeno[1,2,3-c,d]pireno	193-39-5	Indeno[1,2,3-c,d]pireno
Naftaleno	91-20-3	Naftaleno
Pireno	129-00-0	Pireno

Fuente: (Agudo, 2009)

Figura 3

Estructura de los 16 HAP identificados como contaminantes orgánicos prioritarios por la US EPA.



Fuente: (Mukhopadhyay et al., 2020)

2.2.8 Lechuga

La lechuga pertenece a la familia dicotiledónea más grande del reino vegetal, la *Asteraceae*, conocida anteriormente como *Compositeae*. La clasificación completa de los mismos se muestra en la Tabla 2. La lechuga es muy diversa, principalmente debido a los diferentes tipos de hojas y hábitos de crecimiento de las plantas. Esto ha permitido a diferentes autores distinguir las variedades vegetales por especies.

Algunos de ellos son importantes como cultivos hortícolas en diferentes partes del mundo (Saavedra et al., 2017).

Tabla 3

Clasificación botánica de la lechuga.

Reino	Plantae
División	Magnoliophyta
Clase	Magnoliophyta
Orden	Asterales
Familia	Asteraceae
SubFamilia	Cichrorioideae
Género	Lactuca
Familia	Sativa

Fuente: (Saavedra et al., 2017)

Lactuca sativa fue descrita por el naturalista sueco Carlos Linneus en 1753. Este artículo se encuentra en Species Plantarum Nº2: 795. Lactuca es un término genérico derivado del latín lac (que significa "leche") y se refiere a un líquido lechoso o apariencia lechosa. Esta es la savia que se libera cuando se corta el tallo de esta planta, y Sativa es un adjetivo. A la naturaleza como semilla cultivada.

La lechuga es una anual autógama, con raíces pivotante relativamente gruesas en la corona, que gradualmente se estrecha en profundidad y puede alcanzar profundidades de 60 cm o más. La densidad máxima de raíces laterales está cerca de la superficie. Por lo tanto, la absorción de nutrientes y agua ocurre principalmente en las capas superiores del suelo.

Las hojas sésiles están dispuestas en espiral en una roseta densa alrededor de un tallo corto. El desarrollo de rosetas puede continuar a lo largo de la temporada

de crecimiento de la planta, como la lechuga, o puede formar cabezas redondas, como escarolas y butterhead, o cabezas alargadas, como costina y romana. Los tipos y formas de lechuga varían considerablemente en color, forma, tipo de superficie, bordes y textura. Los tonos verdes de las hojas varían de oscuro a claro, pero la calidad del verde puede variar con tonos amarillentos. Además, las antocianinas pueden estar presentes a lo largo de las hojas o en sectores que le dan diferentes tonalidades.

A medida que madura el período vegetativo, se produce la elongación del tallo, alcanzando una altura de 1 m y comienza la época de reproducción. Los tallos simples terminan en inflorescencias. Las inflorescencias son espigas densas, cada una compuesta de múltiples cabezas de flores. Las flores miden de 12 a 20 cm. Todas estas flores son tipo rayo, perfectas y fértiles, rodeadas de 3 o 4 filas de brácteas. Cada flor consta de un solo pétalo amarillo radial con cinco dientes. La parte inferior es tubular y rodea los genitales. Cada flor tiene un carpelo doble con un estilo alargado y un estigma partido (Saavedra et al., 2017).

El crecimiento de la lechuga puede ser dividido en cuatro estadios: plántula, roseta, encabezamiento (no en todos los tipos) y reproductivo, como se muestra en la Figura 3.

Figura 4

Estados de crecimiento de la planta de lechuga

.

Estado	
Plántula	
Roseta	
Encabezamiento	
Reproductivo	

Fuente: (Saavedra et al., 2017)

El estado de plántula comienza una vez que ha ocurrido la protrusión de la radícula a través de la cubierta seminal y se pueden distinguir tres etapas (Saavedra et al., 2017) :

- Primera: en la semilla germinando, la radícula emerge y se transforma en la raíz pivotante.
- Segunda: los cotiledones emergen y se expanden.
- Tercera: el primer par de hojas verdaderas es formado, esto toma, desde la emergencia, unas 2 semanas.

Después de la aparición, la radícula crece inmediatamente como una raíz recta, crece unos 3 cm después de 8 horas y puede alcanzar una longitud de 60 cm o más. El crecimiento de la raíz lateral comienza unos días después de la aparición y

se forma principalmente en la parte superior de la raíz principal, solo el 35 % por debajo de los 20 cm. Esto significa que la planta reacciona al suelo seco a una profundidad de 0-20 cm.

El contenido de agua y la fotosíntesis de las hojas se reducen. Dependiendo del tipo de plántulas a trasplantar, también afecta el crecimiento de las raíces. Cuando las raíces están expuestas, las puntas o vértices de las raíces generalmente se cortan hasta la etapa de plántula y, a medida que la planta crece después del trasplante, se produce un crecimiento significativo de las raíces laterales. Para los sistemas de raíces cubiertas, las plántulas no se podan y dejan las raíces intactas (Saavedra et al., 2017).

La situación es diferente para las plantas hidropónicas, que producen raíces homólogas típicas que cubren grandes cantidades para absorber nutrientes, ya que no tienen que buscar y expandir raíces para obtener agua en el suelo.

La plántula continúa generando hojas verdaderas, siendo cada hoja nueva más ancha que la precedente. Estas hojas son producidas en un tallo corto y forman una roseta plana. La planta continúa formando hojas de esta forma, pero su estructura varía según el tipo de lechuga. Por ejemplo, las de tipo costinas o Cos y las milanesas forman una roseta erecta que puede ser parcialmente cerrada en la punta o, en el caso de las españolas y escarolas, forman una roseta enroscada de la cual se desarrolla una cabeza esférica, levemente alargada o ligeramente aplastada.

La formación de cabeza o corazón es exactamente lo mismo, son sinónimos en el desarrollo de la lechuga. Las plantas forman hojas individuales en una sucesión, pero la tasa de formación incrementa con aumentos de la intensidad de luz recibida a una temperatura constante y también aumenta cuando la luz es constante y la

temperatura incrementa. El ancho y largo de las hojas se ven directamente influenciados por el largo del día y la intensidad lumínica.

En lechuga costina o Cos las hojas de tamaño similar se acumulan en el centro de la cabeza y las puntas de las hojas se doblan levemente hacia el interior; hay una mejor formación de cabeza con temperaturas entre 12 y 20°C a nivel radicular. En el caso del tipo escarola, la radiación solar está positivamente correlacionada con el peso de la cabeza, pero negativamente correlacionada con temperatura durante la formación de cabeza. La lechuga tipo española incrementa su peso seco con temperaturas moderadas en las primeras fases de crecimiento, pero su tasa declina a medida que la planta va envejeciendo. Hay un efecto de la temperatura que cambia de positivo a negativo. Así la temperatura óptima para una tasa de crecimiento normal bajó de 23°C a 10°C en el periodo de trasplante a cosecha.

Figura 5

Raíces de planta de lechuga.



Fuente:(Saavedra et al., 2017)

III METODOLOGÍA

3.1 Tipo y Nivel de Investigación

Tipo de investigación: Investigación básica, también llamada investigación pura o investigación fundamental, es un tipo de investigación científica con el propósito de mejorar las teorías científicas con el fin de obtener una comprensión y predicción más precisa de los fenómenos naturales o de otro tipo. El presente proyecto de investigación presenta un enfoque cuantitativo debido a que se va a realizar una medición, experimentación y prueba de hipótesis (Ñaupas et al., 2014).

Nivel de investigación: Nuestro enfoque es explicativo, ya que nuestro objetivo principal es verificar hipótesis causales o explicativas. (Ñaupas et al., 2014).

3.2 Población y Muestra

- **Población**: Suelos irrigados con ciprofloxacino.
- **Muestra:** Macetas con suelo regados con ≥1,05 mg l^{-1} de ciprofloxacino.

3.3 Diseño de Investigación

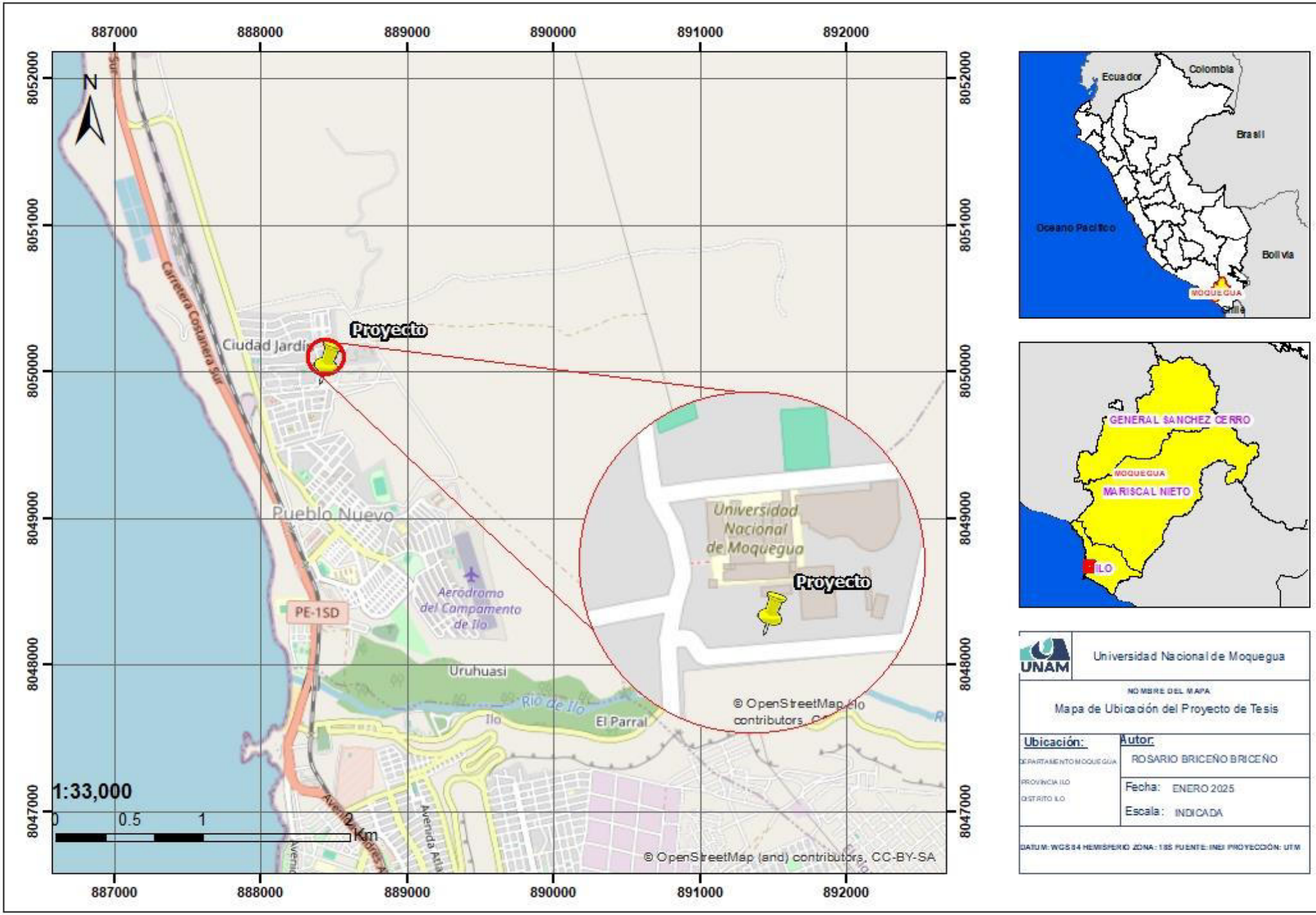
En este estudio, se utiliza un diseño experimental multifactorial 2x4, donde el primer nivel consiste en los niveles de biocarbón (300 °C y 500 °C) y el segundo nivel son las concentraciones de biocarbón (0,1,2 y 4 %) con análisis de varianza y se realizará pruebas significativas para comparar los tratamientos y evaluar las diferencias entre ellos.

3.4 Ámbito Temporal y espacial

Esta investigación se realizó en las instalaciones de la UNAM – Filial Ilo. El experimento fue conducido en condiciones ambientales, se usaron maceteros de plástico con las siguientes dimensiones de 15 cm de diámetro y 20 cm de altura con 2.5 Kg de sustrato (tierra de lomas y compost) donde se analizó la biomasa aérea y radicular, además de las concentraciones de HAPs en las hojas. La preparación del suelo e instalación del experimento se realizó en el 24 de noviembre 2023 y la cosecha y análisis de datos se realizó en el 06 de febrero del 2024.

Figura 6

Ubicación de la ejecución del Proyecto


887000
888000
889000
890000
891000
892000
8052000
8051000
8050000
8049000
8048000
8047000
N
Carretera Costanera Sur
Ciudad Jardín
Proyecto
Pueblo Nuevo
Aeródromo del Campamento de Ilo
PE-1SD
Uruhuasi
Río de Ilo
Ilo
El Parral
Universidad Nacional de Moquegua
Proyecto
1:33,000
0
0.5
1
2
Km
© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA
© OpenStreetMap Ilo contributors
Ecuador
Colombia
Brasil
Océano Pacífico
Bolivia
MOQUEGUA
Chile
GENERAL SANCHEZ CERRO
MOQUEGUA
MARISCAL NIETO
ILO
UNAM
Universidad Nacional de Moquegua
NOMBRE DEL MAPA
Mapa de Ubicación del Proyecto de Tesis
Ubicación:
DEPARTAMENTO MOQUEGUA
PROVINCIA ILO
DISTRITO ILO
Autor:
ROSARIO BRICEÑO BRICEÑO
Fecha: ENERO 2025
Escala: INDICADA
DATUM: WGS 84 HEMISFERIO ZONA: 18S FUENTE: INEI PROYECCIÓN: UTM

3.5 Técnicas e instrumentos para la recolección

3.5.1 Materiales, Equipos y Reactivos

Materiales

- Fichas de control
- Regla graduada
- Tamizador
- Micropipeta
- Mortero
- Tubos Falcon
- Sustrato (tierra de lomas y compost)
- Maceteros

Equipos

- Balanza analítica
- Estufa
- Mufla
- Centrifuga
- Refrigeradora
- Purificador de agua destilada
- pHmetro
- Agitador vortex
- Cromatógrafo líquido de alta resolución (UHPLC)

Reactivos

- Acetona
- Agua destilada

- ❖ Ciprofloxacino
- ❖ Kit de QuEChERS

3.5.2 Condiciones experimentales

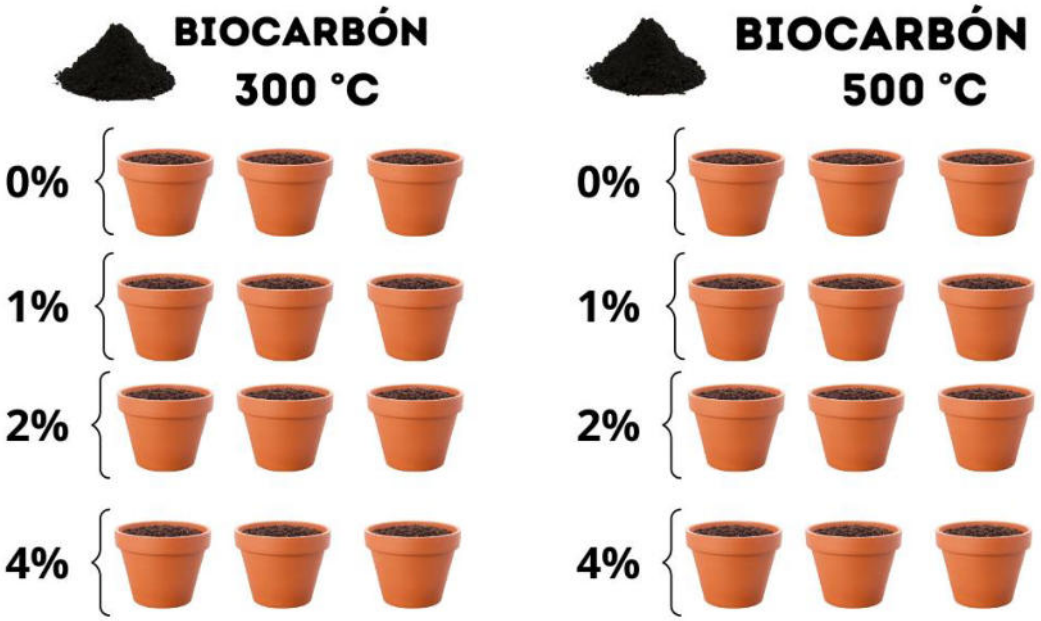
Se llevó a cabo en macetas en un invernadero durante 60 días. En primer lugar, se mezclará 0, 1, 2 y 4 % de biocarbón (p/p, biocarbón/suelo seco) en el suelo y se mezcló completamente y homogenizó. Se agregó alrededor de 2 kg de suelo, tanto con biocarbón como sin biocarbón, a cada maceta de plástico con dimensiones de 15 cm de diámetro y 20 cm de altura, y el suelo se mantuvo al 60 % (p/p) de la capacidad de retención de agua, añadiendo agua destilada estéril. Luego se plantó las plántulas de lechuga en cada uno de las macetas. Estas fueron regadas cada dos días con 200 mL de agua ultrapura contaminada con una concentración de 10 μg/L de ciprofloxacino. Es preciso mencionar que esta concentración se encuentra en base a los resultados reportados por (Nieto-Juárez et al., 2021b) y (Vilca et al., 2021).

En total se llevó a cabo dos tratamientos: 1) suelo con 0,1,2,4 % (p/p) de biocarbón de 300 °C y 2) suelo con 0,1,2,4 % (p/p) de biocarbón de 500°C. Se realizó 5 réplicas para cada tratamiento, lo que significa que se preparó un total de 40 macetas. Después que transcurrió 74 días, se recolectó las muestras de lechuga para su correspondiente análisis (X. Zhao et al., 2022).

El diseño experimental es un análisis multifactorial con dos factores, el primero de dos niveles, el biocarbón de 300 y 500 °C, el segundo de 4 niveles: la concentración 0,1,2,4 % (p/p) de biocarbón, con 4 variables de respuesta: el % de germinación, la biomasa aérea, biomasa radicular y % de concentración de HAPs.

Figura 7

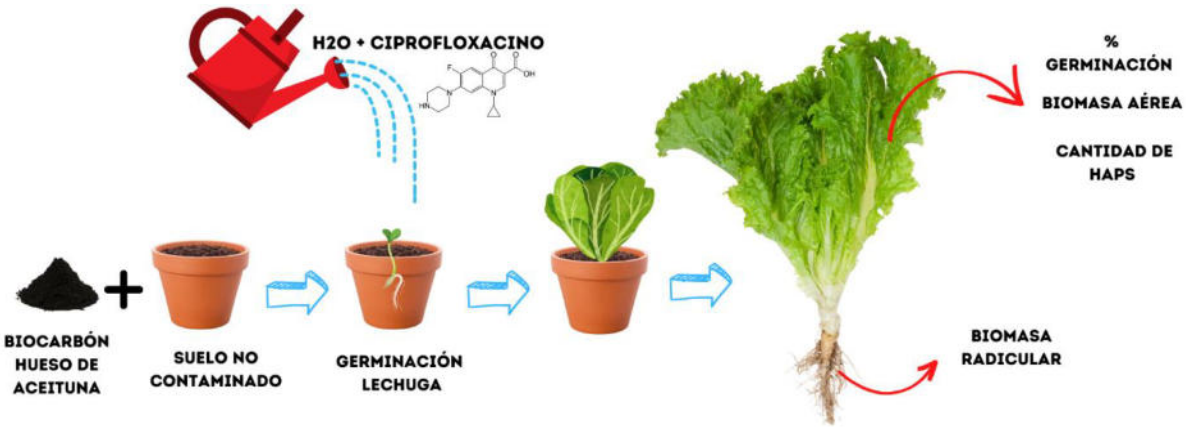
Diseño del Experimento 2x4 Factorial



Fuente: Elaboración Propia

Figura 8

Detalle del diseño experimento



Fuente: Elaboración Propia

3.5.3 Ajuste del pH del suelo

El pH del suelo es un parámetro importante para determinar la disponibilidad de nutrientes que la planta requiere para su normal desarrollo. Es necesario comprobarlo ya que el valor de pH ideal oscila entre 6,0 y 6,9 (Hernández et al., 2011). En el caso de las hortalizas es entre 5,5 y 6,5, por lo tanto, se tendrá que realizar una corrección del pH del suelo. Según Moreira et al. (2007), se utilizará piedra caliza para la corrección de la acidez, considerando que el valor de saturación de las bases de lechuga (V %) debe ser superior al 95 %.

3.5.4 Tratamiento del suelo a utilizar

Para la investigación se recolectó muestras de suelos de las Lomas de Ilo, debido a que en este suelo no ha sido contaminado por antibióticos. El procedimiento para el tratamiento de suelo fue el siguiente: se secó el medio ambiente, se tamizará por malla de 2 mm y se almacenará a temperatura ambiente (Mendes et al., 2019). En las muestras de suelo se analizó parámetros fisicoquímicos como pH, humedad, contenido de nutrientes, etc. por un laboratorio externo antes del experimento. Se pasó a mezclar el suelo con los diferentes porcentajes de biocarbón: 1 %, 2 % y 4 % (P/P) para cada uno de los tratamientos, luego se ajustó el pH del suelo. Además, analizó el contenido de HAPs antes del experimento siguiendo el siguiente procedimiento:

Se utilizó para extracción de HAPs del suelo, el método de QuEChERS. Se pesó 10 g de muestra de suelo seco y se colocó directamente en un tubo de polipropileno (50 mL de capacidad), luego se agregó 10 mL de acetonitrilo

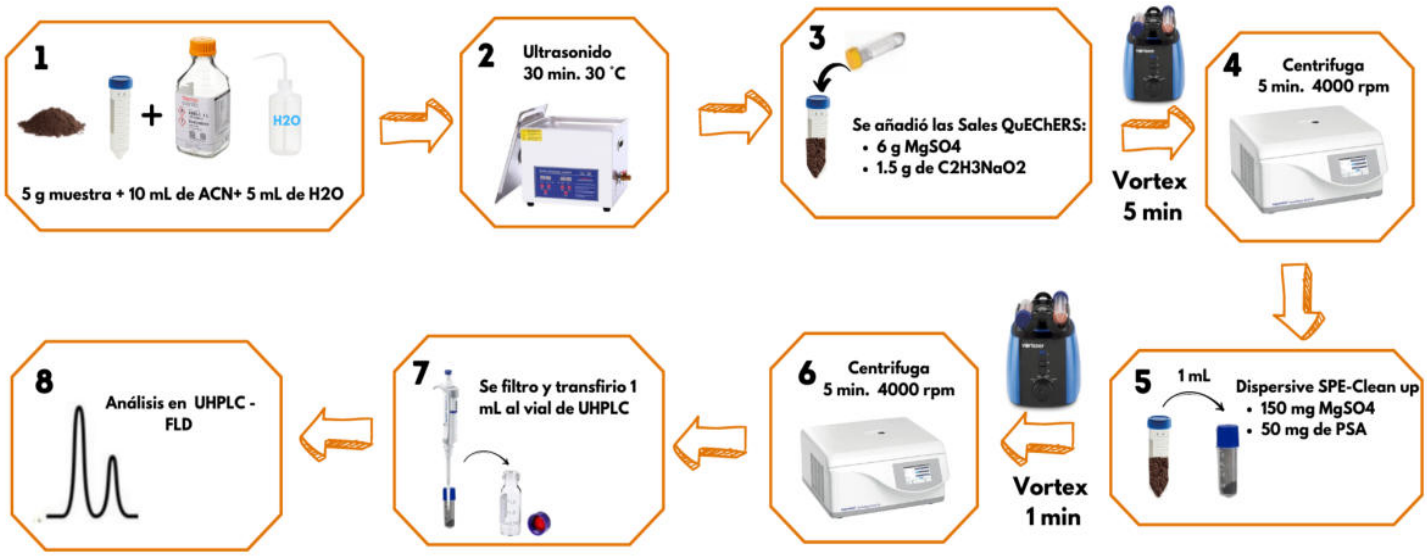
(CH_3CN) y 5 mL de agua (Tipo I) para realizar la extracción por ultrasonido durante 30 min a 30°C. Posteriormente, 6 g de sulfato de magnesio anhidro ($MgSO_4$) y 1.5 g de acetato de sodio ($C_2H_3NaO_2$) a la mezcla y luego se agitó en un vortex durante 5 min. Por último, el tubo se sometió a una centrifugación a 4000 rpm en 5 minutos.

A continuación, se transfirió 1 mL del sobrenadante a un tubo de polipropileno adicional con capacidad para 1 mL, junto con 150 mg de sulfato de magnesio ($MgSO_4$) y 50 mg de Primary Secundary Amine (PSA). Después se agitó nuevamente en un vortex durante 5 minutos, la muestra se centrifugó a 4000 rpm durante 5 minutos. Posteriormente, se filtró el líquido utilizando un filtro de 22 µm y 13 mm de diámetro, recolectándolo en un vial adecuado.

Por último, se procedió a realizar la inyección de una muestra del sobrenadante obtenido en el UHPLC-FLD para su análisis posterior. (Vega et al.,2022).

Figura 9

Procedimiento de extracción de HAPs en el suelo



Fuente: Elaboración Propia

3.5.5 Preparación del Biocarbón

Para la obtención de la biomasa del hueso de aceituna se realizó a dos temperaturas 300 y 500 °C, las muestras primeramente fueron secadas en una estufa a una temperatura de 107 °C durante 48 h. Luego fueron introducidas en una mufla de la marca ISOLAB- Modelo: ISO-1100-10-B2, con una rampa de 10°C/min por 2 h y 1 h respectivamente. A continuación se molieron y se pasaron por un tamiz de 180 µm, y se almacenaron para su respectivo uso (N. Zhao et al., 2018) (Ji et al., 2020).

Figura 10

Procedimiento en la elaboración del biocarbón



Fuente: Elaboración Propia

3.5.6 Germinación de Lechuga

Se realizó pruebas de fitotoxicidad para evaluar el peligro de emplear el biocarbón como enmienda del suelo. El procedimiento consistió en la incubación de 50 semillas (lechuga) en 5 mL de una solución acuosa que contendrá 0,5 g de biocarbón vertida en una placa de Petri sobre un papel de filtro estéril. A continuación, se cubrirán todas las muestras y se almacenaron en una estufa a 25 ◦C durante 72 h. La longitud de las raíces de las semillas germinadas se medió con un calibre Vernier y se calculó los valores medios calculados para cada muestra. Según Liang et al., el índice de germinación (IG) se calcula de la siguiente manera:

$$GI = \frac{G}{G_0}\frac{L}{L_0} \times 100$$

Donde G y L son el porcentaje de germinación y el promedio de la longitud de la raíz, respectivamente. G_0 y L_0 se refieren al control (placa Petri con lavados de agua desionizada) (Greco et al., 2021).

3.5.7 Peso seco de la biomasa aérea de la lechuga

El peso seco de la biomasa área de la lechuga está compuesta por las hojas. Para lo cual primero se procedió a retirar cuidadosamente las plantas de las macetas evitando que se fraccione alguna parte de esta, luego se procedió a retirar las hojas cuidadosamente de las raíces, las cuales se dejaran para un posterior análisis. Una vez retirada las hojas, se lavó con agua destilada y secadas superficialmente con hojas de papel toalla. Se secaron es una estufa a una temperatura de 60°C en el periodo de 72 horas hasta que su peso sea constante (Grenni et al., 2019).

3.5.8 Peso seco de la Biomasa Radicular de lechuga

El peso seco de la biomasa radicular de la planta lechuga está compuesta por las raíces. Lo cual primero se procedió a retirar cuidadosamente las plantas de las macetas evitando que se fraccione alguna parte de esta, luego se procedió a separar las raíces de la planta. Una vez retirada las raíces, se lavó con agua destilada y secadas superficialmente con hojas de papel toalla. Se secó en una estufa a una temperatura de 60°C en el periodo de 72 horas hasta que su peso sea constante (Grenni et al., 2019).

3.5.9 Concentración de HAPs en lechuga

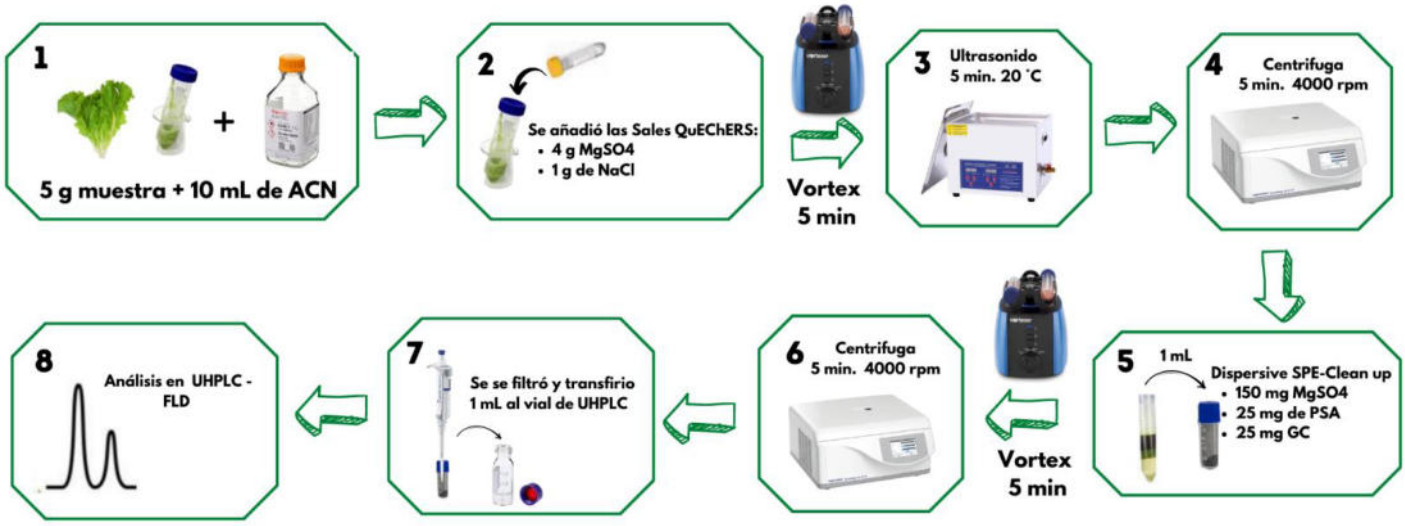
Se empleó el método de QuEChERS para la extracción de HAPs, siguiendo las condiciones establecidas en un estudio previo. Se tomó una muestra de lechuga de 5 g, la cual se colocó directamente en un tubo de polipropileno con capacidad de 50 mL. Seguidamente, se añadió 10 mL de acetonitrilo al tubo para llevar a cabo el proceso de extracción, agitando la mezcla en un vortex durante 5 minutos. A continuación, se agregó 1 g de cloruro de sodio (NaCl) y 4 g de sulfato de magnesio anhidro ($MgSO_4$) a la mezcla, la cual se volverá a agitar en un vortex durante 5 minutos y se someterá a ultrasonido durante 5 minutos.

Después, se transfirió 1 mL del líquido sobrenadante a otro tubo de polipropileno con capacidad para 1 mL, al cual se agregarán 150 mg de sulfato de magnesio ($MgSO_4$) y 25 mg de Primary Secundary Amine PSA. A continuación, se agitó nuevamente en un vortex en 5 minutos y se centrifugo a 4000 rpm en 5 minutos. Finalmente, el líquido se filtró utilizando un filtro de 22

µm de diámetro y 13 mm de tamaño, y se recolectó en un vial. Se inyecto una alícuota del sobrenadante en el UHPLC-FLD (Escarrone et al., 2014).

Figura 11

Procedimiento de extracción de HAPs en hojas de Lechuga



Fuente: Elaboración Propia

3.6 Análisis de datos

El análisis estadístico se realizó utilizando el software R Studio versión 4.2.1 en un sistema operativo Windows. Los datos fueron sometidos a un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores, previa verificación de que cumplían con los supuestos de normalidad mediante la prueba de Shapiro-Wilk y de homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene. Se aplicó una prueba de comparación (Test de Tukey y Ducan) con un nivel de significancia de 0.05 para identificar diferencias significativas en los datos.

IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados y la discusión se organizaron por objetivos específicos, delineando los efectos de porcentaje de biocarbón y la dosis de ciprofloxacino sobre las características físicas de la planta, así como el contenido de HAPs.

4.1 Germinación de la planta

Los resultados relacionados a la germinación de la lechuga (*Lactuca sativa),* se presentan en la **Tabla 4**, **Tabla 5 y Figura 11.**

a) Formulación de Hipótesis

H_0: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego no origina efecto en la germinación de la lechuga.

H_a: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego origina efecto en la germinación de la lechuga.

b) Estadístico de Prueba

El estadístico de prueba utilizado es el Análisis de Varianza de dos factores **Tabla 4 y Tabla 5**, cuyos resultados se muestran a continuación.

Tabla 4

ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la germinación de la lechuga

Germinación de lechuga					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	73.50	73.50	6.41	0.0203
Porcentaje	3	252.00	84.00	7.32	0.00185
Error	19	217.80	7.72		
Total	23	543.30			

Tabla 5

ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre germinación de la lechuga

Germinación de lechuga					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	73.50	73.50	6.041	0.0258
Porcentaje	3	252.00	84.00	6.904	0.0034
Tratamiento: Porcentaje	3	23.17	7.72	0.635	0.6034
Error	16	194.67	12.17		
Total	23	543.30			

c) Toma de Decisión

Los resultados obtenidos en el análisis de varianza ANOVA muestran un valor de p- valor de 0.0203 para los tratamientos de biocarbón de 300°C y 500 °C lo cual es menor al nivel de significancia, entonces se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alterna. Por lo tanto, se concluye que la presencia de residuos de ciprofloxacino en el agua de riego, así como los dos tipos de tratamiento de biocarbón originan efectos en la germinación de la lechuga.

Estos datos revelan que la germinación se ve afectada significativamente por la presencia de biocarbón en el suelo para ambos tratamientos **(Tabla 4 y 5)**. En el tratamiento de 300°C la germinación disminuyo en un 7.64 %, 8.40 % y 22.89 % para el 1 % (p/p), 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente; donde se observa que a medida que aumentamos la dosis es perjudicial para la planta. Para el de 500°C disminuyo

en un 16.37 %, 7.44 % y 19.85 % para el 1 % (p/p), 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente; se observa que de la misma manera al aumentar la dosis es perjudicial. Comparando ambos tratamientos, el de 300°C presenta mejores resultados esto se debe a que presenta una mayor homogeneidad y menor tamaño de partículas, mejorando la estructura del suelo y la retención del agua al tener mayor potencial de contacto. A diferencia del 500°C que presenta mayores deformaciones estructurales debido al aumento de la temperatura lo que genero la descomposición de la hemicelulosa, celulosa y lignina, lo que da lugar a una estructura más carbonizada y quebradiza (Gibbert et al., 2024).

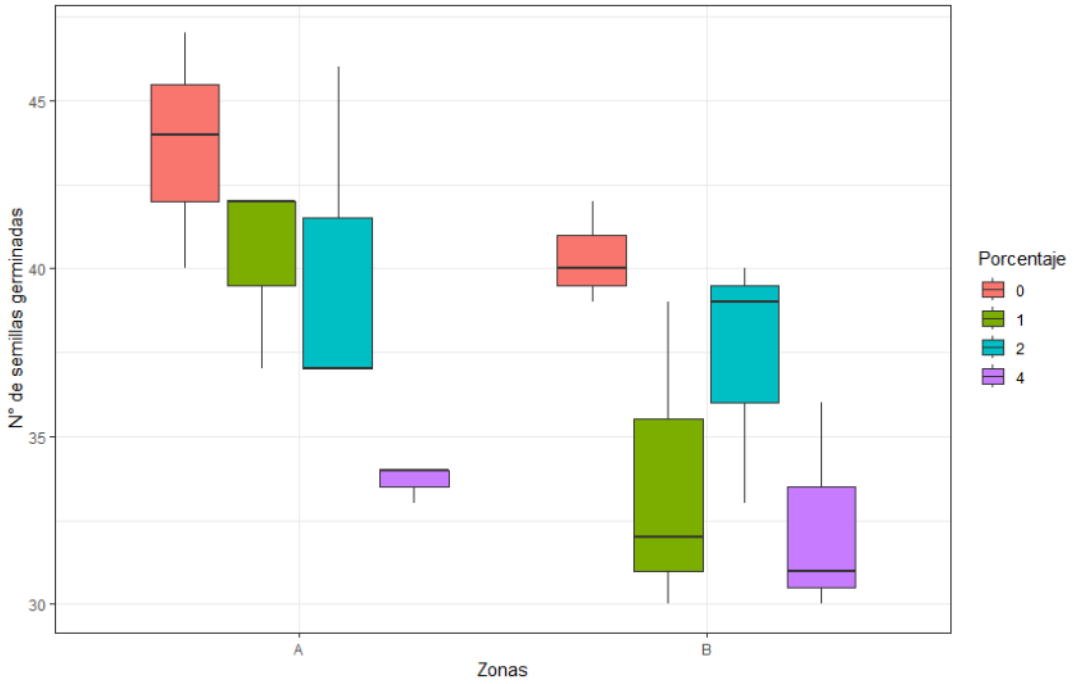
Sin embargo, ninguno de los tratamientos presenta mejoras en el proceso de germinación. Esto puede ser debido a la presencia de HAPs en el biocarbón, los cuales han sido causantes de la generación de estrés oxidativo. Lo que corroboraría a los resultados de Bai et al., (2022), quienes evidencian la fitotoxicidad del biocarbón en el proceso de germinación de arroz y maíz, donde la actividad enzimática antioxidante, incluida el superóxido dismutasa (SOD), catalasa (CAT) y peroxidasa (POD) se ven afectadas frente a concentraciones de dichas moléculas de HAPs. Asimismo, el SOD es la primera línea de defensa contra este estrés, ya que puede transformar rápidamente los radicales libres en peróxido; mientras tanto la CAT y POD pueden convertir peróxido en agua y oxígeno. Los contaminantes pueden aumentar la actividad de SOD en las plantas ya sea activando los grupos de enzimas o regulando positivamente la expresión del gen que codifica SOD. Mientras tanto, una concentración relativamente alta de contaminantes puede inducir la peroxidación lipídica de la membrana o incluso destruir la integridad de la membrana celular, inhibiendo así por completo la actividad de SOD (Aili et al., 2023). Estos resultados indican que el mecanismo de toxicidad del biocarbón se derivaba posiblemente de los

radicales libres, que inhibían significativamente las tasas de germinación para ambos tratamientos; como se indicó el biocarbón pirolizado a 500°C ejercieron mayor toxicidad que el biocarbón de 300°C, lo que se vio reflejado en el crecimiento reducido de las plantas.

En la **Figura 11**, se puede observar que hay una diferencia significativa en los diferentes tratamientos, donde se evidencia cuando los germinados se expusieron a diferentes concentraciones de biocarbón en comparación con el grupo control.

Figura 12

Gráfico sobre la germinación



Nota: A=Tratamiento de 300°C, B = Tratamiento de 500°C, 0= 0 % de biocarbón, 1 = 1 % de biocarbón, 2 = 2 % de biocarbón y 4=4 % de biocarbón

4.2 Peso de la biomasa aérea seca

Los resultados relacionados la biomasa aérea de lechuga (*Lactuca sativa),* se presentan en la **Tabla 6**, **Tabla 7 y Figura 12.**

a) Formulación de Hipótesis

H_0: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego no origina efecto en el peso de la biomasa aérea de lechuga.

H_a: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego origina efecto en el peso de la biomasa aérea de lechuga.

b) Estadístico de Prueba

El estadístico de prueba utilizado es el Análisis de Varianza de dos factores **Tabla 6 y Tabla 7**, cuyos resultados se muestran a continuación.

Tabla 6

ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la biomasa aérea de lechuga

Peso de Biomasa aérea					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	22.03	22.03	43.49	$2.6x10^{-06}$
Porcentaje	3	2.91	0.971	1.91	0.161
Error	19	9.62	0.51		
Total	23	34.56			

Tabla 7

ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la biomasa aérea de lechuga

Peso de la biomasa aérea					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	22.03	22.034	132.98	3.65×10^{-9}
Porcentaje	3	2.912	0.971	5.858	0.00674
Tratamiento: Porcentaje	3	6.976	2.315	14.035	9.59×10^{-5}
Error	16	2.651	0.166		
Total	23	34.569			

c) Toma de Decisión

Los resultados obtenidos en el análisis de varianza ANOVA muestran un valor de p- valor de 2.6×10^{-06} para los tratamientos de biocarbón de 300°C y 500 °C lo cual es menor al nivel de significancia, entonces se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alterna. Por lo tanto, se concluye que la presencia de residuos de ciprofloxacino en el agua de riego, así como los dos tipos de tratamiento de biocarbón originan efectos en el peso de la biomasa aérea.

La presencia del contaminante de ciprofloxacino en el agua de riego influyo en el peso de la biomasa aérea en comparación a dosis controladas. En particular se observó que el control con presencia de CIP y el control sin CIP, el aumentó en un 30.6 %. Esto sugiere que el antibiótico tuvo un efecto en el desarrollo en la biomasa aérea cuando las plantas estuvieron expuesta a él. Estudios previos como (Fan et al., 2022), respaldan estos hallazgos, indicando que a concentraciones de 0.05-2.5 mg/L promovió un aumento en la biomasa, mientras a concentraciones superiores a 10mg/L podrían perjudicarlo considerablemente. En términos simples, una concentración precisa y controlada puede inducir la fragmentación del ADN, lo que libera nucleótidos que favorecen el crecimiento de la planta. Estos descubrimientos están en línea con los resultados de este estudio, donde se aplicó una concentración de 0.01 mg/L en el riego. Además, estos datos sugieren que la planta podría estar

mostrando una respuesta hormética, a diferencia del comportamiento observado en el suelo no tratado (control) (Y. M. F. Z. V. Ramos, 2023).

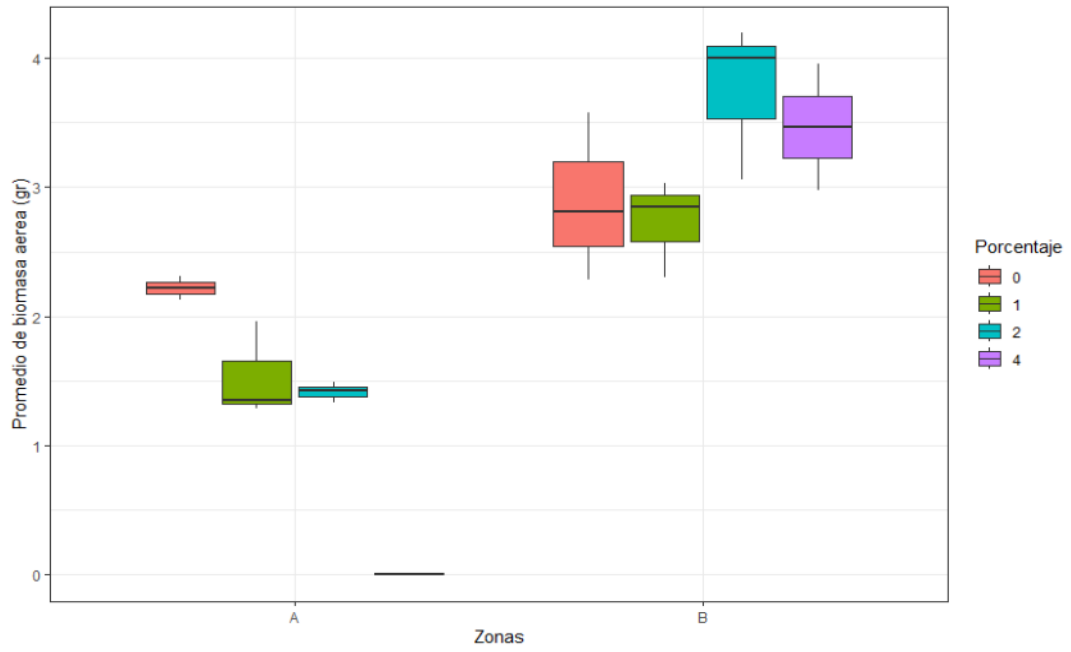
Por otro lado, los datos también revelan que la germinación se ve afectada significativamente por la presencia de biocarbón en el suelo para ambos tratamientos **(Tabla 6 y 7)**. En el tratamiento de 300°C la biomasa disminuyo en un 47.24 %, 51.48 %, 100 % para el 1 % (p/p), 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente con respecto al control con CIP; donde se observa que a medida que aumentamos la dosis es perjudicial para la planta. Para el de 500°C disminuyo en un 6.89 % para el 1 % (p/p), y un aumento de 31.03 % y 20.68 % para el 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente; se observa que al aumentar la dosis hasta cierto punto aumenta y luego comienza a descender nuevamente.

Como se describió anteriormente el biocarbón de 300°C a pesar que mantiene su estructura más homogénea, mayor porosidad y grupos funcionales que pueden interactuar de manera más eficaz con el suelo no se observa en los resultados obtenidos. Al contrario, se evidencia mejoras con la presencia del biocarbón de 500°C, se entendió que este fenómeno procedía de los nutrientes introducidos (C, O, P, K, Ca, Mg y micronutrientes Na, Al; Si), además que se observa que a medida que se aumenta la temperatura de pirolisis aumenta el contenido de nutrientes (Gibbert et al., 2024). Pero a pesar de eso vemos aun disminución en el peso de la biomasa esto puede deberse a la presencia de radicales libres, lo cual se puede medir por la capacidad de actividad antioxidante presentada por la planta. Lo que indicaría que la exposición puede desempeñar un papel importante en la capacidad de las plantas para sintetizar diferentes niveles de metabolitos. Por ejemplo, estudios realizados por Nikzad & Parastar, (2021), evaluaron el efecto de la exposición a contaminantes orgánicos sobre la actividad antioxidante de la lechuga donde encontraron que la

capacidad de eliminación de radicales de parabenos/fármacos 100 µg L^{-1} aumentó durante el tratamiento y tuvo la absorción más baja; por lo tanto, tuvo la actividad antioxidante más significativa (debido a la menor cantidad de DPPH restante: 66,75 %). Además, los controles tuvieron mayores cantidades de antioxidantes que otras muestras (72,40 % DPPH restante). Según estos resultados, la exposición a contaminantes orgánicos provoca un aumento de la producción o la inducción de metabolitos secundarios sintéticos de las plantas en las células vegetales como una forma estándar de interacción con los contaminantes para la adaptación y la defensa. En otras palabras, las plantas utilizaron su arsenal antioxidante estimulando las respuestas de defensa antioxidante y los mecanismos de desintoxicación para hacer frente al daño oxidativo debido a la exposición a los contaminantes orgánicos.

Figura 13

Gráfico de comparación de biomasa aérea



Nota: A=Tratamiento de 300°C, B = Tratamiento de 500°C, 0= 0 % de biocarbón, 1 = 1 % de biocarbón, 2 = 2 % de biocarbón y 4= 4 % de biocarbón

4.2.1 Altura de la planta

Los resultados relacionados a la altura de la lechuga (*Lactuca sativa),* se presentan en la **Tabla 8**, **Tabla 9 y Figura 13.**

d) Formulación de Hipótesis

H_0: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego no origina efecto en la altura de la lechuga.

H_a: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego origina efecto en la altura de la lechuga.

e) Estadístico de Prueba

El estadístico de prueba utilizado es el Análisis de Varianza de dos factores **Tabla 8 y Tabla 9**, cuyos resultados se muestran a continuación.

Tabla 8

ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la altura de la lechuga

Altura de la planta					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	205.33	205.33	16.06	0.000753
Porcentaje	3	119.7	39.88	3.119	0.050363
Error	19	242.9	12.79		
Total	23	567.93			

Tabla 9

ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la altura de la lechuga

Altura de la planta					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	205.33	39.65	39.64	1.06×10^{-5}
Porcentaje	3	39.38	7.70	7.7	0.0021
Tratamiento: Porcentaje	3	53.35	10.30	10.30	0.00051
Error	16	5.18			
Total	23	567.93			

f) Toma de Decisión

Los resultados obtenidos en el análisis de varianza ANOVA muestran un valor de p- valor de 1.6×10^{-5} para los tratamientos de biocarbón de 300°C y 500 °C lo cual es menor al nivel de significancia, entonces se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alterna. Por lo tanto, se concluye que la presencia de residuos de ciprofloxacino en el agua de riego, así como los dos tipos de tratamiento de biocarbón originan efectos en la altura del tallo de la planta de lechuga.

Comparando los resultados con el peso de la biomasa aérea podemos observar una correlación que a mayor peso mayor altura del tallo. De la misma manera el control con CIP y el control sin CIP vemos un aumento de 104.12 %, en otras palabras, el doble, lo cual podemos observar que a ciertas dosis del antibiótico se genera un proceso hormético (Yu et al., 2022). De manera similar (Gomes, Moreira Brito, et al., 2020) informaron que absorciones competitivas entre amoxicilina, enrofloxacino y oxitetraciclina en plantas de *Lemna minor*, donde otros antimicrobianos redujeron las concentraciones de un antimicrobiano dado en las plantas. La estructura química y las propiedades de los antimicrobianos influyen significativamente en su absorción por las plantas, incluidos factores como el tamaño molecular, la lipofilicidad y la solubilidad en agua. Las variaciones en las especies de plantas también contribuyen a las diferencias en las capacidades de absorción y

acumulación, influenciadas por la morfología de la raíz, el área de superficie y los exudados radiculares (Rocha et al., 2021).

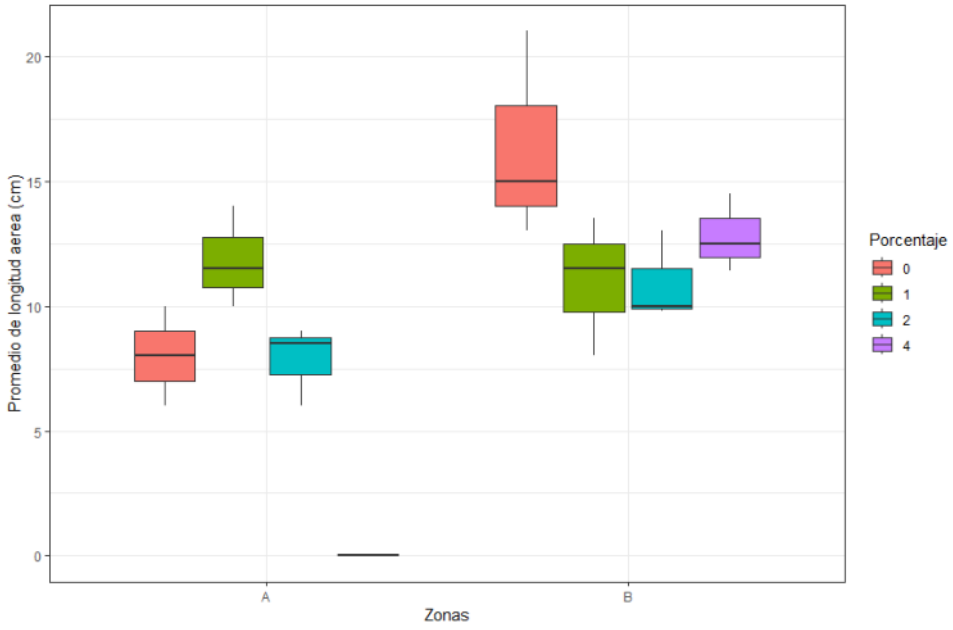
Los datos también indican que la altura de la planta se ve considerablemente influenciada por la incorporación de biocarbón en el suelo en ambos tratamientos (ver **Tablas 8 y 9**). En el tratamiento a 300°C, la altura disminuyó en un 27.55 %, 52.05 % y 100 % para las concentraciones de 1 %, 2 % y 4 % (p/p) respectivamente, en comparación con el control con CIP. Esto sugiere que, al incrementar la dosis, el impacto en las plantas es negativo. En el tratamiento a 500°C, se observó una reducción del 32.63 %, 33.06 % y 21.61 % para la concentración del 1 %, 2 % y 4 % (p/p), respectivamente.

Los HAPs presentes en el biocarbón indujeron estrés oxidativo en las plantas, presentando daños en los orgánulos de las hojas y en la estructura subcelular, además plasmolizaron y distorsionaron estas estructuras bajo la influencia del fenantreno (Y. Shen et al., 2018). La respuesta al estrés oxidativo produce la sobreproducción de ROS y antioxidantes que conducen a la destrucción de la homeostasis redox en la planta; lo que conlleva que, la alta reactividad de ROS con proteínas, lípidos, carbohidratos y ácidos nucleicos son responsables de los cambios en el sistema morfológico, es decir: crecimiento reducido de la raíz y el brote, disminución del número y tamaño de las hojas, clorosis, tricomas deformados, pelos radiculares reducidos, floración tardía, necrosis y muerte celular causada por el H_2O_2 producido (Carril et al., 2023a). Los eliminadores enzimáticos de ROS más importantes en las células vegetales son superóxido dismutasa (SOD), catalasa (CAT) y el ascorbato peroxidasa (APX), y su actividad esta estrictamente relacionada con la presencia de HAP biodisponibles. La SOD es la primera línea contra las ROS catalizando la dismutación de $O_2^{\bullet -}$ a O_2 y H_2O_2. Después de esta reacción, a una alta

concentración de sustrato, la CAT destruye el producto peróxido: dos moléculas de H_2O_2 se combinan dando como resultado la formación de agua y oxígeno molecular, por lo tanto, la CAT y la SOD actúan en tándem (Jafari, 2018). La CAT se diferencia de las otras enzimas degradadoras de H_2O_2 porque lleva a cabo esta reacción sin consumir equivalentes reductores celulares, por lo tanto, de manera energéticamente eficiente. La peroxidasa (POD) también degrada el peróxido de hidrógeno a la molécula de agua, pero con la ayuda de un sustrato reductor (Krzyszczak et al., 2022). Lo cual estaría generando estos resultados como se observa en la **Figura 13**, una disminución de la altura del tallo de lechuga durante su crecimiento debido a la biodisponibilidad de HAPs en el suelo por el biocarbón usa como enmienda del antibiótico.

Figura 14

Gráfico de comparación de altura del tallo



Nota: A=Tratamiento de 300°C, B = Tratamiento de 500°C, 0= 0 % de biocarbón, 1 = 1 % de biocarbón, 2 = 2 % de biocarbón y 4= 4 % de biocarbón

4.3 Peso de la biomasa radicular seca

Los resultados relacionados al peso de la biomasa radicular de lechuga (*Lactuca sativa),* se presentan en la **Tabla 10**, **Tabla 11 y Figura 14.**

a) Formulación de Hipótesis

H_0: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego no origina efecto en la biomasa radicular de lechuga.

H_a: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego origina efecto en el peso de la biomasa radicular de lechuga.

b) Estadístico de Prueba

El estadístico de prueba utilizado es el Análisis de Varianza de dos factores **Tabla 10 y Tabla 11**, cuyos resultados se muestran a continuación.

Tabla 10

ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre el peso de la biomasa radicular de lechuga

Peso de biomasa radicular de lechuga					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	2.294	2.2940	6.946	0.0163
Porcentaje	3	2.208	0.7361	2.229	0.1180
Error	19	6.275	0.3303		
Total	23	10.777			

Tabla 11

ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la biomasa radicular de lechuga

Peso de biomasa radicular de lechuga					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	2.294	2.2940	86.46	7.49×10^{-8}
Porcentaje	3	2.208	0.7361	27.74	1.41×10^{-6}
Tratamiento: Porcentaje	3	5.850	1.9502	73.50	1.42×10^{-6}
Error	16	0.425	0.0265		
Total	23	10.777			

c) Toma de Decisión

Los resultados obtenidos en el análisis de varianza ANOVA muestran un valor de p- valor de 0.0163 para los tratamientos de biocarbón de 300°C y 500 °C lo cual es menor al nivel de significancia, entonces se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alterna. Por lo tanto, se concluye que la presencia de residuos de ciprofloxacino en el agua de riego, así como los dos tipos de tratamiento de biocarbón originan efectos en el peso de la raíz de la lechuga.

Los datos revelan que las raíces de *Lactuca sativa* experimentaron una diferencia significativa entre ambos tratamientos cuando se expusieron a diferentes porcentajes de biocarbón **(Tabla 10 y 11).** Así mismo se observó una reducción en el peso de la masa radicular de 54.61 %, 62.30 % y 100 % respectivamente al primer tratamiento de 300 °C comparándolo con el control (agua sin CIP). Para el segundo tratamiento de 500 °C tuvo una reducción de 23.07 %, 69.23 % y un aumento del 76.92 % para del 4 % respectivamente comparándolo con el control (agua sin CIP).

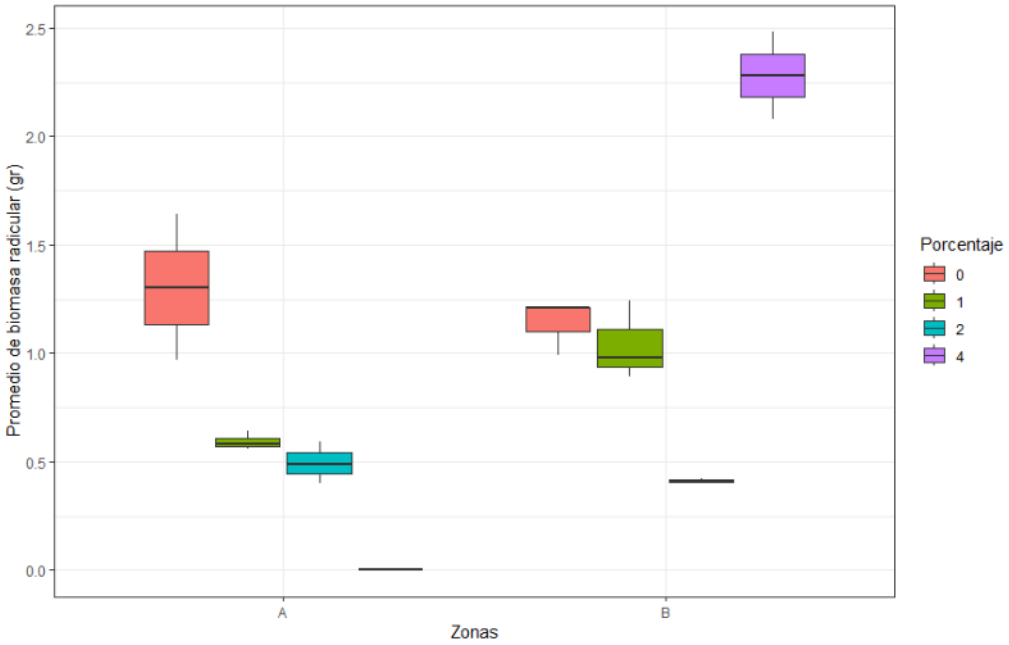
Comparando los tratamientos con el control (agua con CIP) se observó una reducción en peso de 46.36 %, 55.45 % y 100 % para el 300 °C respectivamente, para el segundo tratamiento de 500°C una reducción de 9.09 %, 63.63 % y un aumento de 109.09 % respectivamente.

Por lo tanto, nuestros resultados sugieren que hay una diferencia entre los tratamientos, así como en el grupo control, donde ser observa ligeramente los efectos en la raíz que generan el contenido de este antibiótico en el agua de riego (Mamani Ramos et al., 2024; A. Q. Ramos et al., 2023b). Esta diferencia significativa en el resultado se debe a que al aumentar la temperatura de preparación del biocarbón aumento el contenido de N, H, C, aumentando las concentraciones de Ca, Mg y Na; asimismo, las temperaturas elevadas también disminuyen los grupos funcionales alifáticos, aumentaron las estructuras aromáticas y la capacidad de adsorción (Liang et al., 2022).

El peso de la biomasa radicular más alto se presentó para el tratamiento de 500°C a un 4 % p/p **(Figura 11)**, que difirió significativamente del control cuya producción de biomasa se vio muy afectada por las condiciones que se dieron durante el desarrollo del experimento. Esto nos dice que el biocarbón protegió a la raíz del exceso de humedad. Este hallazgo es muy importante, porque la raíz es la encargada de adsorber agua y nutrientes del crecimiento de la planta (Mendonça et al., 2024).

Figura 15

Diagrama de Caja para los diferentes tratamientos



Nota: A=Tratamiento de 300°C, B = Tratamiento de 500°C, 0= 0 % de biocarbón, 1 = 1 % de biocarbón, 2 = 2 % de biocarbón y 4= 4 % de biocarbón

4.3.1 Longitud de Raíz

Los resultados relacionados a la longitud de las raíces de lechuga (*Lactuca sativa),* se presentan en la **Tabla 12**, **Tabla 13 y Figura 15.**

a) Formulación de Hipótesis

H_0: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego no origina efecto en la longitud de la raíz de la lechuga.

H_a: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego origina efecto en la longitud de la raíz de la lechuga.

b) Estadístico de Prueba

El estadístico de prueba utilizado es el Análisis de Varianza de dos factores **Tabla 12 y Tabla 13**, cuyos resultados se muestran a continuación.

Tabla 12

ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la longitud de la raíz de lechuga

Longitud de la raíz de lechuga					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	47.04	47.04	5.364	0.03188
Porcentaje	3	200.35	66.78	7.616	0.00153
Error	19	166.31	8.77		
Total	23	413.70			

Tabla 13

ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la longitud de la raíz de lechuga

Longitud de la raíz de lechuga					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	47.04	47.04	19.98	0.000387
Porcentaje	3	200.35	66.78	28.37	1.22×10^{-6}
Tratamiento: Porcentaje	3	128.94	42.98	18.26	2.04×10^{-5}
Error	16	37.67	2.35		
Total	23	10.777			

c) Toma de Decisión

Los resultados obtenidos en el análisis de varianza ANOVA muestran un valor de p- valor de 0.03188 y 0.00153 para los tratamientos y los porcentajes de biocarbón de 300°C y 500 °C lo cual es menor al nivel de significancia, entonces se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alterna. Por lo tanto, se concluye que la presencia de residuos de ciprofloxacino en el agua de riego, así como los dos tipos de tratamiento de biocarbón originan efectos en la longitud de la raíz de la lechuga.

Los resultados obtenidos revelan que la longitud de las raíces de *Lactuca sativa* experimentó una diferencia significativa entre ambos tratamientos cuando se expusieron a diferentes porcentajes de biocarbón **(Tabla 12 y 13).** Estos resultados son consistentes con la biomasa radicular donde se observa el mismo comportamiento, esto se puede deber a que según estudio de (Karakaş et al., 2017), donde menciona que la superficie de biocarbón a base de hueso de aceituna es alta, lo cual nos indicaría que las reacciones superficiales que tienen lugar en presencia de elementos nutricionales y la adsorción de iones aumentan con el área superficial de los biocarbones. De modo que, el aumento del área superficial permite una mayor

absorción de agua, un lugar para el desarrollo de las raíces y un hábitat para los microorganismos (hou et al., 2024).

En el tratamiento de 300°C la longitud de raíz disminuyo en un 25.47, 32.02 % y 100 % para los tratamientos del 1 % (p/p), 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente con respecto al control con CIP; donde se observa que a medida que aumentamos la dosis es perjudicial para la planta. Para el de 500°C disminuyo en un 32.63, 33.06 y 21.61 % para los tratamientos del 1 % (p/p), 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente. Se puede concluir que, el biocarbón de hueso de olivo a 300 °C conforme se va aumentando la dosis se observa que va disminuyendo la longitud de la raíz lo cual demuestra que a concentraciones muy altas resulta toxico para la planta. Lo mismo sucede para el tratamiento de 500°C donde se mantiene para el 1 % y 2 % pero para el tratamiento al 4 % disminuye un 15 % comparándolo al grupo control (agua con CIP). De igual manera se observa que si comparamos los grupos control, es decir: tratamiento de 300 °C al 0 % con el tratamiento control del 500°C al 0 %, se ve una diferencia de 2.57 % de aumento en su longitud de raíz esto debido a que el segundo tratamiento fue regado con agua contaminada con antibiótico CIP, lo que daría significado a una reacción positiva mediante un proceso de hormético en la lechuga (Y. M. F. Z. V. Ramos, 2023).

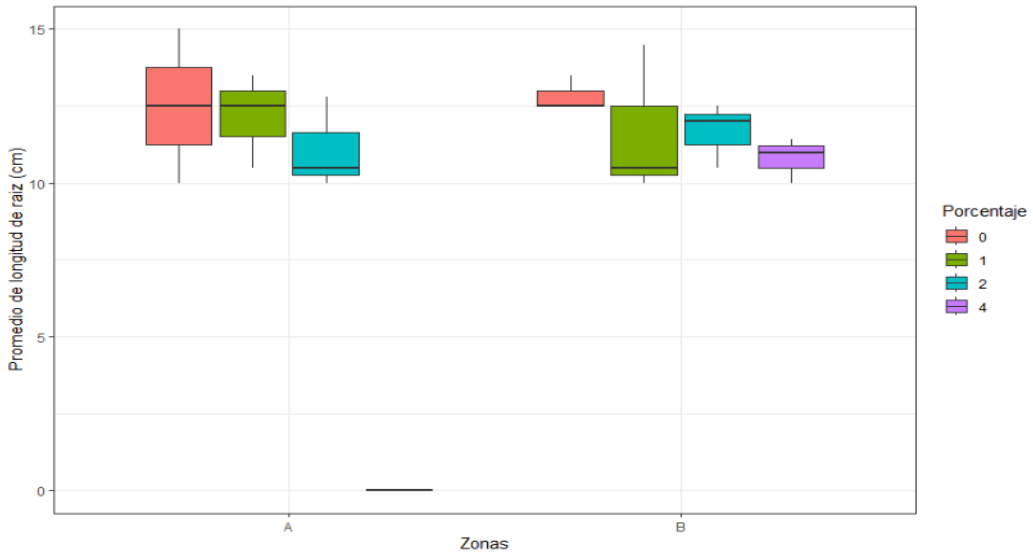
Los estudios muestran que la adición de biocarbón al suelo, incluso en pequeñas proporciones (1 % y 2 %) provoca una disminución significativa en el crecimiento de la lechuga, reduciendo su altura hasta un 33.06 %, comparado con plantas expuestas solo a CIP, que alcanzan hasta 12.83 cm. Estos resultados indican que el menor crecimiento podría estar vinculado al aumento de alcalinidad y conductividad eléctrica del suelo por la presencia de

biocarbón, lo que acrecienta la formación de compuestos tóxicos y radicales libres que impiden el desarrollo de la planta, ejemplo: la presencia de HAPs en el suelo (Carril et al., 2023b).

El uso de biocarbón en concentraciones del 1 % al 2 %, también provoca un desequilibrio en la relación carbono/nitrógeno (C/N), afectando la absorción de nitrógeno por los microorganismos del suelo. Esto se debe a una sobrecarga de carbono, que altera la comunidad microbiana y desestabiliza el entorno del suelo (Ali et al., 2020; Yang et al., 2024). Además, niveles de biocarbón superiores al 4 % resultaron ser perjudiciales para la lechuga, impidiendo tanto la germinación como el crecimiento de las plantas, según lo confirmado por investigaciones previas (Buss et al. 2016). Este efecto se debe al aumento de sales solubles en el suelo, que incrementan la cantidad de potasio y generan estrés osmótico en las plantas.

Figura 16

Gráfico de longitud de raíz de la lechuga



Nota: A=Tratamiento de 300°C, B = Tratamiento de 500°C, 0= 0 % de biocarbón, 1 = 1 % de biocarbón, 2 = 2 % de biocarbón y 4= 4 % de biocarbón

4.4 Concentración de HAPs en hojas de lechuga

Los resultados relacionados a la concentración de HAPs en lechuga (Lactuca sativa), se presentan en la **Tabla 14, Tabla 15 y Figura 16**.

a) Formulación de Hipótesis

H0: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego no origina efecto en la concentración de HAPs en lechuga.

Ha: La presencia de biocarbón y el residuo de Ciprofloxacino en el agua de riego origina efecto en la concentración de HAPs en lechuga.

b) Estadístico de Prueba

El estadístico de prueba utilizado es el Análisis de Varianza de dos factores **Tabla 14 y Tabla 15**, cuyos resultados se muestran a continuación.

Tabla 14

ANOVA de 2 factores para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la concentración de HAPs en lechuga

Concentración de HAPs en lechuga					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	84400	84400	1301.12	$2.0x10^{-14}$
Porcentaje	3	278	93	14.31	0.00022
Error	19	84	6		
Total	23	84762			

Tabla 15

ANOVA de 2 factores con interacción para el efecto del biocarbón y ciprofloxacino sobre la concentración de HAPS de lechuga

Concentración de HAPs en Lechuga					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	8440	8440	1781.98	$2.0x10^{-14}$
Porcentaje	3	278	93	19.59	$6.43\ x10^{-6}$
Tratamiento: Porcentaje	3	27	27	5.804	0.033
Error	16	57	5		
Total	23	84762			

c) Toma de Decisión

Los resultados obtenidos en el análisis de varianza ANOVA muestran un valor de p- valor de $2.0x10^{-14}$ para los tratamientos y un p-valor de $6.43\ x10^{-6}$ para la interacción de porcentajes: tratamiento de biocarbón de 300°C y 500 °C, se observa que ambos casos el p-valor es menor que el nivel de significancia; por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alterna. Se concluye que la presencia de residuos de ciprofloxacino en el agua de riego, así como los dos tipos de tratamiento de biocarbón originan efectos en la concentración de HAPs presentes en la lechuga.

Estos resultados revelaron un aumento significativo ($P < 0,05$) en la concentración de HAPs totales cuando las plantas se expusieron a concentraciones más elevadas de biocarbón (4%) en comparación al grupo control (**Figura 16**). Este hallazgo sugiere que la aplicación de biocarbón indujo a la adsorción de estos compuestos en la planta. Se analizaron los 16 HAPs prioritarios (US EPA), de los cuales se detectaron catorce (es decir, naftaleno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo (a) pireno, criseno, Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k) fluoranteno, Benzo(a) pireno, Dibenzo(a,h) antraceno, Benzo(g,h,i) perileno y Indeno(1,2,3-c,d) pireno).

En las muestras obtenidas en el experimento se confirmaron la presencia de derivados de HAPs en la biomasa de lechuga. Además, el biocarbón obtenido a 500°C se distinguió por mayor contenido de HAPs, por ese motivo se observan mayor absorción en ese tratamiento. En las muestras de lechuga, el contenido total de HAPs vario entre 10.63 ng g^{-1} (1 % BC 300), 11.54 ng g^{-1} (2 % BC 300), 54.30 ng g^{-1} (1 % BC500), 49.16 ng g^{-1} (2 % BC500) y 48.64 ng g^{-1} (4 % BC500). La distribución porcentual de los compuestos difiere en el número de anillos aromáticos, para las especies de dos anillos constituyeron el 32 % (1 % BC 300), 31 % (2 % BC 300), 15 % (1 % BC500), 15 % (2 % BC500) y 10 % (4 % BC500) con la presencia de naftaleno. Las especies de tres anillos representaron el 19 % (1 % BC 300), 25 % (2 % BC 300), 10 % (1 % BC500), 10 % (2 % BC500) y 9 % (4 % BC500), y la más abundante fue fenantreno. Para las especies de 4 anillos estaban dentro de los rangos de 24 % (1 % BC 300), 27 % (2 % BC 300), 42 % (1% BC500), 40 % (2 % BC500) y 46 % (4 % BC500), donde los que se presentaron con mayor porcentaje fueron pireno y criseno. Para las especies de 5 anillos 15 % (1 % BC 300), 11 % (2 % BC 300), 32 % (1 % BC500), 33 % (2 % BC500) y 33 % (4 % BC500), con la mayor presencia de dibenzo(a,h)antraceno, la cual estuvo presente en mayor cantidad en las muestras del tratamiento de BC 500. Por ultimo las especies de 6 anillos estaban dentro de 10 % (1 % BC 300), 7 % (2 % BC 300), 1 % (1 % BC500), 2 % (2 % BC500) y 1 % (4 % BC500) donde la más abundante fue indeno(1,2,3-c,d) pireno, demostrando asi la capacidad del ingreso de HAPS al interior de la planta (Krzyszczak-Turczyn et al., 2024)

Estos resultados nos evidencian la presencia de HAPs en la biomasa de la lechuga, tanto en los tratamientos del biocarbón de 300°C y 500 °C, mostrando la capacidad de hiperacumulación de la lechuga para estos compuestos. Los

compuestos orgánicos biodisponibles en la materia orgánica disuelta que se pueden extraer de la matriz provocan un riesgo ambiental cuando se utiliza biocarbón. De los 16 HAP de la EPA, entre el 1 y el 10 % son biodisponibles, lo que corresponde a una concentración de 0,17 a 162 ng/L (Zmijková et al., 2022b). Esto se debe a que la dinámica de liberación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) desde biocarbones al entorno edáfico constituye un proceso determinante para su absorción por plantas (Patel et al., 2022). En el contexto rizosférico, las raíces vegetales emiten una diversidad de exudados radiculares, compuestos orgánicos liberados de forma activa o pasiva, que pueden representar hasta el 20-30 % del carbono fotosintético asimilado (Kuzyakov y Domanski, 2000). Estos exudados son fundamentales en la promoción del ciclo de nutrientes, el desarrollo vegetal y la actividad microbiana (Phillips et al., 2011). Además, desempeñan un papel crucial en la movilización de contaminantes orgánicos, facilitando su desorción de las matrices del suelo (Kozdrój y van Elsas, 2000; Gao et al., 2010; LeFevre et al., 2013). En particular, se ha observado que componentes tensioactivos presentes en los exudados radiculares, como glicerolípidos y glicoproteínas, potencian la desorción de naftaleno en suelos contaminados (LeFevre et al., 2013). Finalmente, los HAPs liberados se encuentran disponibles para su absorción por las raíces, integrándose en el metabolismo vegetal y cerrando el ciclo de transferencia del contaminante (J. Wang et al., 2018).

Luego que se absorbieron los HAPs a través de las raíces dentro de la planta, existe otro proceso importante que es el de la fotosíntesis, que consiste en un proceso en el que las células verdes utilizan energía solar, CO_2 y H_2O para sintetizar sustancias orgánicas (por ejemplo, carbohidratos) y liberar O_2 (J. Wang et al., 2018). La fotosíntesis consta de reacciones de luz y oscuridad; es decir: en la reacción de luz , la energía del fotón fue absorbida por el fotosistema II (PSII) en

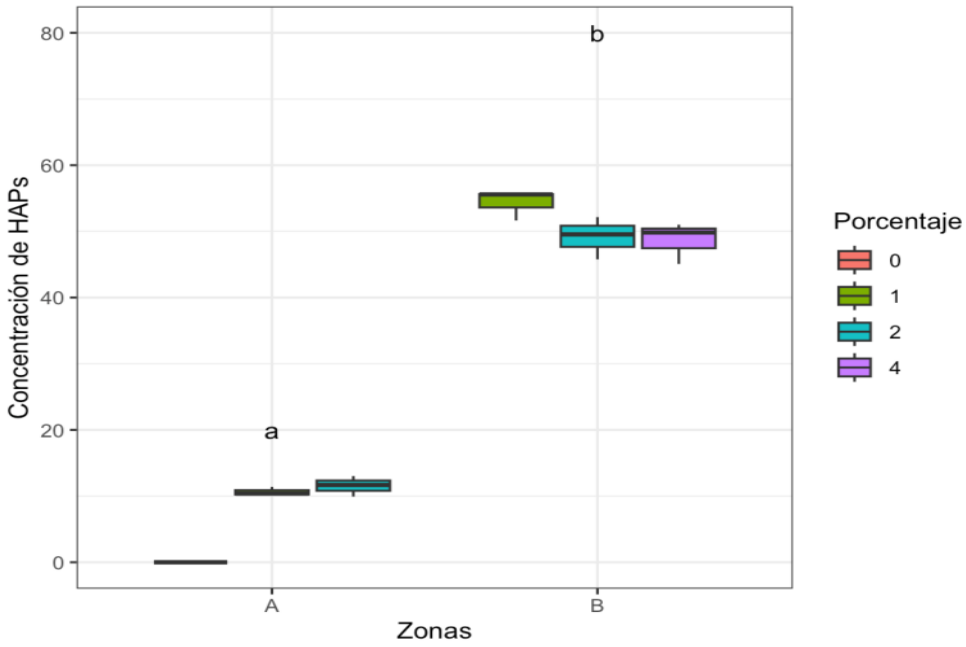
las membranas tilacoides, centrada como clorofila a (Chl a) y clorofila b (Chl b), e inicia la transferencia de electrones fotosintéticos y las reacciones de fosforilación acopladas (Wang y Grimm, 2021). Frente a esto estudios previos como los de Hu et al. (2023), mencionan que la presencia de HAP en la planta indica que la eficiencia de transferencia de fotones se vio afectada significativamente, lo que se manifestó principalmente por la disminución de la eficiencia fotosintética y el aumento de la disipación de energía térmica, dando lugar a la reducción de la actividad fotosintética. Como la transferencia de energía de los fotones está regulada esencialmente por Chl a y Chl b; el contenido de Chl b aumenta bajo el estrés de los HAP y particularmente la Chl b se convierte principalmente de Chl a, es decir, la disminución de Chl a se atribuyó en parte a la conversión mejorada a Chl b. Además, la relación de Chl a y Chl b en plantas sanas, llevan un rango relativamente constante ya que las proteínas fotosintéticas requieren ambas clorofilas en una estequiometría fija para la transferencia óptima de energía (Alves et al., 2017). Es así que, el desequilibrio del ciclo de la clorofila provocada por la presencia de HAPs, induce a la reducción de la eficiencia de absorción de fotones, lo que proporciona explicaciones mecanicistas tentativas para la inhibición mencionada anteriormente de la actividad fotosintética (Hu et al. 2023). Corroborando así con el presente estudio, donde la presencia de HAPs en los diferentes tratamientos, afecta significativamente en su biodisponibilidad para la lechuga, igual a mayor temperatura mayor concentración HAPs en la planta; como se describió podría haber afectado en la disminución de la fotosíntesis lo cual generó que el tratamiento 300°C al 4 % no se desarrollara hasta la culminación del experimento. Es importante señalar que la fitotoxicidad causada por los HAPs se ve considerablemente agravada cuando hay presencia de Ciprofloxacino y es precisamente la adición de la CIP lo que intensifica los efectos tóxicos de ambos

compuestos, exacerbando el daño causado a la planta (Alharbi et al., 2023), puede este ser uno de los motivos además de la fotosíntesis porque no se generó un crecimiento en ese tratamiento.

Debido a que le lechuga es un vegetal que se consume directamente, es importante recalcar que estos compuestos químicos presentes en el biocarbón que surgen durante la pirólisis de los huesos de aceituna tienen propiedades mutagénicas y cancerígenas. La Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) clasificó los HAP como carcinógenos humanos. Con respecto a la capacidad de carcinogenicidad, los compuestos discutidos están implicados en dos clases de carcinógenos: es decir, en el Grupo 1 (carcinógeno para los humanos) y el Grupo 2A (probablemente carcinógeno para los humanos). Como carcinógenos obvios, se asumen el benzo[a]pireno, el dibenzo[a,i]pireno, el benzo[g,h,i]perileno y el benzo[b]fluoranteno, y el benzo[k]fluoranteno. De esta categoría, el benzo[a]pireno se considera el carcinógeno más potente. Los HAP con menor capacidad carcinogénica pertenecen al Grupo 2A, es decir, probables carcinógenos humanos (EPA-IRIS, 2017). En este estudio hay presencia de benzo[a]pireno en todos los tratamientos con una concentración entre 0.49 ng g^{-1} y 1.03 ng g^{-1}, lo cual nos indica que no son aptas para consumo humano ya este produce compuestos reactivos como el epóxido de benzo[a]pireno, que se une covalentemente al ADN, formando aductos de ADN. Estos aductos pueden generar mutaciones que desencadenen procesos cancerígenos, especialmente en órganos como los pulmones, piel y tracto gastrointestinal.

Figura 17

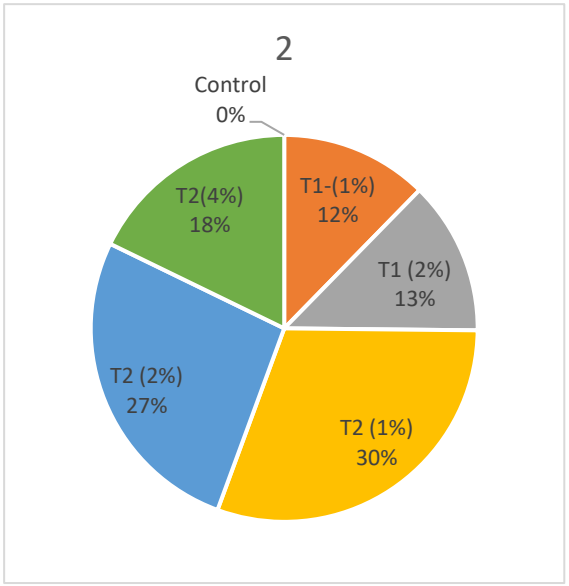
Gráfico de Concentración de HAPs en la biomasa de la lechuga

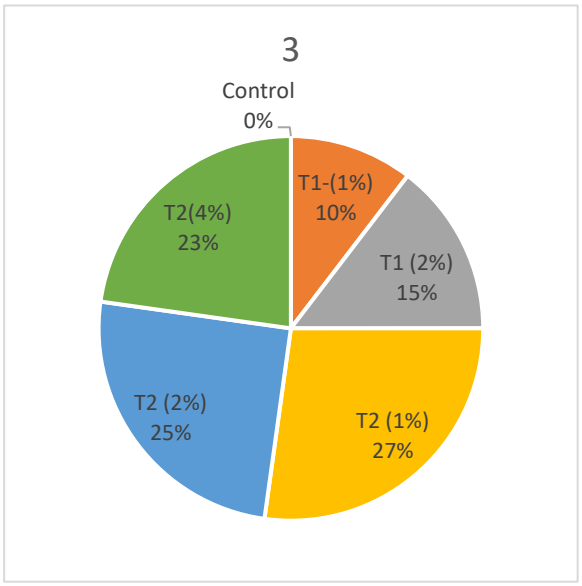


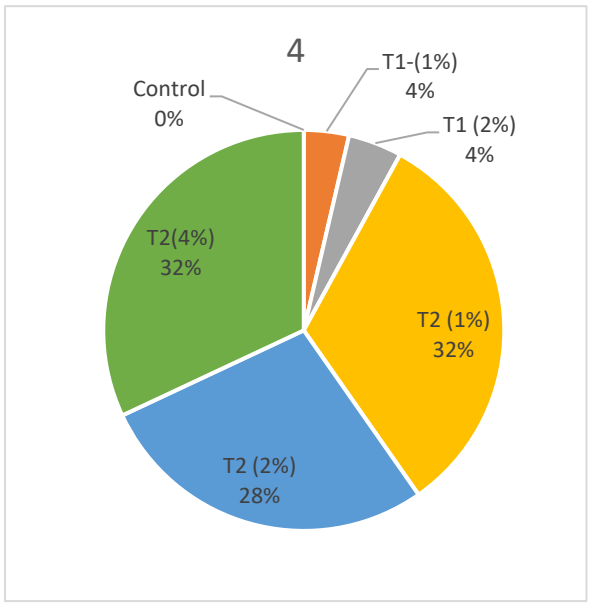
Nota: A=Tratamiento de 300°C, B = Tratamiento de 500°C, 0= 0 % de biocarbón, 1 = 1 % de biocarbón, 2 = 2 % de biocarbón y 4= 4 % de biocarbón

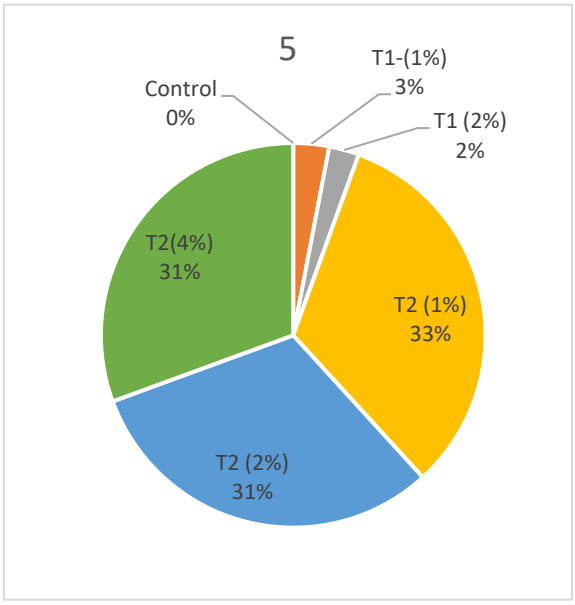
Figura 18

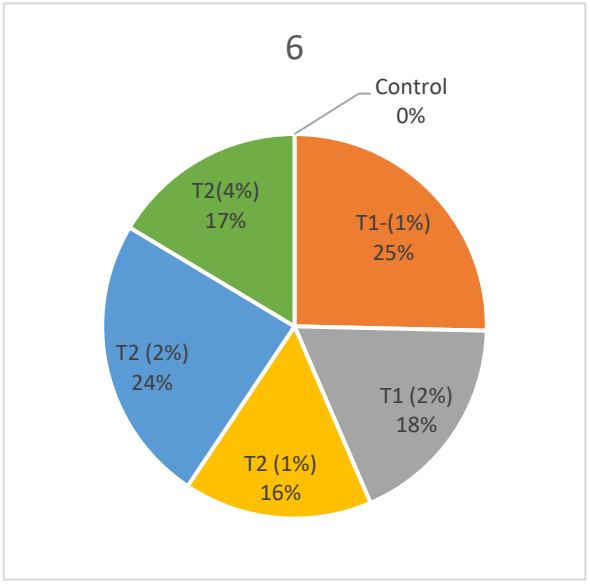
Gráfico de Concentración de HAPs por porcentaje y cantidad de anillos en la biomasa de la lechuga


2
Control
0%
T1-(1%)
12%
T1 (2%)
13%
T2 (1%)
30%
T2 (2%)
27%
T2(4%)
18%


3
Control
0%
T1-(1%)
10%
T1 (2%)
15%
T2 (1%)
27%
T2 (2%)
25%
T2(4%)
23%


4
Control
0%
T1-(1%)
4%
T1 (2%)
4%
T2 (1%)
32%
T2 (2%)
28%
T2(4%)
32%


5
Control
0%
T1-(1%)
3%
T1 (2%)
2%
T2 (1%)
33%
T2 (2%)
31%
T2(4%)
31%


6
Control
0%
T1-(1%)
25%
T1 (2%)
18%
T2 (1%)
16%
T2 (2%)
24%
T2(4%)
17%

V CONCLUSIONES

La aplicación de biocarbón de hueso de aceituna presenta un efecto estadísticamente significativo en la reducción del proceso de germinación de la lechuga regada con CIP. Para el tratamiento de 300°C la germinación disminuyó en un 7.64 %, 8.40 % y 22.89 % para el 1 % (p/p), 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente; donde se observa que a medida que aumentamos la dosis es perjudicial para la planta. Para el de 500°C disminuyó en un 16.37 %, 7.44 % y 19.85 % para el 1 % (p/p), 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente; se observa que de la misma manera al aumentar la dosis es perjudicial.

La aplicación de biocarbón de hueso de aceituna, presenta efecto estadísticamente significativo en la reducción de la altura de la lechuga, en el tratamiento a 300°C, la altura disminuyó en un 27.55 %, 52.05 % y 100 % para las concentraciones de 1 %, 2 % y 4 % (p/p) respectivamente, en comparación con el control con CIP. Esto sugiere que, al incrementar la dosis, el impacto en las plantas es negativo. En el tratamiento a 500°C, se observó una reducción del 32.63 %, 33.06 % y 21.61 % para la concentración del 1 %, 2 % y 4 % (p/p), respectivamente. Destacando así que las concentraciones al 4 % de ambos tratamientos son dañinos para la planta.

La aplicación de biocarbón de hueso de aceituna, presenta efecto estadísticamente significativo en el peso seco de la biomasa aérea, con una disminución en el peso para el tratamiento de 300°C en un 47.24 %, 51.48 %, 100% para el 1 % (p/p), 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente con respecto al control con CIP; donde se observa que a medida que aumentamos la dosis es perjudicial para la planta. Para el de 500°C disminuyó en un 6.89 % para el 1 % (p/p), y un aumento de

31.03 % y 20.68 % para el 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente; se observa que al aumentar la dosis hasta cierto punto aumenta y luego comienza a descender nuevamente, esto puede deberse a que al tener mayor presencia del contaminante la planta se ve afectada por el estrés oxidativo.

La aplicación de biocarbón de hueso de aceituna, presenta efecto estadísticamente significativo en el peso seco de la biomasa radicular, ya que disminuye hasta un 100 % para el tratamiento de 300°C al 4 % (p/p) y para el de 500°C hasta un 69 % pero en el tratamiento al 4 % (p/p) aumenta 76.92 %. Además, se presenta efecto estadísticamente significativo para la longitud de la raíz, donde se observa que en el tratamiento de 300°C la longitud de raíz disminuyo en un 25.47 %, 32.02 %, 100 % para el 1 % (p/p), 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente con respecto al control con CIP; donde se observa que a medida que aumentamos la dosis es perjudicial para la planta. Para el de 500°C disminuyo en un 32.63 %, 33.06, 221.61 % para el 1 % (p/p), 2 % (p/p) y 4 % (p/p) respectivamente.

La aplicación de biocarbón de hueso de aceituna, presenta efecto estadísticamente significativo en el incremento de la concentración de HAPs en la biomasa de lechuga de hasta un promedio entre 10.63 ng g^{-1} (1 % BC 300), 11.54 ng g^{-1} (2 % BC 300), 54.30 ng g^{-1} (1 % BC500), 49.16 ng g^{-1} (2 % BC500) y 48.64 ng g^{-1} (4 % BC500).

VI RECOMENDACIONES

Es fundamental ajustar la cantidad de biocarbón empleada en tratamientos agrícolas para minimizar los impactos adversos observados en el crecimiento de cultivos, como la lechuga. En este estudio se mostró que una concentración del 2 % y 4 % de biocarbón puede reducir significativamente tanto la altura como la biomasa de estas plantas. Por lo tanto, disminuir esta concentración a niveles por debajo del 1 % podría ser más adecuado, permitiendo un desarrollo vegetal más saludable y, al mismo tiempo, preservando la capacidad del biocarbón para adsorber contaminantes.

Es esencial también llevar a cabo un monitoreo continuo de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en la biomasa de lechuga, ya que su concentración aumenta notablemente con el uso de biocarbón. La acumulación de HAPs plantea un riesgo potencial para la salud ambiental, por lo que es imperativo implementar sistemas de control y realizar evaluaciones periódicas para vigilar sus niveles.

Para maximizar la efectividad del biocarbón en la retención de contaminantes como el ciprofloxacino y mitigar la acumulación de HAPs, es recomendable optimizar sus métodos de activación. La activación química, en particular, puede aumentar la porosidad y la superficie específica del biocarbón, lo que mejora su capacidad de adsorción y disminuye su impacto negativo en el medio ambiente.

Finalmente, se sugiere evaluar el uso de biocarbón en una variedad de cultivos, con el fin de identificar especies que muestren mayor resistencia a contaminantes como el ciprofloxacino y los HAPs. Esto podría facilitar una mejor productividad agrícola en suelos contaminados, aprovechando al máximo los beneficios del biocarbón para diferentes tipos de cultivos y condiciones ambientales.

VII BIBLIOGRAFÍA

A, D., Chen, C. xing, Zou, M. yao, Deng, Y. yang, Zhang, X. meng, Du, J. jun, & Yang, Y. (2021). Removal efficiency, kinetic, and behavior of antibiotics from sewage treatment plant effluent in a hybrid constructed wetland and a layered biological filter. *Journal of Environmental Management*, *288*(March), 112435. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112435

Afzal, M. Z., Sun, X. F., Liu, J., Song, C., Wang, S. G., & Javed, A. (2018). Enhancement of ciprofloxacin sorption on chitosan/biochar hydrogel beads. *Science of the Total Environment*, *639*, 560–569. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.129

Agudo, A. (2009). Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP): Acercamiento a su problemática como riesgo laboral. *Secretaria de Salud y Medio Ambiente MCA-UGT*, 130.

Aili, R., Deng, Y., Yang, R., Zhang, X., Huang, Y., Li, H., Jia, S., Yu, L., & Zhang, T. (2023). Molecular Mechanisms of Alfalfa (Medicago sativa L.) in Response to Combined Drought and Cold Stresses. *Agronomy*, *13*(12), 3002. https://doi.org/10.3390/AGRONOMY13123002/S1

Alharbi, H. A., Alotaibi, K. D., EL-Saeid, M. H., & Giesy, J. P. (2023). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Metals in Diverse Biochar Products: Effect of Feedstock Type and Pyrolysis Temperature. *Toxics*, *11*(2). https://doi.org/10.3390/toxics11020096

Ali, I., Ullah, S., He, L., Zhao, Q., Iqbal, A., Wei, S., Shah, T., Ali, N., Bo, Y., Adnan, M., Amanullah, & Jiang, L. (2020). Combined application of biochar and nitrogen

fertilizer improves rice yield, microbial activity and N-metabolism in a pot experiment. *PeerJ*, *8*, 1–29. https://doi.org/10.7717/peerj.10311

Alves, W. S., Manoel, E. A., Santos, N. S., Nunes, R. O., Domiciano, G. C., & Soares, M. R. (2017). Detection of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Medicago sativa L. by fluorescence microscopy. *Micron*, *95*, 23–30. https://doi.org/10.1016/J.MICRON.2017.01.004

Bai, X., Zhang, S., Shao, J., Chen, A., Jiang, J., Chen, A., & Luo, S. (2022). Exploring the negative effects of biochars on the germination, growth, and antioxidant system of rice and corn. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(3), 107398. https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107398

Barrón-Bravo, O. G., Hernández-Marín, J. A., Gutiérrez-Chávez, A. J., Franco-Robles, E., Molina-Ochoa, J., Cruz-Vázquez, C. R., & Ángel-Sahagún, C. A. (2020). Susceptibility of entomopathogenic nematodes to ivermectin and thiabendazole. *Chemosphere*, *253*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126658

Buss, W., Graham, M. C., Shepherd, J. G., & Mašek, O. (2016). Risks and benefits of marginal biomass-derived biochars for plant growth. *Science of the Total Environment*, *569–570*, 496–506. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.129

Carril, P., Ghorbani, M., Loppi, S., & Celletti, S. (2023a). Effect of Biochar Type, Concentration and Washing Conditions on the Germination Parameters of Three Model Crops. *Plants*, *12*(12), 1–12. https://doi.org/10.3390/plants12122235

Carril, P., Ghorbani, M., Loppi, S., & Celletti, S. (2023b). Effect of Biochar Type, Concentration and Washing Conditions on the Germination Parameters of Three Model Crops. *Plants*, *12*(12), 1–12. https://doi.org/10.3390/plants12122235

Christou, A., Agüera, A., Bayona, J. M., Cytryn, E., Fotopoulos, V., Lambropoulou, D., Manaia, C. M., Michael, C., Revitt, M., Schröder, P., & Fatta-Kassinos, D. (2017). The potential implications of reclaimed wastewater reuse for irrigation on the agricultural environment: The knowns and unknowns of the fate of antibiotics and antibiotic resistant bacteria and resistance genes – A review. In *Water Research* (Vol. 123, pp. 448–467). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.004

Duan, Y., Chen, Z., Tan, L., Wang, X., Xue, Y., Wang, S., Wang, Q., Das, R., Lin, H., Hou, J., Li, L., Mao, D., & Luo, Y. (2020a). Gut resistomes, microbiota and antibiotic residues in Chinese patients undergoing antibiotic administration and healthy individuals. *Science of the Total Environment*, *705*, 135674. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135674

Duan, Y., Chen, Z., Tan, L., Wang, X., Xue, Y., Wang, S., Wang, Q., Das, R., Lin, H., Hou, J., Li, L., Mao, D., & Luo, Y. (2020b). Gut resistomes, microbiota and antibiotic residues in Chinese patients undergoing antibiotic administration and healthy individuals. *Science of the Total Environment*, *705*, 135674. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135674

EPA-IRIS. (2017). *Toxicological Review of Benzo [a] pyrene [CASRN 50-32-8]*. *January*, 234. https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0136tr.pdf

Escalante, A., Pérez, G., Hidalgo, C., López, J., Campo, J., Valtierra, E., & Etchevers, J. (2016). Biocarbón (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo Biocarbon (biochar) I: Nature, history, manufacture and use in soil. *Terra Latinoamericana*, *34*, 367–382.

Escarrone, A. L. V., Caldas, S. S., Furlong, E. B., Meneghetti, V. L., Fagundes, C. A. A., Arias, J. L. O., & Primel, E. G. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbons in rice grain dried by different processes: Evaluation of a quick, easy, cheap, effective, rugged and safe extraction method. *Food Chemistry*, *146*, 597–602. https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.09.006

Fan, P., Liu, C., Ke, Z., Zhou, W., & Wu, Z. (2022). Growth and physiological responses in a submerged clonal aquatic plant and multiple-endpoint assessment under prolonged exposure to ciprofloxacin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *239*(May), 113690. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113690

Gad, S. C., & Gad, S. E. (2014). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). In *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition* (pp. 1040–1042). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00911-8

Gibbert, A. M., Guimarães, T., da Silva, E. M. G., da Silva, L. B. X., Vilca, F. Z., & Mendes, K. F. (2024). Raw feedstock vs. biochar from olive stone: Impact on the sorption–desorption of diclosulam and tropical soil improvement. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, *0*(0), 1–14. https://doi.org/10.1080/03601234.2024.2414360

Godlewska, P., & Oleszczuk, P. (2022). Effect of Biomass Addition Before Sewage Sludge Pyrolysis on the Persistence and Bioavailability of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Biochar-Amended Soil. *Chemical Engineering Journal*, *429*(May 2021), 132143. https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132143

Gomes, M. P., Moreira Brito, J. C., Cristina Rocha, D., Navarro-Silva, M. A., & Juneau, P. (2020). Individual and combined effects of amoxicillin, enrofloxacin, and

oxytetracycline on Lemna minor physiology. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *203*(March). https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111025

Gomes, M. P., Rocha, D. C., Moreira de Brito, J. C., Tavares, D. S., Marques, R. Z., Soffiatti, P., & Sant'Anna-Santos, B. F. (2020). Emerging contaminants in water used for maize irrigation: Economic and food safety losses associated with ciprofloxacin and glyphosate. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *196*(March), 110549. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110549

Gracia-Lor, E., Sancho, J. V., Serrano, R., & Hernández, F. (2012). Occurrence and removal of pharmaceuticals in wastewater treatment plants at the Spanish Mediterranean area of Valencia. *Chemosphere*, *87*(5), 453–462. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.025

Greco, G., Videgain, M., Di Stasi, C., Pires, E., & Manyà, J. J. (2021). Importance of pyrolysis temperature and pressure in the concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in wood waste-derived biochars. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, *159*. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105337

Grenni, P., Patrolecco, L., Rauseo, J., Spataro, F., Di Lenola, M., Aimola, G., Zacchini, M., Pietrini, F., Di Baccio, D., Stanton, I. C., Gaze, W. H., & Barra Caracciolo, A. (2019). Sulfamethoxazole persistence in a river water ecosystem and its effects on the natural microbial community and Lemna minor plant. *Microchemical Journal*, *149*(February), 103999. https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.103999

Gudda, F. O., Waigi, M. G., Odinga, E. S., Yang, B., Carter, L., & Gao, Y. (2020). Antibiotic-contaminated wastewater irrigated vegetables pose resistance selection risks to the gut microbiome. In *Environmental Pollution* (Vol. 264). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114752

hou, S., Sun, X., Chen, G., Siddique, K. H. M., Chen, Z., Liu, F., Ping, S., Lai, H., Guo, H., An, Y., Lin, Z., Zhang, Z., Sun, L., & Yang, P. (2024). Biochar 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 Research*, *319*, 109645. https://doi.org/10.1016/J.FCR.2024.109645

Hu, J., Chen, J., Wang, W., & Zhu, L. (2023). Mechanism of growth inhibition mediated by disorder of chlorophyll metabolism in rice (Oryza sativa) under the stress of three polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere*, *329*(January), 138554. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138554

Igwegbe, C. A., Oba, S. N., Aniagor, C. O., Adeniyi, A. G., & Ighalo, J. O. (2021). Adsorption of ciprofloxacin from water: A comprehensive review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, *93*, 57–77. https://doi.org/10.1016/j.jiec.2020.09.023

Ji, X., Feng, J., Li, C., Han, S., Sun, M., Feng, J., Sun, H., Fan, J., & Guo, W. (2020). Corncob biochar as a coating for trace analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in water samples by online in-tube solid-phase microextraction coupled to high performance liquid chromatography. *Microchemical Journal*, *159*(May), 105399. https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105399

Jin, Y., Wu, S., Zeng, Z., & Fu, Z. (2017). Effects of environmental pollutants on gut microbiota. *Environmental Pollution*, *222*, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.045

Johnston, C. W., & Badran, A. H. (2022). Natural and engineered precision antibiotics in the context of resistance. *Current Opinion in Chemical Biology*, *69*, 102160. https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2022.102160

Karakaş, C., Özçimen, D., & İnan, B. (2017). Potential use of olive stone biochar as a hydroponic growing medium. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, *125*(December 2016), 17–23. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2017.05.005

Kennish, M. J. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons. *Encyclopedia of Earth Sciences Series*, 495. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4_25

Krzyszczak, A., Dybowski, M., Jośko, I., Kusiak, M., Sikora, M., & Czech, B. (2022). The antioxidant defense responses of Hordeum vulgare L. to polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives in biochar-amended soil. *Environmental Pollution*, *294*(July 2021). https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118664

Krzyszczak-Turczyn, A., Dybowski, M. P., Kończak, M., Oleszczuk, P., & Czech, B. (2024). Increased concentration of PAH derivatives in biochar-amended soil observed in a long-term experiment. *Journal of Hazardous Materials*, *465*(June 2023). https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133159

Liang, J., Ye, J., Shi, C., Zhang, P., Guo, J., Zubair, M., Chang, J., & Zhang, L. (2022). Pyrolysis temperature regulates sludge-derived biochar production, phosphate adsorption and phosphate retention in soil. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(3), 107744. https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107744

Mamani Ramos, Y., Huamán Castilla, N. L., Colque Ayma, E. J., Mamani Condori, N., Campos Quiróz, C. N., & Vilca, F. Z. (2024). Divergent effects of azithromycin on purple corn (Zea mays L.) cultivation: Impact on biomass and antioxidant

compounds. *PloS One*, *19*(8), e0307548. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0307548

Mendes, K. F., Olivatto, G. P., de Sousa, R. N., Junqueira, L. V., & Tornisielo, V. L. (2019). Natural biochar effect on sorption–desorption and mobility of diclosulam and pendimethalin in soil. *Geoderma*, *347*(December 2018), 118–125. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.038

Mendonça, M. de S., Melo, W. J. de, Melo, G. M. P. de, Bertipaglia, L. M. A., Araujo, A. S. F., Reis, I. M. S., Rocha, S. M. B., Nogueira, T. A. R., Abreu-Junior, C. H., & Jani, A. D. (2024). Açai seed biochar improves soil quality and black pepper seedling development in the Amazon region. *Journal of Environmental Management*, *367*(February). https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121752

Menz, J., Olsson, O., & Kümmerer, K. (2019). Antibiotic residues in livestock manure: Does the EU risk assessment sufficiently protect against microbial toxicity and selection of resistant bacteria in the environment? *Journal of Hazardous Materials*, *379*(June), 120807. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120807

Mohapatra, S., Huang, C. H., Mukherji, S., & Padhye, L. P. (2016). Occurrence and fate of pharmaceuticals in WWTPs in India and comparison with a similar study in the United States. *Chemosphere*, *159*, 526–535. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.047

Mora, A., Torres-Martínez, J. A., Capparelli, M. V., Zabala, A., & Mahlknecht, J. (2022). Effects of wastewater irrigation on groundwater quality: An overview. In *Current Opinion in Environmental Science and Health* (Vol. 25). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100322

Mukhopadhyay, S., Dutta, R., & Das, P. (2020). A critical review on plant biomonitors for determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air through solvent extraction techniques. In *Chemosphere* (Vol. 251). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126441

Mukhtar, A., Manzoor, M., Gul, I., Zafar, R., Jamil, H. I., Niazi, A. K., Ali, M. A., Park, T. J., & Arshad, M. (2020). Phytotoxicity of different antibiotics to rice and stress alleviation upon application of organic amendments. *Chemosphere*, *258*, 127353. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127353

Ñaupas, H., Mejía, E., Novoa, E., & Villagómez, A. (2014). *Metodología de la investigación cuantitativa, cualitativa y redacción de la tesis*.

Nieto-Juárez, J. I., Torres-Palma, R. A., Botero-Coy, A. M., & Hernández, F. (2021a). Pharmaceuticals and environmental risk assessment in municipal wastewater treatment plants and rivers from Peru. *Environment International*, *155*(May). https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106674

Nieto-Juárez, J. I., Torres-Palma, R. A., Botero-Coy, A. M., & Hernández, F. (2021b). Pharmaceuticals and environmental risk assessment in municipal wastewater treatment plants and rivers from Peru. *Environment International*, *155*(May). https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106674

Nikzad, N., & Parastar, H. (2021). Evaluation of the effect of organic pollutants exposure on the antioxidant activity, total phenolic and total flavonoid content of lettuce (Lactuca sativa L.) using UV–Vis spectrophotometry and chemometrics. *Microchemical Journal*, *170*(June), 106632. https://doi.org/10.1016/j.microc.2021.106632

Onalenna, O., & Rahube, T. O. (2022). Assessing bacterial diversity and antibiotic resistance dynamics in wastewater effluent-irrigated soil and vegetables in a microcosm setting. *Heliyon*, *8*(3). https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09089

Patel, A. K., Singhania, R. R., Pal, A., Chen, C. W., Pandey, A., & Dong, C. Di. (2022). Advances on tailored biochar for bioremediation of antibiotics, pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbon pollutants from aqueous and solid phases. *Science of The Total Environment*, *817*, 153054. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.153054

Ramos, A. Q., Ramos, Y. M., Camaticona, N. M. Q., Tejeda, J. L. R., Quiróz, C. N. C., Maldonado, I., Huamán-Castilla, N. L., & Vilca, F. Z. (2023a). Deciphering Ciprofloxacin's Impact on Growth Attributes and Antioxidant Compounds in Pasankalla Quinoa. *Agronomy*, *13*(7), 1738. https://doi.org/10.3390/agronomy13071738

Ramos, A. Q., Ramos, Y. M., Camaticona, N. M. Q., Tejeda, J. L. R., Quiróz, C. N. C., Maldonado, I., Huamán-Castilla, N. L., & Vilca, F. Z. (2023b). Deciphering Ciprofloxacin's Impact on Growth Attributes and Antioxidant Compounds in Pasankalla Quinoa. *Agronomy*, *13*(7), 1738. https://doi.org/10.3390/agronomy13071738

Ramos, Y. M. F. Z. V. (2023). *EFECTO DE LA PRESENCIA DE RESIDUOS DE AZITROMICINA EN EL AGUA DE RIEGO SOBRE EL CULTIVO DE MAIZ MORADO (Zea mays L.) EN LA PROVINCIA DE ILO DURANTE EL PERIODO 2022*. UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA.

Rocha, D. C., da Silva Rocha, C., Tavares, D. S., de Morais Calado, S. L., & Gomes, M. P. (2021). Veterinary antibiotics and plant physiology: An overview. *Science of*

the Total Environment, *767*, 144902. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144902

Rojas, R. (2002). Curso Internacional “GESTIÓN INTEGRAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.” *Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*, 3–19.

Saavedra, G., Corradini, F., Antúnez, A., Felmer, S., Estay, P., & Sepúlveda, P. (2017). Manual de producción de Lechuga. *Manual de Producción de Lechuga Instituto de Desarrollo Agropecuario - Instituto de Investigaciones Agropecuarias Boletin*, 153.

Shen, X., Meng, H., Shen, Y., Ding, J., Zhou, H., Cong, H., & Li, L. (2022). A comprehensive assessment on bioavailability, leaching characteristics and potential risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in biochars produced by a continuous pyrolysis system. *Chemosphere*, *287*(P2), 132116. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132116

Shen, Y., Li, J., Gu, R., Yue, L., Wang, H., Zhan, X., & Xing, B. (2018). Carotenoid and superoxide dismutase are the most effective antioxidants participating in ROS scavenging in phenanthrene accumulated wheat leaf. *Chemosphere*, *197*, 513–525. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.036

Sidhu, H., O’Connor, G., & Kruse, J. (2019). Plant toxicity and accumulation of biosolids-borne ciprofloxacin and azithromycin. *Science of the Total Environment*, *648*, 1219–1226. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.218

Jafari. (2018). *View of Induction of Oxidative Stress and Anatomical Changes by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Medicago sativa L.* https://jchr.org/index.php/JCHR/article/view/86/85

Vilca, F. Z., Galarza, N. C., Tejedo, J. R., Cuba, W. A. Z., Quiróz, C. N. C., & Tornisielo, V. L. (2021). Occurrence of residues of veterinary antibiotics in water, sediment and trout tissue (Oncorhynchus mykiss) in the southern area of Lake Titicaca, Peru. *Journal of Great Lakes Research*, *47*(4), 1219–1227. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.04.012

Vilca, F. Z., Loayza, O. D. V., Ponce, T. E. L., Junqueira, L. V., Galarza, N. C., Torres, N. H., Ferreira, L. F. R., Pinheiro, J. H. P. A., & Tornisielo, V. L. (2022). Presence of enrofloxacin residues in soil and its effect on carbon fixation, number of nodules, and root length of alfalfa (Medicago sativa). *Journal of Hazardous Materials Advances*, *7*(May), 100100. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100100

Wang, J., Xia, K., Waigi, M. G., Gao, Y., Odinga, E. S., Ling, W., & Liu, J. (2018). Application of biochar to soils may result in plant contamination and human cancer risk due to exposure of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environment International*, *121*(September), 169–177. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.09.010

Wang, Q., Duan, Y. J., Wang, S. P., Wang, L. T., Hou, Z. L., Cui, Y. X., Hou, J., Das, R., Mao, D. Q., & Luo, Y. (2020). Occurrence and distribution of clinical and veterinary antibiotics in the faeces of a Chinese population. *Journal of Hazardous Materials*, *383*(August 2019), 121129. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121129

Yang, Y., Ahmed, W., Ye, C., Yang, L., Wu, L., Dai, Z., Khan, K. A., Hu, X., Zhu, X., & Zhao, Z. (2024). Exploring the effect of different application rates of biochar on the accumulation of nutrients and growth of flue-cured tobacco (Nicotiana

tabacum). *Frontiers in Plant Science*, *15*(February), 1–18. https://doi.org/10.3389/fpls.2024.1225031

Yu, X., Chen, J., Liu, X., Sun, Y., & He, H. (2022). The mechanism of uptake and translocation of antibiotics by pak choi (Brassica rapa subsp. chinensis). *Science of the Total Environment*, *810*, 151748. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151748

Zhang, F., Zhang, G., & Liao, X. (2021). Negative role of biochars in the dissipation and vegetable uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an agricultural soil: Cautions for application of biochars to remediate PAHs-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *213*, 112075. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112075

Zhang, G. F., Liu, X., Zhang, S., Pan, B., & Liu, M. L. (2018). Ciprofloxacin derivatives and their antibacterial activities. *European Journal of Medicinal Chemistry*, *146*, 599–612. https://doi.org/10.1016/j.ejmech.2018.01.078

Zhao, D., Zhang, P., Ge, L., Zheng, G. J., Wang, X., Liu, W., & Yao, Z. (2018). The legacy of organochlorinated pesticides (OCPs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Chinese coastal seawater monitored by semi-permeable membrane devices (SPMDs). *Marine Pollution Bulletin*, *137*, 222–230. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.004

Zhao, J., Liang, G., Zhang, X., Cai, X., Li, R., Xie, X., & Wang, Z. (2019). Coating magnetic biochar with humic acid for high efficient removal of fluoroquinolone antibiotics in water. *Science of the Total Environment*, *688*, 1205–1215. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.287

Zhao, N., Yin, Z., Liu, F., Zhang, M., Lv, Y., Hao, Z., Pan, G., & Zhang, J. (2018). Environmentally persistent free radicals mediated removal of Cr(VI) from highly saline water by corn straw biochars. *Bioresource Technology*, *260*(March), 294–301. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.116

Zhao, X., Miao, R., Guo, M., Shang, X., Zhou, Y., & Zhu, J. (2022). Biochar enhanced polycyclic aromatic hydrocarbons degradation in soil planted with ryegrass: Bacterial community and degradation gene expression mechanisms. *Science of the Total Environment*, *838*(February), 156076. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156076

Zirena, F., Duberly, O., Loayza, V., Edith, T., Ponce, L., Vilela, L., Cahui, N., Hortense, N., Fernando, L., Ferreira, R., Heloisa, J., Américo, P., & Luiz, V. (2022). Journal of Hazardous Materials Advances Presence of enrofloxacin residues in soil and its effect on carbon fixation , number of nodules , and root length of alfalfa (Medicago sativa). *Journal of Hazardous Materials Advances*, *7*(April), 100100. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100100

Zmijková, D., Švédová, B., & Růžičková, J. (2022a). Polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar originated from pyrolysis of aseptic packages (Tetra Pak®). *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, *27*(March). https://doi.org/10.1016/j.scp.2022.100682

Zmijková, D., Švédová, B., & Růžičková, J. (2022b). Polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar originated from pyrolysis of aseptic packages (Tetra Pak®). *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, *27*(December 2021). https://doi.org/10.1016/j.scp.2022.100682

VIII ANEXOS

ANEXO 1: Panel fotográfico del experimento

Figura 19

Preparación del sustrato con biocarbón a diferentes porcentajes





Figura 20

Semillas de lechugas germinadas y siembra





ANEXO 2: Panel fotográfico del análisis de HAPS en las plantas y suelo

Figura 21

Procedimiento de análisis Método Quechers



Figura 22

Conducción del Experimento



ANEXO 3: Análisis Estadístico de datos

A. Germinación

Tabla 16

Prueba de Normalidad para Germinación

	Shapiro - Wilk			
	Tratamientos	**Estadísticos**	**gl**	**P- valor**
Data: Germinación	Control – T1	0.99	2	0.84
	T1-1%	0.89	2	0.36
	T1-2%	0.83	2	0.19
	T1-4%	1	2	1
	Control – T2	0.96	2	0.63
	T2-1%	0.90	2	0.40
	T2-2%	0.85	2	0.25
	T2-4%	0.87	2	0.29

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos siguen una distribución normal

Tabla 17

Prueba de homocedasticidad de varianzas para la germinación

Data: Longitud de raíz			
Estadísticos de Levene	**Gl1**	**Gl2**	**p-valor**
2.30	7	16	0.079

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianzas

Tabla 18

ANOVA de 2 factores para el efecto de biocarbón sobre la germinación

Altura de la planta					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	73.50	73.50	6.41	0.0203
Porcentaje	3	252.00	84.00	7.32	0.00185
Error	19	217.80	7.72		
Total	23	543.30			

Tabla 19

Grupos homogéneos de germinación por porcentaje

Tratamientos	N	Media	Grupo Homogéneo
0 % de biocarbón	6	42.00	a
1 % de biocarbón	6	37.00	ab
2 % de biocarbón	6	38.66	bc
4 % de biocarbón	6	33.00	C

Tabla 20

Grupos homogéneos de germinación por tratamiento

Tratamientos	N	Media	Grupo Homogéneo
biocarbón de 300 °C	12	39.41	a
biocarbón de 500 °C	12	35.91	b

Tabla 21

Prueba de contraste para la germinación

Contraste	Diferencia	p- valor
1% biocarbón - crt	-5.0	0.082
2% biocarbón - crt	-3.33	0.348
4% biocarbón -crt	-9.0	0.0010*
2% biocarbón - 1% biocarbón	1.66	0.828
4% biocarbón - 1% biocarbón	-4.00	0.206
4% biocarbón - 2% biocarbón	-5.66	0.041*

Nota. * indica una diferencia significativa

Tabla 22

Prueba de contraste para la germinación

Contraste	Diferencia	p- valor
Biocarbón de 300°C – biocarbón de 500°C	-3.5	0.0203*

Nota. * indica una diferencia significativa

B. Altura de planta

Tabla 23

Prueba de Normalidad para la altura de la planta

	Shapiro - Wilk			
	Tratamientos	**Estadísticos**	**gl**	**P- valor**
Data: altura de planta	Control – T1	1.0	2	1.0
	T1-1%	0.97	2	0.73
	T1-2%	0.87	2	0.30
	T1-4%	-	-	-
	Control – T2	0.92	2	0.46
	T2-1%	0.97	2	0.70
	T2-2%	0.80	2	0.11
	T2-4%	0.97	2	0.68

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos siguen una distribución normal

Tabla 24

Prueba de homocedasticidad de varianzas para la altura de la planta

Data: Longitud de raíz			
Estadísticos de Levene	**Gl1**	**Gl2**	**p-valor**
2.257	7	16	0.084

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianzas

Tabla 25

ANOVA de 2 factores para el efecto de biocarbón sobre la altura de la planta

Altura de la planta					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	205.33	205.33	16.06	0.000753
Porcentaje	3	119.7	39.88	3.119	0.050363
Error	19	242.9	12.79		
Total	23	567.93			

Tabla 26

Grupos homogéneos de la altura de la planta

Tratamientos	N	Media	Grupo Homogéneo
0 % de biocarbón	6	12.16	a
1 % de biocarbón	6	11.42	a
2 % de biocarbón	6	9.38	ab
4 % de biocarbón	6	6.40	b

Tabla 27

Grupos homogéneos de la altura de la planta por tratamiento

Tratamientos	N	Media	Grupo Homogéneo
biocarbón de 300 °C	12	12.76	a
biocarbón de 500 °C	12	6.91	b

Tabla 28

Prueba de contraste para la altura de planta

Contraste	Diferencia	p- valor
1% biocarbón - crt	-0.75	0.983
2% biocarbón - crt	-2.783	0.541
4% biocarbón -crt	-5.766	0.051
2% biocarbón - 1% biocarbón	-2.033	0.759
4% biocarbón - 1% biocarbón	-5.016	0.105
4% biocarbón - 2% biocarbón	-2.983	0.488

Nota. * indica una diferencia significativa

Tabla 29

Prueba de contraste para la altura de planta

Contraste	Diferencia	p- valor
Biocarbón de 300°C – biocarbón de 500°C	5.85	0.00075*

Nota. * indica una diferencia significativa

C. Longitud de raíz

Tabla 30

Prueba de Normalidad para la longitud de raíz

	Shapiro - Wilk			
	Tratamientos	**Estadísticos**	**gl**	**P- valor**
Data: longitud de raíz	Control – T1	1.0	2	1.0
	T1-1%	0.96	2	0.637
	T1-2%	0.88	2	0.321
	T1-4%	-	-	-
	Control – T2	0.75	2	1
	T2-1%	0.83	2	0.193
	T2-2%	0.92	2	0.463
	T2-4%	0.94	2	0.536

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos siguen una distribución normal

Tabla 31

Prueba de homocedasticidad de varianzas para la longitud de raíz de la planta

Data: Longitud de raíz			
Estadísticos de Levene	**Gl1**	**Gl2**	**p-valor**
2.4717	7	16	0.06348

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianzas

Tabla 32

ANOVA de 2 factores para el efecto de biocarbón sobre la longitud de raíz

Longitud de la raíz de lechuga					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	47.04	47.04	5.364	0.03188
Porcentaje	3	200.35	66.78	7.616	0.00153
Error	19	166.31	8.77		
Total	23	413.70			

Tabla 33

Grupos homogéneos de la longitud de raíz por porcentaje

Tratamientos	N	Media	Grupo Homogéneo
0 % de biocarbón	6	12.66	a
1 % de biocarbón	6	11.92	a
2 % de biocarbón	6	11.38	a
4 % de biocarbón	6	5.40	b

Tabla 34

Grupos homogéneos de la longitud de raíz por tratamiento

Tratamientos	N	Media	Grupo Homogéneo
biocarbón de 300 °C	12	11.74	a
biocarbón de 500 °C	12	8.941	b

Tabla 35

Prueba de contraste para la longitud de raíz por porcentaje

Contraste	Diferencia	p- valor
1% biocarbón - crt	-0.75	0.971
2% biocarbón - crt	-1.28	0.87
4% biocarbón -crt	-7.27	0.0022*
2% biocarbón - 1% biocarbón	-0.53	0.99
4% biocarbón - 1% biocarbón	-6.51	0.0059*
4% biocarbón - 2% biocarbón	-5.98	0.01*

Nota. * indica una diferencia significativa

Tabla 36

Prueba de contraste para la longitud de raíz por zonas

Contraste	Diferencia	p- valor
Biocarbón de 300°C – biocarbón de 500°C	2.8	0.031*

Nota. * indica una diferencia significativa

D. Biomasa aérea

Tabla 37

Prueba de Normalidad para la biomasa aérea

	Shapiro - Wilk			
	Tratamientos	**Estadísticos**	**gl**	**P- valor**
Data: biomasa aérea	Control – T1	1.0	2	1.0
	T1-1%	0.81	2	0.15
	T1-2%	0.99	2	0.86
	T1-4%	-	-	-
	Control – T2	0.98	2	0.79
	T2-1%	0.92	2	0.46
	T2-2%	0.87	2	0.30
	T2-4%	1.0	2	1.0

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos siguen una distribución normal

Tabla 38

Prueba de homocedasticidad de varianzas para la biomasa aérea

Data: Biomasa aérea			
Estadísticos de Levene	**Gl1**	**Gl2**	**p-valor**
2.82	7	16	0.051

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianzas

Tabla 39

ANOVA de 2 factores para el efecto de biocarbón sobre la biomasa aérea

Biomasa aérea					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	22.03	22.03	43.49	$2.6x10^{-06}$
Porcentaje	3	2.91	0.971	1.91	0.161
Error	19	9.62	0.51		
Total	23	34.56			

Tabla 40

Grupos homogéneos de la biomasa aérea por porcentaje

Tratamientos	N	Media	Grupo Homogéneo
0 % de biocarbón	6	2.55	a
1 % de biocarbón	6	2.12	a
2 % de biocarbón	6	2.58	a
4 % de biocarbón	6	1.73	a

Tabla 41

Grupos homogéneos de la biomasa aérea por tratamiento

Tratamientos	N	Media	Grupo Homogéneo
biocarbón de 300 °C	12	1.29	b
biocarbón de 500 °C	12	3.20	a

Tabla 42

Prueba de contraste para la biomasa aérea

Contraste	Diferencia	p- valor
1% biocarbón - crt	-0.42	0.73
2% biocarbón - crt	0.02	0.99
4% biocarbón -crt	-0.82	0.22
2% biocarbón - 1% biocarbón	0.45	0.69
4% biocarbón - 1% biocarbón	-0.39	0.76
4% biocarbón - 2% biocarbón	-0.84	0.19

Nota. * indica una diferencia significativa

Tabla 43

Prueba de contraste para la biomasa aérea por zonas

Contraste	Diferencia	p- valor
Biocarbón de 300°C – biocarbón de 500°C	1.91	$2.6x10^{-6}$*

Nota. * indica una diferencia significativa

E. Biomasa Radicular

Tabla 44

Prueba de Normalidad para la biomasa radicular

	Shapiro - Wilk			
	Tratamientos	**Estadísticos**	**gl**	**P- valor**
Data: Biomasa radicular	Control – T1	1.0	2	0.983
	T1-1%	0.92	2	0.463
	T1-2%	1.0	2	0.942
	T1-4%	-	-	-
	Control – T2	1.0	2	1.0
	T2-1%	0.93	2	0.478
	T2-2%	1.0	2	1.0
	T2-4%	1.0	2	1.0

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos siguen una distribución normal

Tabla 45

Prueba de homocedasticidad de varianzas para la biomasa radicular

Data: Biomasa Radicular			
Estadísticos de Levene	**Gl1**	**Gl2**	**p-valor**
2.337	7	16	0.0757

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianzas

Tabla 46

ANOVA de 2 factores para el efecto de biocarbón sobre la biomasa radicular

Peso de las raíces de lechuga					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	2.294	2.2940	86.46	7.49×10^{-8}
Porcentaje	3	2.208	0.7361	27.74	1.41×10^{-6}
Tratamiento: Porcentaje	3	5.850	1.9502	73.50	1.42×10^{-6}
Error	16	0.425	0.0265		
Total	23	10.777			

Tabla 47

Grupos homogéneos de la biomasa radicular

Tratamientos	**N**	**Media**	**Grupo Homogéneo**
0 % de biocarbón	6	1.22	a
1 % de biocarbón	6	1.14	ab
2 % de biocarbón	6	0.82	ab
4 % de biocarbón	6	0.45	b

Tabla 48

Grupos homogéneos de la longitud de raíz por tratamiento

Tratamientos	**N**	**Media**	**Grupo Homogéneo**
biocarbón de 300 °C	12	1.21	a
biocarbón de 500 °C	12	0.597	b

Tabla 49

Prueba de contraste para la biomasa radicular por porcentaje

Contraste	**Diferencia**	**p- valor**
1% biocarbón - crt	-0.405	0.621
2% biocarbón - crt	-0.768	0.129
4% biocarbón -crt	-0.08	0.994
2% biocarbón - 1% biocarbón	-0.363	0.696
4% biocarbón - 1% biocarbón	0.325	0.762
4% biocarbón - 2% biocarbón	0.688	0.197

Nota. * indica una diferencia significativa

Tabla 50

Prueba de contraste para la biomasa radicular por zonas

Contraste	Diferencia	p- valor
Biocarbón de 300°C – biocarbón de 500°C	0.618	0.016*

Nota. * indica una diferencia significativa

F. Contenido de HAPS en lechuga

Tabla 51

Prueba de Normalidad para el contenido Total de HAPs en la planta

	Shapiro - Wilk			
	Tratamientos	**Estadísticos**	**gl**	**P- valor**
Data: HAPs Total	Control – T1	0.932	2	0.497
	T1-1%	0.896	2	0.375
	T1-2%	0.993	2	0.851
	T1-4%	-	-	-
	Control – T2	0.886	2	0.344
	T2-1%	0.966	2	0.654
	T2-2%	0.989	2	0.802
	T2-4%	0.891	2	0.360

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos siguen una distribución normal

Tabla 52

Prueba de homocedasticidad de varianzas para el contenido de HAPs en la planta

Data: Biomasa Radicular			
Estadísticos de Levene	**Gl1**	**Gl2**	**p-valor**
3.1039	5	12	0.05009

Nota. Si el p-valor es mayor al alfa (0.05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianzas

Tabla 53

ANOVA de 2 factores para el efecto del contenido de HAPs en la planta

HAPS Totales					
Fuente de Variación	**gl**	**Suma de cuadrados**	**Media Cuadrática**	**F**	**p- valor**
Tratamientos	1	8440	8440	1301.12	$2.03x10^{-14}$
Porcentaje	3	278	93	14.31	0.0002207
Error	16	84	6		
Total	20	8802			

Tabla 54

Grupos homogéneos del contenido de HAPs en la planta

Tratamientos	**N**	**Media**	**Grupo Homogéneo**
0 % de biocarbón	6	0.000002	c
1 % de biocarbón	6	32.46	b
2 % de biocarbón	6	30.34	b
4 % de biocarbón	3	48.63	a

Tabla 55

Grupos homogéneos de HAPs por tratamiento

Tratamientos	**N**	**Media**	**Grupo Homogéneo**
biocarbón de 300 °C	12	7.39	b
biocarbón de 500 °C	12	50.69	a

Tabla 56

Prueba de contraste para el contenido de HAPs en la planta

Contraste	**Diferencia**	**p- valor**
1% biocarbón - crt	10.81	0.00022*
2% biocarbón - crt	8.69	0.00163*
4% biocarbón -crt	5.33	0.095
2% biocarbón - 1% biocarbón	-2.11	0.498
4% biocarbón - 1% biocarbón	-5.48	0.041*
4% biocarbón - 2% biocarbón	-3.36	0.288

Nota. * indica una diferencia significativa

Tabla 57

Prueba de contraste para la biomasa radicular por zonas

Contraste	Diferencia	p- valor
Biocarbón de 300°C – biocarbón de 500°C	43.30	0*

Nota. * indica una diferencia significativa

ANEXO 4: Resultados Obtenidos

Tabla 58

Resultados obtenidos para el efecto de biocarbón sobre la lechuga

Tratamiento	Altura de la planta		Longitud de raíz		Peso seco de biomasa aérea		Peso seco de biomasa radicular	
	$\bar{X}$	DE	$\bar{X}$	DE	$\bar{X}$	DE	$\bar{X}$	DE
Control sin CIP	8.0	2.0	12.50	2.50	2.22	0.09	1.30	0.34
Control con CIP	16.33	4.16	12.83	0.58	2.9	0.7	1.1	0.1
300 °C al 1%	11.83	2.02	12.17	1.53	1.53	0.37	0.59	0.04
300 °C al 2%	7.83	1.61	11.10	1.49	1.41	0.08	049	0.10
300 °C al 4%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
500 °C al 1%	11.00	2.78	11.67	2.47	2.7	0.4	1.0	0.2
500 °C al 2%	10.93	1.79	11.67	1.04	3.8	0.6	0.4	0.0
500 °C al 4%	12.80	1.57	10.80	0.72	3.5	0.5	2.3	0.2

Donde:

$\bar{X}$: representa el promedio. DE: representa la desviación estándar. La altura de la planta y longitud de la raíz es expresada en centímetros. El peso seco de la biomasa radicular y aérea es expresado en gramos.

Letras diferentes indican diferencias significativas por cada variable respuesta ($p < 0.05$)

Tabla 59

Resultados del contenido de HAPs en las plantas

HAPS		Control sin CIP	Control con CIP	300 °C al 1%	300 °C al 2%	500 °C al 1%	500 °C al 2%	500 °C al 4%
Naftaleno	$\bar{X}$	0.00	0.00	3.39	3.53	8.37	7.31	4.89
	DE	0.00	0.00	0.08	0.14	0.83	0.93	0.71
Fluoreno	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.16	0.13	0.71	0.66	0.52
	DE	0.00	0.00	0.03	0.12	0.06	0.06	0.05
Fenantreno	$\bar{X}$	0.00	0.00	1.74	2.54	4.42	4.00	3.74
	DE	0.00	0.00	0.31	0.67	0.46	0.54	0.15
Antraceno	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.15	0.20	0.22	0.27	0.22
	DE	0.00	0.00	0.02	0.03	0.02	0.06	0.06
Fluoranteno	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.00	0.00	18.30	15.55	18.12
	DE	0.00	0.00	0.00	0.00	1.66	2.48	2.46
Pireno	$\bar{X}$	0.00	0.00	1.40	1.92	2.87	2.39	2.80
	DE	0.00	0.00	0.18	0.27	0.34	0.25	0.76
Benzo.a. anthracene	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.29	0.38	0.23	0.21	0.19
	DE	0.00	0.00	0.08	0.05	0.01	0.03	0.04
Chrysene	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.88	0.77	1.41	1.44	1.46
	DE	0.00	0.00	0.23	0.23	0.11	0.06	0.08
Benzo.b. fluoranthene	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.39	0.38	0.70	0.68	0.70
	DE	0.00	0.00	0.05	0.06	0.02	0.03	0.03
Benzo(k) fluoranthene	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.41	0.41	0.58	0.56	0.54
	DE	0.00	0.00	0.02	0.02	0.02	0.02	0.00

Benzo(a) pyrene	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.76	0.49	1.03	0.95	0.94
	DE	0.00	0.00	0.07	0.06	0.09	0.07	0.15
Dibenzo(a,h) anthracene	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.02	0.03	14.80	14.13	13.82
	DE	0.00	0.00	0.00	0.00	0.31	0.11	0.89
Benzo (g, h, i) perylene	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.21	0.19	0.11	0.13	0.06
	DE	0.00	0.00	0.10	0.07	0.04	0.06	0.03
Indeno(1,2,3-c,d) pyrene	$\bar{X}$	0.00	0.00	0.84	0.56	0.54	0.87	0.62
	DE	0.00	0.00	0.25	0.18	0.37	0.54	0.01

Tabla 60

Resultados de pH, conductividad, TDS y resistencia en el suelo

Tratamiento	**pH**		**Conductividad**		**TDS**		**Resistencia**	
	$\bar{X}$	**DE**	$\bar{X}$	**DE**	$\bar{X}$	**DE**	$\bar{X}$	**DE**
Control sin CIP	7.75	0.04	2.71	0.12	1352.3	58.07	0.37	0.02
Control con CIP	7.70	0	3.0	0.00	1468.5	3.50	0.30	0.00
300 °C al 1%	7.50	0.09	3.08	0.13	1534.3	68.97	0.33	0.01
300 °C al 2%	7.64	0.09	3.78	0.19	1890.0	94.00	0.27	0.01
300 °C al 4%	7.54	0.06	3.66	0.24	1829.50	118.50	0.27	0.02
500 °C al 1%	7.70	0.10	3.50	0.30	1534.33	68.97	0.3	0.0
500 °C al 2%	8.00	0.00	2.80	0.20	1698.67	344.47	0.4	0.0
500 °C al 4%	8.10	0.10	4.40	0.40	1688.33	271.71	0.2	0.0

ANEXO 5: Resultados de Análisis de Suelo en Laboratorio

Figura 23

Análisis fisicoquímico de suelo de llo

LABORATORIO DE INVESTIGACIÓN DE SUELOS Y AGUAS

UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRIGUEZ DE MENDOZA-AMAZONAS

INDES CES

INFORME DE ENSAYO N° : LAB24-AS-1771

DATOS GENERALES

SOLICITANTE	:	MARIA DEL ROSARIO BRICEÑO
TELEFONO	:	986673010
E-MAIL	:	Karinticona0@gmail.com
DOMICILIO LEGAL	:	ASOC. VILLA 28 DE JULIO A-14
RUC / DNI	:	76651893
DEPARTAMENTO	:	MOQUEGUA
PROVINCIA	:	ILO
DISTRITO	:	ILO
CASERÍO O ANEXO	:	NO ESPECIFICA
CÓDIGO DE MUESTRA / PARCELA	:	***NO ESPECIFICA***
MUESTREADO POR	:	***YESSICA TICONA MIRANDA***
MATRIZ	:	SUELO
PRESENTACIÓN	:	BOLSA PLÁSTICA
FECHA DE RECEPCION DE MUESTRAS	:	martes, 9 de Julio de 2024
FECHA DE ANALISIS	:	lunes, 19 de Julio de 2027
AREA DE DESARROLLO DE LOS ANÁLISIS	:	AF, AQ , AFQ y EEA

RESULTADOS DE ANALISIS FISICOQUIMICOS.

CARACTERIZACIÓN

PARÁMETROS	MÉTODO	U.D.	CATEGORÍAS	RESULTADOS	RANGOS
pH	EPA Method 9045 D Rev.4	pH	-	7.59	LIGERAMENTE ALCALINO
CONDUCTIVIDAD ELECTRICA	Método ISO 11265: 1994 (E) / Cor 1:1996	dS/m	-	2.18	MEDIO
NITROGENO	Cálculo	%	-	0.11	MEDIO
FÓSFORO	Método: Olsen Modificado	ppm	-	128.89	ALTO
POTASIO	Método: Extracción con Acetato de Amonio	ppm	-	1226.25	ALTO
CARBONO	Cálculo	%	-	1.28	MEDIO BAJO
MATERIA ORGÁNICA	Método: Walkley y Black	%	-	2.21	MEDIO
CLASE TEXTURAL	Método: Boyoueos	%	Arena	82.65	Areno francoso
		%	Limo	5.93	
		%	Arcilla	11.42	
CIC	Método: Saturación con Acetato de Amonio	meq/100g	-	13.90	BAJO
CATIONES CAMBIABLES	Cálculo	meq/100g	Ca+2	5.64	MEDIO
	Cálculo	meq/100g	Mg+2	3.91	ALTO
	Cálculo	meq/100g	K+	3.11	ALTO
	Cálculo	meq/100g	Na+	0.92	ALTO
	Cálculo	meq/100g	Al+3+H+	0.33	MEDIO
Suma de cationes	Cálculo	meq/100g	-	13.90	-
Suma de bases	Cálculo	meq/100g	-	13.57	-
% Sat. de bases	Cálculo	%	-	100	ALTO

U.D.= Unidad de Medida. AF=Área de Física. AQ= Área química AFQ= Área de Análisis Fisicoquímico. EEA= Área de Espectrofotometría de Emisión Atómica

OBSERVACIONES **SIN OBSERVACIONES**

Este laboratorio está acreditado de acuerdo a la norma internacional reconocida ISO / IEC 17025. Esta acreditación demuestra la competencia técnica para un alcance definido y el funcionamiento de un sistema de gestión de calidad de laboratorio.

"La información resaltada en negrita y cursiva, es información proporcionada por el cliente, lo cual desliga al laboratorio de toda responsabilidad del muestreo realizado por el cliente".

Los resultados presentados son validos únicamente para las muestras ensayadas.

Queda prohibida la reproducción total o parcial de este informe sin la autorización escrita del LABISAG.

Los resultados no pueden ser usados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce

Figura 24

Registro de datos de la cosecha

UNAM	**Proyecto de Tesis:** Evaluación de la Efectividad del biocarbón en la remoción del ciprofloxacion y el aumento en la adsorción de HAPS en lechuga (*Lactuca sativa*), tlo,2023				
Cosechado por: Maria del Rosario Briceño Briceño				**Fecha:**	06/02/2024
N°	**CODIGO DE TRATAMIENTO**	**LONGITUD DE RAIZ**	**ALTURA DEL TALLO**	**PESO SECO DE LA BIOMASA**	
		CM	**CM**	**Radicular (gr)**	**Aérea (gr)**
1	t1 0% - R1	12	11.5	0,77	1.76
2	t1 0% - R2	12.5	10	0,97	2.31
3	t1 0% - R3	15	20	1.3	4.09
4	t1 0% - R4	10.3	7	0,21	1.15
5	t1 0% - R5	10	6	1,64	2.13
6	t1 1% - R1	12	20	0,75	1.29
7	t1 1% - R2	10.3	14	0,58	1,289
8	t1 1% - R3	13.5	10	0,56	1,96
9	t1 1% - R4	11.5	10	0,47	1,47
10	t1 1% - R5	12.5	11.5	0,64	1,35
11	t1 2% - R1	13	9	2,64	3.26
12	t1 2% - R2	12.8	8.5	0,4	1,33
13	t1 2% - R3	10.5	9	0,49	1,42
14	t1 2% - R4	5.3	4.5	0,09	0,22
15	t1 2% - R5	10	6	0,59	1,49
16	t1 4% - R1	0	0	0	0
17	t1 4% - R2	0	0	0	0
18	t1 4% - R3	0	0	0	0
19	t1 4% - R4	0	0	0	0
20	t1 4% - R5	0	0	0	0

UNAM	Proyecto de Tesis: Evaluación de la Efectividad del biocarbón en la remoción del ciprofloxacion y el aumento en la adsorción de HAPS en lechuga (*Lactuca sativa*), Ilo,2023				
Cosechado por: Maria del Rosario Briceño Briceño				Fecha:	06/021/2024
N°	CODIGO DE TRATAMIENTO	LONGITUD DE RAIZ	ALTURA DEL TALLO	PESO SECO DE LA BIOMASA	
		CM	CM	Radicular (gr)	Aérea (gr)
21	t_2 0% - R1	14	17	0,69	2.14
22	t2 0% - R2	13.5	15	0,99	3.58
23	t2 0% - R3	12.5	21	1,21	2.81
24	t2 0% - R4	12.5	11	1.95	3.25
25	t2 0% - R5	12.5	13	1.21	2.28
26	t2 1% - R1	13.5	19.5	1.24	2.85
27	t2 1% - R2	10	11.5	0,98	1.37
28	t2 1% - R3	10.5	8	0,89	2.3
29	t2 1% - R4	10.5	9	2,43	3.48
30	t2 1% - R5	14.5	13.5	1.24	3.03
31	t2 2% - R1	13	10	2,12	6.62
32	t2 2% - R2	10.5	10	0,4	3.06
33	t2 2% - R3	12	9.8	0,42	4
34	t2 2% - R4	10	8.5	0,78	2,16
35	t2 2% - R5	12.5	13	1,59	4,19
36	T2 4% - R1	8	11	0,1	0,38
37	t2 4% - R2	11.4	12.5	2,08	3,95
38	t2 4% - R3	11	11.4	2,48	2,98
39	t2 4% - R4	12	11	0,46	1,16
40	t2 4% - R5	10	14.5	0,75	1,64

"UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA"

VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN

FORMATO DE AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL UNAM

Formulario de autorización para la publicación electrónica en la página web del Repositorio Institucional de la Universidad Nacional de Moquegua, de conformidad con la Ley N° 30035 Ley que regula el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto y Resolución de Comisión Organizadora N° 041-2022-UNAM que aprueba el Reglamento que regula el Repositorio Institucional Digital de la UNAM.

1. DATOS DEL AUTOR

Nombres y Apellidos : MARIA DEL ROSARIO BRICEÑO BRICEÑO
DNI/Carnet de Extranjería/Pasaporte N° : 76651893
Correo electrónico : xarito2708@gmail.com
Teléfono/Celular : 974 687 013

2. GRADO, TITULO O ESPECIALIZACIÓN (Marque con una X)

Bachiller	Título Profesional	Magister	Doctor	Segunda Especialidad
	X			

3. TIPO DE PUBLICACIÓN (Marque con una X)

a) Articulo ( )
b) Tesis de pregrado (X)
c) Tesis de Maestría ( )
d) Tesis de Doctorado ( )
e) Monografía ( )
f) Reporte de caso científico o hallazgos ( )
g) Libro ( )
h) Parte de un libro ( )
i) Revisión ( )
j) Conferencia ( )
k) Presentación ( )
l) Artículo preliminar ( )
m) Articulo antes de ser publicado ( )
n) Artículo de prensa ( )
o) Documentos internos ( )
p) Imagen ( )
q) Documentos técnicos ( )
r) Ponencias presentadas en eventos científicos (Jornada, Congreso, Simposio Conferencias, etc.) ( )
s) Informes de suficiencia profesional ( )
t) Patentes producidas por académicos/as ( )

4. TIPO DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN (Marque con una X)

a) Tesis (X)
b) Trabajo de Investigación ( )
c) Trabajo de suficiencia profesional ( )
d) Trabajo académico ( )

5. DATOS DE LA PUBLICACION

a) Título : EVALUACION DE LA EFECTIVIDAD DEL BIOCARBON EN LA REMOCIÓN DEL CIPROFLOXACINO Y EL AUMENTO EN LA ADSORCIÓN DE HAPS EN LECHUGA (Lactuca sativa), ILO, 2023

b) Campo del conocimiento OCDE (Indicar el código de clasificación OCDE de la obra : https://catalogos.concytec.gob.pe/vocabulario/ocde_ford.html) : 2.07.00 - Ingeniería Ambiental

c) Fecha de publicación : 09/05/2025

6. DATOS DEL ASESOR:

a) Nombres y Apellidos : JOSE LUIS RAMOS TEJEDA
b) DNI/Pasaporte/Cédula : 30430841
c) ORCID : 000-0002-2472-0489

FIRMA : M. Rosario Briceño B.

DOCUMENTO DE IDENTIDAD : 76651893
NOMBRES Y APELLIDOS : María del Rosario Briceño Briceño

LICENCIAS

Licencia Estándar

Bajo los siguientes términos, autorizo el depósito de mi trabajo de investigación en el Repositorio Institucional Digital de la UNAM.

Con la autorización de depósito da mi trabajo de investigación, otorgo a la Universidad Nacional de Moquegua, una Licencia No Exclusiva para reproducir. distribuir, comunicar al público, transformar (únicamente mediante su traducción a otros idiomas) y poner a disposición del público mi trabajo de investigación (incluido el resumen), en formato físico o digital, en cualquier medio, conocido o por conocerse, a través de los diversos servicios provistos por la Universidad, creados o por crearse, tales como el Repositorio Institucional Digital de la UNAM, Colección de Tesis, entre otros, en el Perú y en el extranjero, por el tiempo y veces que considere necesarias, y libre de remuneraciones.

En virtud de dicha Licencia, la UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA, podrá reproducir mi trabajo de investigación en cualquier tipo de soporte y en más de un ejemplar, sin modificar su contenido, solo con los propósitos de seguridad, respaldo y preservación.

Declaro que el trabajo de investigación es una creación de mi autoría y exclusiva titularidad, o coautoría con titularidad compartida, y me encuentro facultado a conceder la presente licencia y, asimismo, garantizo que dicho trabajo de investigación no infringe derechos de autor de terceras personas.

La UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA consignara el nombre del/los autor/es del trabajo de investigación, y no le hará ninguna modificación más de la permitida en la presente licencia.

Autorizo el depósito (marque con una X).

(X) **SI autorizo que se deposite inmediatamente.**

FIRMA : M. Rosario Bricaño B.

DOCUMENTO DE IDENTIDAD : 76651893

NOMBRES Y APELLIDOS : María del Rosario Bricaño

FECHA : 09/05/2025



DECLARACIÓN JURADA DE ORIGINALIDAD DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN / TESIS / TRABAJO DE SUFICIENCIA PROFESIONAL

Yo, María del Rosario Briceño Briceño,
bachiller de la Escuela Profesional de: Ingeniería Ambiental.
de la Universidad Nacional de Moquegua, identificado(a) con DNI Nº. 76651893, autor(a) del Trabajo de Investigación / Tesis / Trabajo de suficiencia profesional, denominado:
EVALUACIÓN DE LA EFECTIVIDAD DEL BIOCARBON EN LA REMOCIÓN DEL CIPROFLOXACINO Y EL AUMENTO EN LA ADSORCIÓN DE HAPS EN LECHUGA (LACTUCA SATIVA), ILO, 2023

Declaro bajo juramento que:

1. El trabajo de investigación es auténtico, siendo resultado de mi trabajo personal, que no se ha copiado, que no se ha utilizado ideas, formulaciones, citas integrales e ilustraciones diversas, sacadas de cualquier tesis, obra, artículo, memoria, etc., (en versión digital o impresa), sin mencionar de forma clara y exacta su origen o autor, tanto en el cuerpo del texto, figuras, cuadros, tablas u otros que tengan derechos de autor. Por tanto, el trabajo de investigación no ha sido plagiado total ni parcialmente.
2. El trabajo de investigación no ha sido autoplagiada, es decir, no ha sido publicada ni presentada anteriormente para obtener algún grado académico previo o título profesional.
3. Los datos presentados en los resultados son reales, no han sido falseados, ni duplicados, ni copiados y por tanto los resultados que se presentan en el trabajo de investigación constituirán aporte a la realidad investigada.

Soy consciente de que, el hecho de no respetar los derechos de autor y hacer plagio, es objeto de sanciones universitarias y/o legales, por lo que asumo cualquier responsabilidad que pudiera derivarse de irregularidades en el trabajo de investigación, así como de los derechos sobre la obra presentada.

Moquegua, 09 de Mayo del 2025



Huella digital

Nombres y Apellidos: María del Rosario Briceño Briceño
DNI: 76651893

Maria Del Rosario Briceño Briceño

EVALUACIÓN DE LA EFECTIVIDAD DEL BIOCARBÓN EN LA REMOCIÓN DEL CIPROFLOXACINO Y EL AUMENTO EN LA AD...

Quick Submit

Quick Submit

Universidad Nacional de Moquegua

Detalles del documento

Identificador de la entrega
trn:oid:::1:3147728225

Fecha de entrega
6 feb 2025, 10:51 a.m. GMT-5

Fecha de descarga
6 feb 2025, 11:00 a.m. GMT-5

Nombre de archivo
INFORME_TESIS_ING_AMBIENTAL_BRICEN_O.pdf

Tamaño de archivo
3.0 MB

125 Páginas

26,055 Palabras

134,897 Caracteres

20% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe

- Bibliografía
- Coincidencias menores (menos de 10 palabras)

Fuentes principales

20%	Fuentes de Internet
6%	Publicaciones
0%	Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alerta de integridad para revisión

Caracteres reemplazados
41 caracteres sospechosos en N.º de páginas
Las letras son intercambiadas por caracteres similares de otro alfabeto.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

Fuentes principales

20% Fuentes de Internet
6% Publicaciones
0% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Fuentes principales

Las fuentes con el mayor número de coincidencias dentro de la entrega. Las fuentes superpuestas no se mostrarán.

1	Internet	
docplayer.es		2%
2	Internet	
biblioteca.inia.cl		2%
3	Internet	
repositorio.unam.edu.pe		2%
4	Internet	
idoc.pub		1%
5	Internet	
ernestoeconomia.blogspot.com		<1%
6	Internet	
repositorio.ucv.edu.pe		<1%
7	Internet	
hdl.handle.net		<1%
8	Internet	
pdfcookie.com		<1%
9	Internet	
unam.edu.pe		<1%
10	Internet	
www.scielo.org.mx		<1%
11	Internet	
ouci.dntb.gov.ua		<1%

12	Internet	
repositorio.unsch.edu.pe		<1%
13	Internet	
repositorio.lamolina.edu.pe		<1%
14	Publicación	
Jiaxi Wang, Xia Yu, Hui Lin, Jiusi Wang, Liping Chen, Yanzhou Ding, Shuai Feng, Jin...		<1%
15	Publicación	
Ayush Dave, Sivamohan N. Reddy. "Solvothermal liquefaction of Tetra Pak waste i...		<1%
16	Internet	
vriunap.pe		<1%
17	Internet	
cursos.universidadagricola.com		<1%
18	Internet	
journals.plos.org		<1%
19	Internet	
essay.utwente.nl		<1%
20	Internet	
repositorio.untels.edu.pe		<1%
21	Publicación	
Wenfen Zhang, Yanhao Zhang, Qiong Jiang, Wenjie Zhao, Ajuan Yu, Hong Chang, ...		<1%
22	Internet	
repositorio.undac.edu.pe		<1%
23	Internet	
jebas.org		<1%
24	Internet	
repository.unika.ac.id		<1%
25	Internet	
www.scribd.com		<1%

26	Publicación	
S. A. NADIN-DAVIS, M. I. SAMPATH, G. A. CASEY, R. R. TINLINE, A. I. WANDELER. "P...		<1%
27	Internet	
escuelajulianbesteiro.ugt.org		<1%
28	Internet	
www.repositorio.unam.edu.pe		<1%
29	Internet	
livrosdeamor.com.br		<1%
30	Internet	
www.teses.usp.br		<1%
31	Publicación	
Fredrick Owino Gudda, Michael Gatheru Waigi, Emmanuel Stephen Odinga, Bing ...		<1%
32	Internet	
meioambientepocos.com.br		<1%
33	Internet	
repositorio.xoc.uam.mx		<1%
34	Publicación	
Shuai hou, Xingrong Sun, Guohao Chen, Kadambot H.M. Siddique et al. "Biochar a...		<1%
35	Internet	
digitalcommons.bau.edu.lb		<1%
36	Internet	
fernandocgunsch.blogspot.com		<1%
37	Internet	
repositorio.continental.edu.pe		<1%
38	Internet	
1library.co		<1%
39	Internet	
repositorio.ug.edu.ec		<1%

40	Internet	
es.scribd.com		<1%
41	Internet	
repositorio.unu.edu.pe		<1%
42	Internet	
ridum.umanizales.edu.co		<1%
43	Internet	
zaguan.unizar.es		<1%
44	Internet	
biblioteca.itson.mx		<1%
45	Internet	
krex.k-state.edu		<1%
46	Internet	
publikasi.lldikti10.id		<1%
47	Internet	
repositorio.uaustral.edu.pe		<1%
48	Internet	
huajsapata.unap.edu.pe		<1%
49	Internet	
www.researchgate.net		<1%
50	Internet	
www.veterinaria.org		<1%
51	Internet	
ojs.mtak.hu		<1%
52	Internet	
ruor.uottawa.ca		<1%
53	Internet	
ediss.uni-goettingen.de		<1%

54 Internet
repositorio.iniap.gob.ec <1%

55 Internet
repositorio.usp.br <1%

56 Publicación
Teka Tesfaye Mengesha, Venkata Ramayya Ancha, L. Syam Sundar, Annett Pollex.... <1%

57 Internet
repositorio.udea.edu.co <1%

58 Internet
researchspace.auckland.ac.nz <1%

59 Internet
portalcris.vdu.lt <1%

60 Internet
repositorio.unfv.edu.pe <1%

61 Internet
orca.cf.ac.uk <1%

62 Internet
pubmed.ncbi.nlm.nih.gov <1%

63 Internet
repository.universitas-bth.ac.id <1%

64 Internet
univida fup.edu.co <1%

65 Internet
repositorio.uladech.edu.pe <1%

66 Internet
www.coursehero.com <1%

67 Internet
www.huber.es <1%

68 Internet
www.mdpi.com <1%

69 Internet
www.unicef.org <1%

70 Publicación
Harrison de la Rosa Ramírez. "Desarrollo de formulaciones de ácido poliláctico (P... <1%

71 Internet
es.slideshare.net <1%

72 Internet
repositorio.uan.edu.co <1%

73 Internet
www.unajma.edu.pe <1%

74 Publicación
Asensio Ramos, Maria del Cristo. "Nuevos Procedimientos de Extraccion Y Deter... <1%

75 Internet
argentina.pochteca.net <1%

76 Internet
burjcdigital.urjc.es <1%

77 Internet
doaj.org <1%

78 Internet
faz.ujed.mx <1%

79 Internet
hal.archives-ouvertes.fr <1%

80 Internet
pdffox.com <1%

81 Internet
repositorio.uncp.edu.pe <1%

82	Internet	
vtechworks.lib.vt.edu		<1%
83	Internet	
www.oalib.com		<1%
84	Internet	
www.tandfonline.com		<1%
85	Publicación	
"Evaluación mundial de la contaminación del suelo", Food and Agriculture Organi...		<1%
86	Publicación	
César Ozuna López. "Estudio de la aplicación de ultrasonidos de alta intensidad e...		<1%
87	Internet	
diariomedicovd.recoletos.es		<1%
88	Internet	
dspace.ucuenca.edu.ec		<1%
89	Internet	
fdocuments.es		<1%
90	Internet	
quecaracteristicas.com		<1%
91	Internet	
repositorio.espam.edu.ec		<1%
92	Internet	
repositorio.unan.edu.ni		<1%
93	Internet	
repositorio.unap.edu.pe		<1%
94	Internet	
riosdeideas.wordpress.com		<1%
95	Internet	
tesis.pucp.edu.pe		<1%

96 Internet

zaloamati.azc.uam.mx <1%

Universidad Nacional de Moquegua

RESOLUCIÓN DE CONSEJO UNIVERSITARIO
N° 807-2025-CU

Moquegua, 13 de noviembre de 2025

VISTOS:

El Proveído N° 4543-2025-R de fecha 06 de noviembre de 2025 emitido por el Rectorado, Informe N° D0469-2025-UNAM-R-SG de fecha 05 de noviembre de 2025 emitido por el Secretario General, Informe Técnico N° D0151-2025-SEGE-GT emitido por la Especialista Administrativo I–Grados y Títulos, el Acuerdo del Pleno del Consejo Universitario de Sesión Extraordinaria N° 43-2025-SE-CU-UNAM, de fecha 12 de noviembre de 2025, y;

CONSIDERANDO:

Que, conforme al 4to párrafo del artículo 18, de la Constitución Política del Perú, dispone que cada Universidad es autónoma en su régimen normativo, de gobierno, académico, administrativo y económico. Y el artículo 8° de la Ley Nº 30220-Ley Universitaria, establece que la referida autonomía inherente a las Universidades, se ejerce de conformidad con la Constitución y demás normativa aplicable. Concordante con el artículo 1, de la Ley Nº 31520, Ley que restablece la autonomía y la institucionalidad de las universidades peruanas, así como la Ley N° 32141, Ley que modifica la Ley N° 30220-Ley Universitaria, a fin de fortalecer la institucionalidad de las Universidades Públicas licenciadas;

Que, el Artículo 58, de la Ley N° 30220-Ley Universitaria, establece que el Consejo Universitario es el máximo órgano de gestión, dirección y ejecución académica y administrativa de la Universidad. Concordante con el artículo 18° del Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua, aprobado bajo Resolución de Asamblea Universitaria N° 015-2025-AU-UNAM;

Que, el artículo 59 de la Ley Universitaria-Ley N° 30220, establece las atribuciones del Consejo Universitario, y específicamente el numeral 59.9, establece; Conferir los grados académicos y los títulos profesionales aprobados por las Facultades y Escuela de Posgrado, así como otorgar distinciones honoríficas y reconocer y revalidar los estudios, grados y títulos de universidades extranjeras, cuando la universidad está autorizada por la Superintendencia Nacional de Educación Superior Universitaria. Concordante con el numeral 14, del artículo 20° del Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua;

Que, el Sr. Rector es el personero y representante legal de la Universidad Nacional de Moquegua, conforme a lo dispuesto por la Ley Nº 30220-Ley Universitaria, tiene a su cargo la Dirección, Conducción y Gestión del Gobierno Universitario en todos sus ámbitos, concordante con el artículo 24° y numeral 2 del artículo 26° del Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua;

Que, mediante Informe Técnico N° D0151-2025-SEGE-GT, de fecha 04 de noviembre de 2025, e Informe N° D0469-2025-UNAM-R-SG de fecha 05 de noviembre de 2025, el Secretario General de la UNAM, remite al Rectorado los expedientes para el trámite de Título Profesional de Ingeniero Ambiental de los Bachilleres: BRICEÑO BRICEÑO MARIA DEL ROSARIO, LUQUE CHECALLA MARIANS ROMINA y CHIPANA CONDORI BRAYAN ALEXANDER de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, quienes se encuentran aptos para la expedición del Título Profesional de Ingeniero Ambiental, al haber cumplido satisfactoriamente con los requisitos legales y reglamentarios, exigidos en el Reglamento de Grados y Títulos de la Universidad Nacional de Moquegua, conforme lo señala la Dirección de Actividades y Servicios Académicos y la Dirección de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental; razón por la cual, el señor Secretario General incluye dichos expedientes como punto de agenda para ser tratado en Sesión Extraordinaria de Consejo Universitario de fecha 12 de noviembre de 2025;

Que, el artículo 44° de la Ley N° 30220, Ley Universitaria señala que las universidades otorgan los grados académicos de Bachiller, Maestro, Doctor y los Títulos Profesionales que correspondan, a nombre de la Nación (...). Asimismo la Ley N° 31803, modifica el artículo en mención adicionando; La Superintendencia Nacional de Educación Superior Universitaria (SUNEDU) determina los criterios, así como establece y supervisa el procedimiento administrativo para el reconocimiento de grados y títulos otorgados en el extranjero, en el marco de la normativa vigente;

Que, el numeral 45.2 del artículo 45° de la Ley Nº 30220, Ley Universitaria, precisa los requisitos mínimos para la obtención del título profesional, como son: el grado de Bachiller y la aprobación de una tesis o trabajo de suficiencia profesional. Asimismo, establece que el título profesional solo se puede obtener en la universidad en la cual se haya obtenido el grado de bachiller;

Que, mediante Resolución de Comisión Organizadora N° 1153-2021-UNAM, se aprobó el Reglamento de Grados y Títulos de la Universidad Nacional de Moquegua, el mismo que fue modificado a través de las Resoluciones de Comisión Organizadora N° 410; 453 y 890-2022, N° 880-2023-UNAM y N° 081, 484-2024-UNAM el cual establece los requisitos y norma los procedimientos para la obtención de los grados académicos y títulos profesionales conferidos por esta Casa Superior de Estudios;

Que, bajo el amparo de los considerandos precedentes, el Pleno del Consejo Universitario en Sesión Extraordinaria N° 43-2025-SE-CU-UNAM, de fecha 12 de noviembre de 2025, emitió, el siguiente, Acuerdo; POR UNANIMIDAD: CONFERIR, a nombre de la Nación el Título Profesional de Ingeniero Ambiental por la modalidad de sustentación de tesis a los Bachilleres: BRICEÑO

Universidad Nacional de Moquegua

RESOLUCIÓN DE CONSEJO UNIVERSITARIO
N° 807-2025-CU

Moquegua, 13 de noviembre de 2025

BRICEÑO MARIA DEL ROSARIO, LUQUE CHECALLA MARIANS ROMINA y CHIPANA CONDORI BRAYAN ALEXANDER, de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Moquegua;

Que, mediante la Resolución Rectoral Nº 282-2025-R-UNAM de fecha 05 de noviembre de 2025, se resolvió ENCARGAR, al Dr. Alejandro Manuel Ecos Espino, en su calidad de Vicerrector Académico el Despacho de Rectorado de la Universidad Nacional de Moquegua, para que ejerza las funciones correspondientes en ausencia del Rector, durante los días 12, 13 y 14 de noviembre de 2025, por tanto, en aplicación de lo dispuesto por el numeral 5 del artículo 30 del Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua, y conforme a los considerandos del referido acto administrativo, el señor Vicerrector Académico asume el cargo, con todas las prerrogativas de la autoridad;

En uso de las facultades y atribuciones conferidas por el Art. 18, de la Constitución Política del Perú, la Ley N° 30220-Ley Universitaria, el Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua, y a lo acordado por el pleno del Consejo Universitario;

SE RESUELVE:

ARTÍCULO 1°: CONFERIR, A NOMBRE DE LA NACIÓN a los Bachilleres

- **BRICEÑO BRICEÑO MARIA DEL ROSARIO**
  TESIS : "EVALUACIÓN DE LA EFECTIVIDAD DEL BIOCARBÓN EN LA REMOCIÓN DEL CIPROFLOXACINO Y EL AUMENTO EN LA ADSORCIÓN DE HAPS EN LECHUGA (Lactuca sativa), ILO, 2023", cuyo asesor principal fue MSc. Jose Luis Ramos Tejeda.
- **LUQUE CHECALLA MARIANS ROMINA**
  "METAGENÓMICA MICROALGAL DEL EMBALSE PASTO GRANDE Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS EN RELACIÓN A LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS DURANTE ÉPOCAS DE ESTIAJE Y AVENIDA, MOQUEGUA – 2023", cuyo asesor principal fue el Dr. Hebert Hernan Soto Gonzales.
- **CHIPANA CONDORI BRAYAN ALEXANDER**
  "METAGENÓMICA MICROALGAL DEL EMBALSE PASTO GRANDE Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS EN RELACIÓN A LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS DURANTE ÉPOCAS DE ESTIAJE Y AVENIDA, MOQUEGUA – 2023", cuyo asesor principal fue el Dr. Hebert Hernan Soto Gonzales.

El **TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL.**

Por la modalidad de SUSTENTACIÓN DE TESIS, de la Escuela Profesional Ingeniería Ambiental, de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Moquegua.

ARTÍCULO 2°: ENCARGAR, al Secretario General a través de quien corresponda, para que realice las acciones pertinentes relacionadas con la inscripción correspondiente en el Registro de Grados y Títulos de la Superintendencia Nacional de Educación Superior Universitaria – SUNEDU.

ARTÍCULO 3°: DISPONER el cumplimiento de la presente Resolución a todas las dependencias de la Universidad Nacional de Moquegua.

ARTÍCULO 4°: DISPONER la publicación de la presente resolución en el Portal Institucional de la Universidad Nacional de Moquegua www.unam.edu.pe

REGÍSTRESE, PUBLÍQUESE, Y CÚMPLASE;

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA SECRETARIA GENERAL

ABOG. EDGAR PINTO HUANCAVILCA
SECRETARIO GENERAL

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA CONSEJO UNIVERSITARIO

DR. ALEJANDRO MANUEL ECOS ESPINO
RECTOR (e)
PRESIDENTE DEL CONSEJO UNIVERSITARIO

DISTRIBUCION: VRA, VRI, FAIN, EPIAM, DA, OPI, OTI, Interesados c.c. Arch.

Domicilio Legal: Prolongación Av., Ancash S/N - Moquegua
RUC: 20449347448 - Teléfono: (053) 670168
Página Web: www.unam.edu.pe