UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

TESIS:

"EVALUACIÓN DE LA MOVILIDAD DEL CIPROFLOXACINO EN SUELO, DEBIDO AL USO DE BIOCARBÓN DE PENCA DE TUNA *(Opuntia ficus-indica)*"

PRESENTADO POR:

Bach. WENDY SABRINA MIO CESPEDES

ASESOR:

DR. FRANZ ZIRENA VILCA

CO-ASESOR:

MSc. ELVIS JACK COLQUE AYMA

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO AMBIENTAL

ILO – PERÚ

2026

UNAM
UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA UNAM FEDATARIO

Folio Nº 085

ACTA DE SUSTENTACIÓN

I. Modalidad:

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

II. Documento de aprobación para la sustentación:

Resolución de Consejo de Facultad N° 325-2026-CF-FAIN-UNAM

Fecha: 13/07/2026

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

Evaluación de la movilidad del ciprofloxacino en suelo, debido al uso de biocarbón de penca de tuna (Opuntia ficus-indica)

Bachiller: Wendy Sabrina Mio Céspedes

Asesor Principal: Dr. Franz Zirena Vilca

Co-Asesor: MSc. Elvis Jack Colque Ayma

IV. Se dictamina:

Como: aprobado por unanimidad la sustentación de manera:

Presencial [X] Virtual [ ]

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

Opta el Título Profesional de INGENIERO AMBIENTAL.

Siendo las 11:00 horas, del 15 de julio del año 2026 se procede con la firma en conformidad de lo dictaminado por el Jurado.

Presidente
HEBERT HERNAN SOTO GONZALES

Paulino F. Rios Zapana
Primer Miembro

Nilton Beltrán Rojas Bricaño
Segundo Miembro

WENDY SABRINA MIO CESPEDES
Bachiller

DEDICATORIA

A Dios, por acompañarme en esta aventura, por cuidarme y darme fortaleza en los momentos difíciles.

A mis papás, Ayde y Ayben, por ser mi mayor inspiración, por su amor, sacrificio y apoyo incondicional. Gracias por enseñarme a no rendirme, a confiar en mí misma y a seguir adelante aun cuando las cosas no fueran fáciles.

Mis hermanos, Jean Carlos, Amy Lucero y Mia Guadalupe, porque son una bendición en mi vida y el motor que me impulsa a seguir adelante. Deseo de todo corazón que cada uno alcance sus sueños y tenga éxito en su vida personal y profesional. Espero que nunca dejen de luchar por aquello que desean y que podamos celebrar juntos cada uno de nuestros logros.

A mi enamorado, Luis Mahavi, por acompañarme en la recta final de este camino, por impulsarme a no rendirme y por brindarme el soporte emocional que necesitaba para continuar.

A todos ustedes, gracias por ser parte de este logro.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Moquegua y a la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, por ser parte fundamental de mi formación y brindarme los conocimientos y experiencias que hoy forman parte de mi crecimiento profesional y personal.

Mi gratitud también a los docentes que me acompañaron durante estos años, por las enseñanzas compartidas, su dedicación y cada experiencia que aportó a mi formación.

De manera especial, al Dr. Franz Zirena Vilca, mi asesor, y al MSc. Elvis Jack Colque Ayma, mi co-asesor, por su orientación, paciencia y disposición durante el desarrollo de esta investigación. Sus consejos y observaciones fueron valiosos para llevar esta tesis hasta su culminación.

Extiendo mi reconocimiento a los miembros del jurado, Dr. Hebert Soto, MSc. Nilton Rojas e Ing. Paulino Ríos, por el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo y por sus aportes, que permitieron enriquecer la investigación.

Mi agradecimiento al Laboratorio de Contaminantes Orgánicos y Ambiente (GICOA), por facilitarme sus instalaciones y equipos, fundamentales para la realización de los análisis.

A mis compañeras Yessica, Yoselin y Jovarina, por acompañarme durante la ejecución de esta tesis, por su paciencia, orientación y por tenderme una mano cuando más lo necesitaba.

Con especial cariño, agradezco a mi madrina, Angy Zevallos Terrazas, y a la familia Zevallos Sandoval, por su confianza y apoyo desde el inicio de mi formación profesional. Gracias por creer en mí.

También quiero agradecer a la familia Loaiza de la Cuba, por su cariño y cercanía, especialmente durante la etapa final de este proceso. Gracias por estar presentes y hacer más llevadero este último tramo.

Finalmente, a todas las personas que, de una u otra manera, estuvieron presentes durante estos años. Cada palabra, consejo y gesto de cariño ocupa un lugar especial en este logro, que hoy recibo con profunda gratitud y satisfacción.

RESUMEN

Los antibióticos constituyen contaminantes emergentes de creciente preocupación ambiental. El ciprofloxacino (CIP), una fluoroquinolona de amplio espectro, ingresa a los suelos agrícolas mediante riego con aguas residuales y uso de estiércol, donde persiste y favorece la proliferación de genes de resistencia. La presente investigación evaluó el efecto del biocarbón de penca de tuna (*Opuntia ficus-indica*) sobre la movilidad del CIP en suelo del valle del río Osmore, con estudios de adsorción, desorción y lixiviación. Se emplearon cuatro tratamientos: suelo sin enmienda (0% BC) y suelo con 1%, 2% y 4% de biocarbón (p/p), producido por pirólisis lenta a 600 °C. Los ensayos siguieron el protocolo OCDE 106 con cinco concentraciones iniciales de CIP (0.005–0.500 mg/L) en $CaCl_2$ 0.01 mol L^{-1}; la cuantificación se realizó por LC/MSMS y la adsorción fue modelada con la isoterma de Freundlich lineal y no lineal. Los ensayos de lixiviación se condujeron en columnas de vidrio con muestreo a las 12, 24, 36 y 48 horas. La adsorción superó el 94% de remoción para concentraciones ≥ 0.100 mg/L. El modelo no lineal fue superior (R^2 = 0.921–0.967) al lineal (R^2 = 0.608–0.790). La desorción no superó el 20% y la lixiviación acumulada fue inferior al 0.13%. El biocarbón no modificó significativamente la movilidad del CIP; solo la comparación entre dosis extremas (1% vs. 4% BC) resultó estadísticamente significativa, evidenciando que la alta capacidad de retención del suelo franco (pH 7.4, 2.6% materia orgánica) generó un efecto techo que limitó el impacto atribuible al biocarbón.

Palabras clave: ciprofloxacino, biocarbón, *Opuntia ficus-indica*, adsorción, desorción, lixiviación, isoterma de Freundlich.

ABSTRACT

Antibiotics are emerging contaminants of growing environmental concern. Ciprofloxacin (CIP), a broad-spectrum fluoroquinolone, enters agricultural soils through irrigation with wastewater and the use of manure, where it persists and promotes the proliferation of resistance genes. This research evaluated the effect of prickly pear cactus (*Opuntia ficus-indica*) biochar on CIP mobility in soil from the Osmore River Valley, using adsorption, desorption, and leaching studies. Four treatments were employed: unamended soil (0% BC) and soil with 1%, 2%, and 4% biochar (w/w), produced by slow pyrolysis at 600 °C. The assays followed the OECD 106 protocol with five initial concentrations of CIP (0.005–0.500 mg/L) in 0.01 mol L^{-1} $CaCl_2$; Quantification was performed by LC/MS/MS, and adsorption was modeled using linear and nonlinear Freundlich isotherms. Leaching tests were conducted in glass columns with sampling at 12, 24, 36, and 48 hours. Adsorption exceeded 94% removal for concentrations ≥ 0.100 mg/L. The nonlinear model performed better (R^2 = 0.921–0.967) than the linear model (R^2 = 0.608–0.790). Desorption did not exceed 20%, and cumulative leaching was less than 0.13%. Biochar did not significantly modify CIP mobility. Only the comparison between extreme doses (1% vs. 4% BC) was statistically significant, showing that the high retention capacity of the loam soil (pH 7.4, 2.6% organic matter) generated a ceiling effect that limited the impact attributable to the biochar.

Keywords: ciprofloxacin, biochar, *Opuntia ficus-indica*, adsorption, desorption, leaching, Freundlich isotherm.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN 1
I. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN 3
1.1. Descripción y formulación del problema 3
1.2. Objetivos 5
1.2.1. Objetivo general 5
1.2.2. Objetivos específicos 5
1.3. Justificación e importancia 6
1.4. Hipótesis 6
1.4.1. Hipótesis general 6
1.4.2. Hipótesis específicas 6
1.5. Variables 7
II. MARCO TEÓRICO 8
2.1. Antecedentes 8
2.2. Bases teóricas sobre el tema de investigación 10
2.2.1 Contaminantes emergentes 10
2.2.2. Toxicidad de los contaminantes emergentes 11
2.2.3 Relación antibiótico-planta 12
2.2.4 Genes resistentes a antibióticos 12
2.2.5 Formas de inserción del antibiótico al suelo 13
2.2.6 Componentes Del Suelo 14
2.2.7 Antibióticos 15
2.2.8 Ciprofloxacino 16
2.2.9 Movilidad de los contaminantes orgánicos 17
2.2.9.1 Adsorción. 17
2.2.9.2 Desorción. 17
2.2.9.3 Lixiviación. 17
2.2.10 Isotermas 18
2.2.11 Biocarbón 18
III. METODOLOGÍA 19
3.1. Tipo y nivel de investigación 19
3.2. Diseño de investigación 19
3.3. Ámbito temporal y espacial 19

3.4. Población y muestra 21
3.5. Instrumentos 21
3.6. Procedimiento 22
3.6.1 Proceso de elaboración de biocarbón 22
3.6.2 Caracterización fisicoquímica del biocarbón de penca de tuna 23
3.6.3 Recolección y acondicionamiento de la muestra de suelo 25
3.6.4 Adsorción - Desorción de Ciprofloxacino en suelo usando biochar de Penca de Tuna 27
3.6.4.1 Estudio de Adsorción 27
3.6.4.2 Estudio de Desorción 28
3.6.4.3 Validación analítica del proceso de adsorción- desorción 29
3.6.4.4 Modelo de isoterma de adsorción y desorción 30
3.6.4.5 Proceso matemático para el modelo de adsorción 30
3.6.5 Lixiviación de Ciprofloxacino en suelo usando Biocarbón de Penca de Tuna 34
3.6.5.1 Estudio de Lixiviación 34
3.6.5.2 Dosificación y aplicación de Ciprofloxacino (CP) 36
3.6.5.3 Recolección de lixiviados 37
3.7 Análisis de datos 37
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 38
4.1 Adsorción 39
4.1.1 Concentraciones de equilibrio y masa adsorbida 39
4.1.2 Porcentaje de remoción de CIP 43
4.1.3 Modelamiento de la isoterma de Freundlich 45
4.1.4 Isotermas de Adsorción de Freundlich por Tratamiento 49
4.1.5 Síntesis comparativa y superioridad del modelo no lineal 56
4.1.6 Análisis Estadístico 57
4.1 Desorción 61
4.2.1 Porcentaje de desorción por tratamiento y concentración 61
4.2.2 Retención neta: balance adsorción-desorción 63
4.2.3 Análisis Estadístico 66
4.3 Lixiviación 68
4.3.1 Concentración de CIP en el lixiviado y dinámica temporal 68
4.3.2 Porcentaje de lixiviación acumulada y masa lixiviada 72
4.3.3 Análisis Estadístico 73

V. CONCLUSIONES 75
VI. RECOMENDACIONES 75
BIBLIOGRAFÍA 77
ANEXOS 90

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Esquema del impacto de los contaminantes emergentes en el ambiente y los seres humanos 11
Figura 2 Principales rutas o fuentes de antibióticos 13
Figura 3 Formas de agua en el suelo 14
Figura 4 Fases del suelo 15
Figura 5 Estructura del ciprofloxacino 16
Figura 6 Mapa de ubicación del proyecto y lugar de extracción de suelo 20
Figura 7 Metodología para elaboración de biocarbón de penca de tuna 23
Figura 8 Metodología para adsorción 27
Figura 9 Metodología para desorción 28
Figura 10 Curva de calibración de Ciprofloxacino 29
Figura 11 Preparación de columna se suelo con biocarbón. 35
Figura 12 Modelo de instalación de las columnas de lixiviación 35
Figura 13 Uso de la bomba peristáltica para la simulación 36
Figura 14 Metodología para lixiviación 37
Figura 15 Cinética de adsorción de CIP en suelo del valle del río Osmore (0% BC). Cada punto representa el promedio de tres réplicas. 39
Figura 16 Isoterma de Freundlich para el tratamiento control (0% BC). Panel izquierdo: curva en coordenadas originales (CS vs. CE) 50
Figura 17 Isoterma de Freundlich para el tratamiento 1% BC 51
Figura 18 Isoterma de Freundlich para el tratamiento 2% BC 53
Figura 19 Isoterma de Freundlich para el tratamiento 4% BC 55
Figura 20 Concentración de CIP en el lixiviado (mg/L) por tratamiento de biocarbón y tiempo de muestreo. BC = biocarbón; determinado por LC/MSMS 69
Figura 21 Dinámica temporal de la concentración de CIP en el lixiviado según dosis de biocarbón (BC). 71
Figura 22 Toma de muestras de suelo en campo y registro de coordenadas GPS 90

Figura 23 Preparación de la solución de $CaCl_2$ 0.01 mol L^{-1} en laboratorio 91
Figura 24 Soluciones estándar de ciprofloxacino (CIP) a diferentes concentraciones. 91
Figura 25 Proceso de preparación de la biomasa de tuna (Opuntia ficus-indica) en laboratorio 92
Figura 26 Deshidratado de la penca de Tuna en la estufa.....92
Figura 27 Carbonización de la biomasa de penca de tuna en la mufla.....93
Figura 28 Molienda, tamizado y almacenamiento del biocarbón de penca de tuna 94
Figura 29 Preparación de muestras para los ensayos de adsorción y desorción 95
Figura 30 Adición de ciprofloxacino a las muestras en los ensayos de adsorción y desorcións 96
Figura 31 Agitación y centrifugación de las muestras en los ensayos de adsorción y desorción.....96
Figura 32 Preparación de muestras para análisis en cromatógrafo líquido acoplado a espectrometría de masas (LC/MSMS).....97
Figura 33 Preparación de materiales para el ensayo de lixiviación en columna 97
Figura 34 Saturación capilar ascendente de las columnas con solución de $CaCl_2$ 0.01 mol L.....98
Figura 35 Proceso de lixiviación en columnas de suelo 99
Figura 36 Reporte de Análisis en Laboratorio 115
Figura 37 Reportes de Adsorción.....119
Figura 38 Reporte de Desorción 120
Figura 39 Reporte de Lixiviación 122
Figura 40 Cálculo de datos experimentales Ce y Qe para Ciprofloxacina 123

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Operacionalización de variables.....7
Tabla 2 Distribución y patrón de PPCP en plantas.....12
Tabla 3 Propiedades fisicoquímicas reportadas en la literatura para biocarbones de *Opuntia ficus-indica* y biomasa lignocelulósica pirolizados a 500–700 °C (valores de referencia comparativa).....24
Tabla 4 Propiedades fisicoquímicas del suelo del valle del río Osmore 26
Tabla 5 Datos experimentales para Modelo de Freundlich al 0% de BC.....31
Tabla 6 Datos experimentales para Modelo de Freundlich al 1% de BC.....32

Tabla 7 Datos experimentales para Modelo de Freundlich al 2% de BC.....32
Tabla 8 Datos experimentales para Modelo de Freundlich al 4% de BC.....33
Tabla 9 Relación de Biocarbón con la masa de suelo 34
Tabla 10 Concentración de equilibrio (CE) y cantidad adsorbida (CS) de CIP por tratamiento y concentración inicial. 40
Tabla 11 Porcentaje de remoción de CIP por adsorción según tratamiento y concentración inicial.....43
Tabla 12 Parámetros de la isoterma de Freundlich Lineal (FL) y No Lineal (FNL) por tratamiento.....45
Tabla 13 Porcentaje de desviación promedio y R^2 por modelo y tratamiento.....48
Tabla 14 Medias y desviaciones estándar de la adsorción de ciprofloxacino por combinación de tratamiento (mg/L) 58
Tabla 15 Porcentaje de desorción promedio de CIP por tratamiento y concentración.....61
Tabla 16 Retención neta de CIP (% adsorción − % desorción) por tratamiento y concentración inicial.....63
Tabla 17 Medias y desviaciones estándar de la desorción de ciprofloxacino por combinación de tratamiento (mg/L) 67
Tabla 18 Concentración media de CIP en lixiviado (mg/L) por tratamiento y tiempo de muestreo.....69
Tabla 19 Masa lixiviada acumulada y porcentaje de lixiviación de CIP por tratamiento (48 horas).....72
Tabla 20 Resultados del ANOVA de dos factores para la concentración de CIP en lixiviado 74
Tabla 21 ANOVA de dos factores para la adsorción de ciprofloxacino 100
Tabla 22 Pruebas de verificación de supuestos del ANOVA.....100
Tabla 23 Comparaciones post hoc de Dunn-Holm entre dosis de biocarbón por nivel de CIP 101
Tabla 24 Medias y desviaciones estándar de la adsorción de ciprofloxacino por combinación de tratamiento (mg/L) 102
Tabla 25 ANOVA de dos factores para la desorción de ciprofloxacino.....104
Tabla 26 Pruebas de verificación de supuestos del ANOVA para desorción 104
Tabla 27 Comparaciones post hoc de Dunn-Holm entre dosis de biocarbón por nivel de CIP para desorción 106

Tabla 28 Medias y desviaciones estándar de la desorción de ciprofloxacino por combinación de tratamiento (mg/L) 108
Tabla 29 Estadísticos descriptivos de la concentración de CIP en lixiviado (mg/L) por dosis de biocarbón 110
Tabla 30 Estadísticos descriptivos de la concentración de CIP en lixiviado (mg/L) por tiempo de muestreo.....110
Tabla 31 Medias y desviaciones estándar de la concentración de CIP en lixiviado (mg/L) por biocarbón y tiempo.....111
Tabla 32 Resultado de la prueba de Shapiro-Wilk sobre los residuales del modelo ANOVA de dos factores.....112
Tabla 33 Resultado de la prueba de Levene (mediana) para homogeneidad de varianzas 112
Tabla 34 Resultados de la prueba de Tukey HSD para el factor Tiempo.....112
Tabla 35 Resultados de la prueba de Tukey HSD para el factor Biocarbón 113

LISTA DE ABREVIATURAS

ANOVA: Análisis de Varianza

ARG: Genes Resistentes a Antibióticos (del inglés: Antibiotic Resistance Genes)

BC: Biocarbón (Biochar)

BET: Brunauer-Emmett-Teller (método de análisis de superficie específica)

CE: Concentración de Equilibrio

CIP: Ciprofloxacino

CS: Cantidad de antibiótico adsorbida por unidad de masa de suelo

DFT: Teoría Funcional de la Densidad (del inglés: Density Functional Theory)

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

FL: Freundlich Lineal

FNL: Freundlich No Lineal

FTIR: Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier

KF: Coeficiente de capacidad de adsorción de Freundlich

KL: Constante de afinidad de Langmuir

LC/MSMS: Cromatografía Líquida acoplada a Espectrometría de Masas

OFI: *Opuntia ficus-indica*

PPCP: Productos Farmacéuticos y de Cuidado Personal (del inglés: Pharmaceutical and Personal Care Products)

PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

R^2: Coeficiente de Determinación

RMSE: Raíz del Error Cuadrático Medio (del inglés: Root Mean Square Error)

SEM-EDX: Microscopía Electrónica de Barrido con Espectroscopía de Rayos X de Dispersión de Energía

%D: Porcentaje de Desviación Promedio

INTRODUCCIÓN

Los antibióticos son sustancias farmacológicas que se utilizan con frecuencia tanto en medicina humana como veterinaria, y su prevalencia ambiental los convierte en contaminantes emergentes de interés mundial (Nugraha et al., 2025). Se excretan principalmente por los humanos a través de la orina (50-80%) y las heces (5-30%), los desechos animales y los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), que a menudo no logran eliminarlos por completo (Albarano et al., 2024; Khan et al., 2020). En suelos agrícolas, las principales vías de contaminación son la aplicación de estiércol animal, donde los antibióticos se excretan sin metabolizarse completamente (Xie et al., 2023), el uso de lodos de PTAR como fertilizante orgánico con residuos farmacológicos considerables (Barreiro et al., 2022) y el riego con aguas residuales no tratadas que perpetúa la exposición crónica del suelo (Gudda et al., 2020). Una vez en el suelo, estos compuestos presentan alta persistencia ambiental y representan una amenaza para los ecosistemas (Bao et al., 2024); se ha detectado ciprofloxacina (CIP) en suelos agrícolas en concentraciones de hasta 5,6 mg kg^{-1} (Nkoh et al., 2024). Su acumulación favorece el crecimiento y propagación de genes de resistencia a antibióticos (ARG), que pueden transferirse desde bacterias edáficas hacia patógenos humanos y comprometer la inocuidad de la cadena alimentaria (Artetxe et al., 2023; Goh et al., 2024) ; representando una amenaza significativa para la salud ambiental y pública.

La biodisponibilidad de los antibióticos y su tendencia a filtrarse en las aguas subterráneas están determinadas por los procesos de adsorción, desorción y transporte que controlan su movilidad en el suelo (Rocha et al., 2021). La química superficial del suelo, influenciada por la mineralogía de la arcilla, la materia orgánica y el pH, controla la sorción de estos compuestos. La adsorción competitiva puede ocurrir cuando hay varios contaminantes presentes, cambiando la retención en comparación con los sistemas individuales y produciendo efectos neutros, antagónicos o sinérgicos según las concentraciones y la matriz del suelo (Hong et al., 2023). En el caso de la ciprofloxacina (CIP), la molécula adopta su forma zwitteriónica alrededor de su punto isoeléctrico (pI = 7,14) a un pH casi neutro entre 7 y 8, activando procesos como la complejación con cationes divalentes, enlaces de hidrógeno e interacciones π–π (Ji et al., 2011); (Z. Li et al., 2025). Estudios cinéticos y termodinámicos confirman que esta adsorción es exotérmica, espontánea y de baja reversibilidad en suelos con alto contenido de materia

orgánica y arcillas (Rodríguez-López et al., 2022; Sharifmand et al., 2024). Ante este escenario, el biocarbón que es un material carbonizado obtenido por pirólisis de biomasa residual ha emergido como enmienda prometedora para reducir la movilidad de contaminantes orgánicos; su eficacia se atribuye a la elevada superficie específica y microporosidad que se desarrollan a temperaturas superiores a 450 °C (Ahmad et al., 2014; Lima et al., 2022), y estudios previos confirman que reduce la lixiviación de antibióticos en suelo (García-Delgado et al., 2023).

I. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1. Descripción y formulación del problema

Los antibióticos ingresan al ambiente principalmente mediante las excreciones humanas a través de la orina (50-80%) o las heces (5-30%) (Khan et al., 2020) ,excretas de animales, la disposición inadecuada de los fármacos, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y los vertidos generados durante su producción (Albarano et al., 2024), donde se conoce que la mayoría de las aguas residuales domésticas se canalizan directamente a las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) sin pasar por un tratamiento previo. Aunque las PTAR que cuentan con procesos primarios, secundarios y terciarios son efectivas para eliminar sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes, estas suelen ser poco eficaces en la eliminación de contaminantes emergentes, como: disruptores endocrinos, pesticidas, medicamentos, compuestos activos, hormonas y microplásticos (Sarma, 2022). Consigo, se ha registrado que ocurren ineficiencias en los procesos de remoción de antibióticos y existe patentes donde indican que los genes resistentes a antibióticos (ARG) quedan retenidos en el agua tratada; por lo tanto, se difunden hacia el ambiente (Sambaza & Naicker, 2023). Asimismo, diversas investigaciones han demostrado que los antibióticos han sido utilizados durante mucho tiempo en la medicina, particularmente en la veterinaria, donde se emplean como aditivos en la alimentación animal para promover el crecimiento o tratar enfermedades infecciosas. Sin embargo, otros estudios señalan que el uso desmedido de estos compuestos y su presencia en residuos agrícolas, tanto sólidos como líquidos generan múltiples riesgos para el medio ambiente (Khmaissa et al., 2024).

Por otro lado, la contaminación por antibióticos en el suelo, ocurre debido a su producción en grandes cantidades y su amplio uso en la ganadería (Jia et al., 2023) Por lo general, los antibióticos se emplean como promotores del crecimiento en la cría de animales para mejorar la eficiencia alimenticia, pero su metabolismo limitado en humanos y animales genera una liberación masiva de estos compuestos y sus metabolitos en el medio ambiente (Mishra et al., 2025) porque estos se liberan en su forma original o metabolitos y finalmente ingresa al agua y suelo circundante, provocando una serie de efectos ecotóxicos (C. Li et al., 2025).Es bien sabido que los desechos del ganado, como el estiércol y las aguas residuales, se utilizan comúnmente en las tierras agrícolas como fertilizantes. Sin embargo, estos residuos pueden contener antibióticos que, al ser aplicados, pueden introducirse en los sistemas de cultivo de los alimentos a través de la

fertilización (K. Zhang et al., 2022) Por consecuencia el uso de estas aguas residuales para riego dispone que los antibióticos sean persistentes en el ecosistema agrícola (Gudda et al., 2020). Los biosólidos son subproductos del tratamiento de aguas residuales (Bohm et al., 2024) y estos ingresan a los campos con el objetivo de incrementar la productividad agrícola (X. Wu et al., 2015), sin embargo, también provoca la contaminación del suelo debido a la presencia de antibióticos (Fu et al., 2019). Por ende, La presencia de antibióticos como contaminantes ambientales constituye una amenaza considerable para la salud humana y el equilibrio de los ecosistemas (Nugraha et al., 2025)

Debido a todo ello, los antibióticos pueden contaminar aguas superficiales (Manbohi et al., 2024), mediante escorrentía y los compartimentos del suelo mediante la lixiviación generándose procesos como: adsorción, desorción, transformación y transporte de antibióticos en el mismo (Rocha et al., 2021) por lo que se registra concentraciones en aguas subterráneas (Huang et al., 2020), sedimentos (Chabilan et al., 2023) y suelo (Xiao et al., 2023). Así mismo, las plantas absorben estos antibióticos y algunos de estos son fitotóxicos para las mismas; por ende, reducen su productividad (Gomes et al., 2018). Por ejemplo, la presencia de ciprofloxacina en el agua utilizada para el riego de maíz provoca alteraciones morfofisiológicas en las plántulas y por consiguiente disminución de la producción de semillas y al rendimiento del cultivo (Gomes et al., 2020). Investigaciones recientes demuestran que las bacterias presentes en el suelo pueden adquirir y transmitir rápidamente genes de resistencia a los antibióticos, lo que representa una amenaza significativa para la salud pública. Goh et al. (2024) señalan que actividades humanas como la contaminación y el cambio en el uso del suelo pueden perturbar los ecosistemas edáficos, facilitando la transferencia de estos genes desde bacterias del suelo a patógenos capaces de infectar a los humanos. Además, la aplicación de estiércol como fertilizante en la agricultura puede alojar bacterias resistentes y genes de resistencia en los suelos agrícolas, incrementando el riesgo de transferencia a las plantas y, posteriormente, a la cadena alimentaria humana (Artetxe et al., 2023).

Por otro lado, el proceso de adsorción implica la adhesión del adsorbato a la superficie adsorbente mediante fuerzas primordialmente de carácter físico (Franco et al., 2022; Georgin et al., 2022); la adsorción de antibióticos en suelos agrícolas depende del pH y del contenido de carbono orgánico. Se ha observado que la ciprofloxacina alcanza su máxima adsorción en un pH entre 5 y 7, mientras que el trimetoprim lo hace en valores

menores a 6. Además, suelos con mayor contenido de carbono orgánico presentan una mayor capacidad de adsorción para ambos antibióticos, lo que resalta la importancia de las propiedades del suelo en su comportamiento ambiental (Rodríguez-López et al., 2024a), por ende, investigaciones confirman que cuando los niveles del pH en el suelo se encuentran en un rango cercano a la neutralidad, generalmente entre pH 7 y 8, la adsorción de los antibióticos es promovida (Dhiman, 2022; Liu et al., 2022). Asimismo, se han desarrollado ecuaciones para explicar el estado de equilibrio de la superficie adsorbente, las ecuaciones de Langmuir y Freundlich que son las dos que más se utilizan (Georgin et al., 2023). La adsorción de antibióticos en suelos también depende de sus propiedades fisicoquímicas, como solubilidad e hidrofobicidad, un estudio reciente encontró que el biochar mejora la retención del sulfametoxazol, reduciendo su lixiviación, mientras que el compost vegetal facilita su movilidad pero aumenta su biodegradación por la microbiota del suelo (García-Delgado et al., 2023) y la mayoría de estos procesos físicos anteriormente mencionados también facilita la desorción del antibiótico (Bonilla-Petriciolet et al., 2019).Finalmente, X. Zhang (2020) indica que las capacidades máximas de adsorción de biocarbón de café molido para sulfadiazina y sulfametoxazol fueron de 121,5 μg/g y 130,1 μg/g a 25 °C con la concentración inicial de antibiótico de 500 μg/L, respectivamente. . A causa de esto, será evaluada la movilidad del ciprofloxacino en suelos del valle del Río Osmore debido al uso de biocarbón de penca de tuna (*Opuntia ficus-indica).*

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

- Evaluar si el uso de biocarbón de penca de tuna tiene efecto en la movilidad de ciprofloxacino en el suelo.

1.2.2. Objetivos específicos

- Determinar si uso de biocarbón de penca de tuna tiene efecto en la adsorción de ciprofloxacino en el suelo.
- Demostrar si uso de biocarbón de penca de tuna tiene efecto en la desorción de ciprofloxacino en el suelo.
- Analizar si el uso de biocarbón de penca de tuna tiene efecto en la lixiviación de ciprofloxacino en el suelo.

1.3. Justificación e importancia

El ciprofloxacino es un antibiótico ampliamente utilizado en la medicina humana y veterinaria, y su presencia en el ambiente puede tener efectos adversos, incluyendo la aparición de cepas bacterianas resistentes. Uno de los caminos por los cuales los antibióticos pueden llegar al ambiente, es a través de los desechos animales, aguas residuales y lodos de plantas de tratamiento, que pueden llegar al suelo mediante la aplicación de enmiendas orgánicas.

Por lo tanto, surge la necesidad de buscar soluciones que reduzcan la movilidad y la persistencia de ciprofloxacino en el suelo, disminuyendo así su potencial impacto negativo en los ecosistemas y la salud pública. Es aquí donde el biocarbón de penca de tuna puede jugar un papel crucial.

El biocarbón, también conocido como biochar, es un material carbonizado derivado de la biomasa, como la penca de tuna. Tiene la capacidad de retener compuestos orgánicos e inorgánicos, incluyendo fármacos y contaminantes, a través de procesos de adsorción y cohesión. Al aplicar biocarbón de penca de tuna al suelo, se puede esperar que este material actúe como un sorbente natural, atrapando el ciprofloxacino presente en el suelo y evitando su lixiviación hacia las capas más profundas o su transporte a través del agua. Además, el biocarbón puede mejorar la estructura del suelo y la retención de agua, lo que a su vez puede reducir la movilidad del ciprofloxacino al mejorar la capacidad de retención del suelo en general.

1.4. Hipótesis

1.4.1. Hipótesis general

- El uso de biocarbón de penca de tuna tiene efecto en la movilidad de ciprofloxacino en el suelo.

1.4.2. Hipótesis específicas

- El uso de biocarbón de penca de tuna tiene efecto la adsorción de ciprofloxacino en el suelo.
- El uso de biocarbón de penca de tuna tiene efecto la desorción de ciprofloxacino en el suelo.

- El uso de biocarbón de penca de tuna tiene efecto la lixiviación de ciprofloxacino en el suelo.

1.5. Variables

Variable independiente

Muestra de Biocarbón de Penca de Tuna (*Opuntia ficus- indica)*

Variables dependientes

1. Porcentaje de adsorción
2. Porcentaje de desorción
3. Porcentaje de lixiviación

Tabla 1

Operacionalización de variables

Tipo de variable	Variable	Indicador	Unidad	Instrumento
Independiente	Biocarbón de penca de tuna	Porcentaje de biocarbón aplicado	%	Balanza, estufa y Mufla
		Temperatura de pirólisis	°C	Mufla
Dependiente	Movilidad del ciprofloxacino	Adsorción	%	Cromatógrafo líquido acoplado a espectrómetro de masas triple cuadrupolo (LC/MS/MS)
		Desorción	%	Cromatógrafo líquido acoplado a espectrómetro de masas triple

			cuadrupolo (LC/MS/MS)
	Lixiviación	%	Cromatógrafo líquido acoplado a espectrómetro de masas triple cuadrupolo (LC/MS/MS)

***Nota**:* La movilidad del ciprofloxacino se evaluó a través de los procesos de adsorción, desorción y lixiviación.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes

En investigaciones a nivel internacional Dong et al. (2025), en la Universidad Agrícola de Jiangxi, China, quienes investigaron los procesos de adsorción y desorción del propirisulfurón en seis tipos de suelos agrícolas de China, utilizando técnicas como el equilibrio por lotes, la teoría funcional de la densidad (DFT), la espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) y la microscopía electrónica de barrido (SEM-EDX). Los resultados indicaron que tanto la adsorción como la desorción alcanzaron el equilibrio después de 36 horas, con una relación agua-suelo de 5:1. La cinética de adsorción se ajustó al modelo de cuasi-segundo orden, mientras que el proceso en equilibrio se alineó mejor con el modelo de Freundlich. Además, la adsorción y desorción estuvieron positivamente correlacionadas con el contenido de arcilla del suelo. Factores ambientales como los microplásticos también influyeron en estas propiedades. La adsorción del propirisulfurón fue un proceso físico espontáneo, no homogéneo, probablemente mediado por fuerzas especiales, como los enlaces de hidrógeno. Se concluyó que la adsorción y desorción del propirisulfurón dependen de las características del suelo, lo que subraya la necesidad de gestionar adecuadamente su uso para evitar impactos negativos en el ecosistema.

Según Rasouli Sadabad et al. (2024), en la Universidad de Ulster, Reino Unido, se investigó la desorción de los antibióticos vancomicina y rifampicina del carbono

activado granular (CAG) en medios acuosos, considerando el tiempo de contacto y el pH. Se evaluaron diferentes características de tres tipos de CAG, cargándolos con antibióticos mediante adsorción. Luego, se cuantificaron los procesos de desorción y re-adsorción de los antibióticos a distintos tiempos de contacto y pH. En la primera hora, bajo un gradiente de concentración en pH neutro, la desorción liberó entre el 2% y el 54% de los antibióticos adsorbidos al agua, los cuales se re-adsorbieron rápidamente en un período de 24 horas a cuatro semanas, dejando menos del 1% en la fase líquida. Los resultados mostraron que una menor desorción estaba asociada con un mayor contenido de mesoporos y una mayor área superficial específica del CAG. Se concluyó que para minimizar la contaminación y la resistencia a los antibióticos, es crucial optimizar las propiedades del CAG en los tratamientos, minimizando así la liberación indeseada de antibióticos en el ambiente.

Según J. Li et al. (2022), en la Universidad Southwest Jiaotong, China, se realizó la investigación donde el impacto del biocarbón en la regulación del transporte de florfenicol, un antibiótico veterinario común en el país, al mejorar la capacidad de sorción en suelos púrpuras. Menciona que a través de experimentos de adsorción por lotes y lixiviación en columnas, se analizó el efecto del biocarbón en la sorción y el transporte del florfenicol. Los resultados indicaron que el modelo de Freundlich describió adecuadamente la adsorción del antibiótico en los suelos, con un comportamiento cercano a la adsorción lineal. La incorporación de biocarbón incrementó la capacidad de adsorción en 9,69 veces y mejoró la no linealidad del proceso. Además, los modelos de desequilibrio químico de dos sitios se ajustaron mejor a los datos obtenidos de los trazadores Br^- y florfenicol. Se concluyó que el biocarbón es una herramienta eficaz para controlar el transporte de antibióticos, ya que mejora la capacidad de adsorción de suelos con baja capacidad de sorción, reduciendo la propagación de estos contaminantes en el ambiente.

A nivel nacional Ccamapaza Aguilar (2020) menciona que Moquegua es una región donde se cultivan productos como palta y vid, los cuales son irrigados en parte con aguas residuales. Es por ello que realizó una investigación donde tuvo como objetivo identificar las áreas afectadas por la acumulación de residuos de antibióticos en el suelo debido al uso de estas aguas. Para lograr este propósito, se establecieron objetivos específicos. Primero, se identificaron las áreas de cultivo mediante teledetección. Luego, se analizó la relación entre los datos de muestreo y los índices espectrales de Sentinel-2 para estimar la concentración de antibióticos en los suelos. Finalmente, se elaboró un mapa de zonas contaminadas. Se utilizó la clasificación supervisada Random Forest en

ArcGIS mediante model builder. La interpretación estadística se realizó con Google Earth Engine y R Studio, aplicando la Correlación de Pearson para analizar datos no paramétricos. Los resultados incluyen un mapa que muestra las zonas de cultivo y la concentración de tetraciclina en la banda 9, con una correlación de 0,6. También se encontraron correlaciones significativas con sulfadimetoxina (0,4) y sarafloxacina (0,35). El estudio concluyó que existen áreas con acumulación de antibióticos, representadas en el mapa generado.

Según Loayza Vera (2022) quien evaluó el impacto de la enrofloxacina, un antibiótico de amplio espectro utilizado en la cría de ganado, en la agricultura, específicamente en el cultivo de alfalfa (M. sativa), realizando el registro de muestras de alfalfa con diferentes concentraciones de enrofloxacina y se compararon con un grupo testigo sin el antibiótico. Se evaluaron aspectos como la formación de nódulos en las raíces, la biomasa de la planta, la cantidad de carbono en la alfalfa y la absorción de nitrógeno por parte del suelo. Los resultados mostraron que las concentraciones de enrofloxacina redujeron significativamente la formación de nódulos en las raíces, disminuyeron la biomasa radicular y afectarán la captación de carbono por parte de la alfalfa. Sin embargo, la absorción de nitrógeno no se vio afectada de manera significativa, llegando a conclusión que, la presencia de enrofloxacina en el suelo puede tener un impacto negativo en la simbiosis planta-microorganismos, reduciendo la capacidad de la alfalfa para fijar nitrógeno y afectando su crecimiento y desarrollo.

2.2. Bases teóricas sobre el tema de investigación

2.2.1 Contaminantes emergentes

Contaminantes emergentes (CE), también llamados contaminantes de preocupación emergente, son sustancias químicas o agentes biológicos de origen sintético o natural actualmente identificados, detectados en el ambiente, y que son muy peligrosos o se ha determinado que pueden ser peligrosos para los seres humanos y los ecosistemas (F. Wang et al., 2024). Generalmente están sin regulación, que pueden ser detectadas en concentraciones bajas o muy bajas mediante técnicas analíticas (Calvo-Flores et al., 2018).

Boahen et al. (2025) menciona que los CE abarcan una amplia gama de sustancias químicas sintéticas y naturales como:

- Productos farmacéuticos

- Productos de cuidado personal (PPCP)
- Sustancias perfluoroalquiladas
- Sustancias polifluoroalquiladas (PFAS)
- Sustancias disruptoras endocrinas (EDC)
- Microplásticos y nanoplásticos (MNP)
- Agentes biológicos.

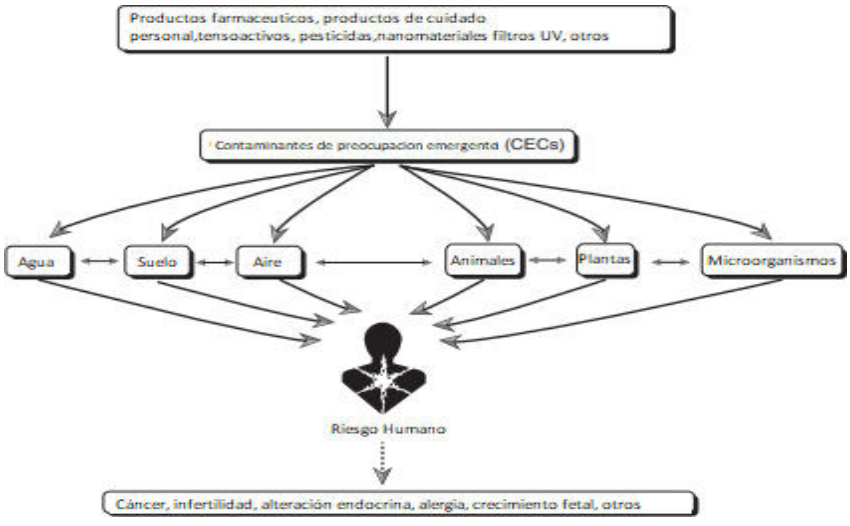
2.2.2. Toxicidad de los contaminantes emergentes

La toxicidad es el grado en que una sustancia puede causar daño a un organismo, dependiendo de su naturaleza, cantidad y duración de exposición. Esto conlleva diversos problemas de salud, como retrasos en el desarrollo, supresión del sistema inmunitario y cáncer. El potencial de contaminantes, como pesticidas y plastificantes, para alterar el sistema endocrino amenaza considerablemente el bienestar humano, provocando efectos perjudiciales en la salud reproductiva, anomalías del desarrollo y alteraciones del equilibrio hormonal (Pal & Sen, 2025).

La presencia de CE en cantidades significativas no siempre causa síntomas evidentes, puede generar alteraciones metabólicas a largo plazo en este sentido, los antibióticos, liberados continuamente en el suelo y el agua, se detectan en los ecosistemas incluso en concentraciones muy bajas (Calvo-Flores et al., 2018).

Figura 1

Esquema del impacto de los contaminantes emergentes en el ambiente y los seres humanos



Nota: Contaminantes emergentes: Origen, estructura y propiedades (Calvo-Flores et al., 2018)

2.2.3 Relación antibiótico-planta

Las prácticas agrícolas han generado una carga de residuos de antibióticos que ha ejercido presión selectiva sobre las comunidades bacterianas en el sistema suelo-planta. Esto ha facilitado la aparición y propagación de genes de resistencia a los antibióticos (ARG) mediante la transferencia horizontal de genes (Xiao et al., 2023). En estudios realizados por Hussain et al., (2016) para ciprofloxacina se observa lo siguiente:

Tabla 2

Distribución y patrón de PPCP en plantas

Condiciones de crecimiento	**PPCP**	**Especie vegetal**	**Concentración media en raíces (ng/g)**	**Concentración media en tallo/brote (ng/g)**
Riego con aguas residuales	Ciprofloxacina	Trigo	0.17 ± 0.04	0.25 ± 0.03
		Zanahoria	0.10 ± 0.05	0.38 ± 0.03
		Espinaca	0.14 ± 0.03	0.24 ± 0.03

Nota: PPCP: productos farmacéuticos y de cuidado personal. Los datos corresponden a concentraciones medias de ciprofloxacina en tejidos vegetales reportadas en el estudio *Accumulation of Residual Antibiotics in the Vegetables Irrigated by Pharmaceutical Wastewater*. Por Hussain et al. (2016)

2.2.4 Genes resistentes a antibióticos

La resistencia a antibióticos es un fenómeno en el que las bacterias desarrollan mecanismos de defensa frente a los antibióticos, reduciendo o anulando su eficacia. Surge principalmente por el uso indiscriminado de estos fármacos y constituye un problema de salud pública, ya que dificulta el tratamiento de infecciones comunes e incrementa los costos médicos, prolongando las hospitalizaciones y elevando la mortalidad (Organización Mundial de la Salud, 2020).

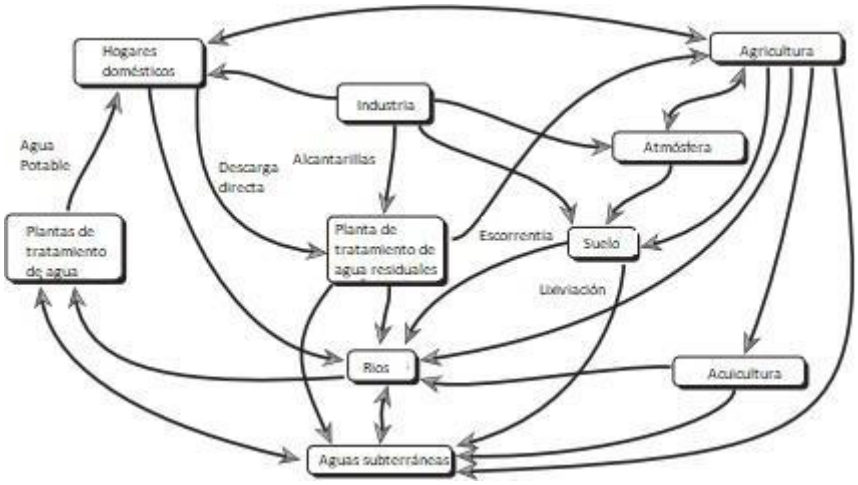
2.2.5 Formas de inserción del antibiótico al suelo

Purines. El estiércol animal , a menudo denominado purines animales, contiene cantidades sustanciales de antibióticos procedentes de la orina y las heces de los mismos, además, es utilizado comúnmente como un fertilizante rico en nutrientes (Ding et al., 2025).

Aguas residuales. Los CE no están sujetos a regulación, pero se encuentran presente en las aguas residuales que son tratadas conforme a normativas que se enfocan en eliminar contaminantes regulados, como materia orgánica y patógenos. Sin embargo, el problema surge cuando los CE, especialmente farmacéuticos, no pueden eliminarse eficazmente mediante los métodos convencionales de depuración debido a su composición o a concentraciones muy bajas (Calvo-Flores et al., 2018).

Figura 2

Principales rutas o fuentes de antibióticos



Nota: Contaminantes emergentes: Origen, estructura y propiedades (Calvo-Flores et al., 2018)

Biosólidos. Los contaminantes presentes en las aguas residuales son a menudo transferidos a los lodos y, eventualmente, a los biosólidos. Estos últimos son residuos sólidos derivados de los lodos de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), sometidos a un proceso de deshidratación y tratamiento para eliminar patógenos. Los biosólidos, ricos en nutrientes como carbono, nitrógeno y oxígeno, son comúnmente utilizados en suelos agrícolas como acondicionadores o fertilizantes. Sin embargo, si no

se manejan adecuadamente, los biosólidos pueden convertirse en una fuente de contaminación por antibióticos (Calvo-Flores et al., 2018).

Aguas subterráneas. Las aguas subterráneas pueden contaminarse por infiltración de sistemas sépticos y efluentes de EDAR. Aunque contienen menos microcontaminantes que las aguas superficiales, se han detectado antibióticos en concentraciones significativas por lo general la contaminación ocurre por lixiviados de vertederos, interacción con aguas superficiales, filtración desde tierras agrícolas y sistemas de alcantarillado (Calvo-Flores et al., 2018).

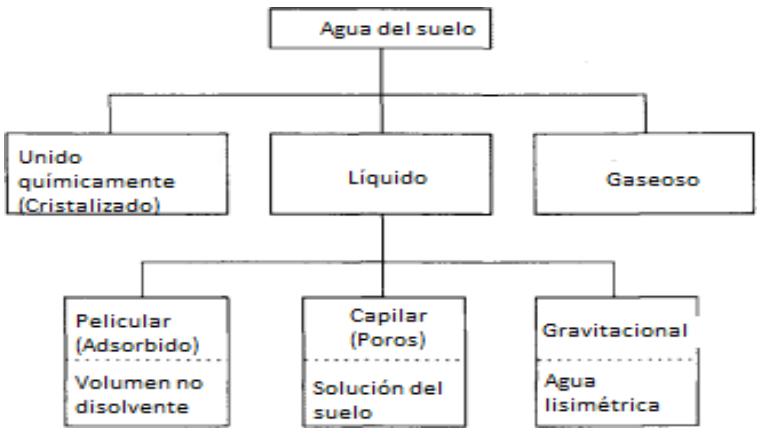
Suelos y sedimentos. La mayoría de las sustancias químicas en el suelo pueden unirse a partículas por sorción, un fenómeno que determina su retención en el suelo o su desplazamiento hacia aguas superficiales o subterráneas, afectando así su destino y degradación (Calvo-Flores et al., 2018).

2.2.6 Componentes Del Suelo

Fase líquida. La fase líquida del suelo, conocida como solución del suelo, está formada por agua y los solutos que en ella se disuelven, entre los que se incluyen nutrientes esenciales como nitratos, fosfatos, potasio y calcio, además de compuestos orgánicos e inorgánicos de origen natural o producto de la actividad humana. Esta fracción resulta fundamental, ya que actúa como vehículo de iones y moléculas hacia las raíces de las plantas y participa en procesos como adsorción, desorción, lixiviación y el transporte de contaminantes (Denora et al., 2024).

Figura 3

Formas de agua en el suelo



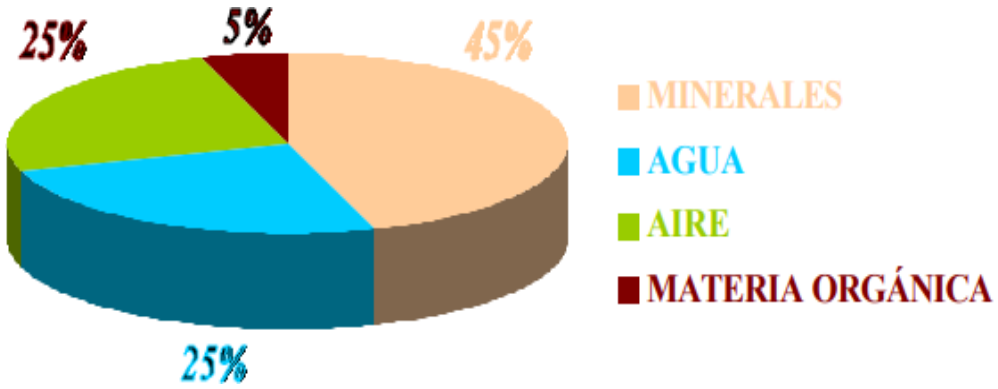
Nota: Composición de la fase líquida del suelo

Fase sólida. La fracción sólida del suelo está compuesta principalmente por partículas minerales (arena, limo y arcilla) junto con materia orgánica, constituyendo la mayor parte de su masa total. Esta fase desempeña funciones fundamentales al brindar soporte estructural, almacenar nutrientes y proporcionar superficies activas para procesos como adsorción, intercambio iónico y retención de agua. La proporción y naturaleza de sus componentes definen propiedades esenciales del suelo, tales como textura, porosidad y fertilidad, además de influir en la movilidad y permanencia de contaminantes dentro del ecosistema edáfico (Petruzzelli et al., 2025).

Fase gaseosa. Conocida como la "atmósfera del suelo", consiste en un gas cuya composición es semejante a la del aire, aunque con proporciones distintas de sus componentes. Esta fase representa aproximadamente el 25% en volumen y desempeña un papel crucial en la respiración de los organismos del suelo y las raíces de las plantas. Además, juega un papel significativo en los procesos de óxido-reducción que se llevan a cabo en el suelo (Pachés Giner, 2019).

Figura 4

Fases del suelo



Nota: Introducción a la ciencia del suelo (Pachés Giner, 2019).

2.2.7 Antibióticos

Según Polianciuc et al., (2020), los antibióticos son compuestos empleados para frenar el crecimiento bacteriano o eliminarlas, y pueden incorporarse al ambiente como residuos no metabolizados tras su uso en humanos o animales, asimismo se ha reportado

que entre el 40 % y el 90 % de la dosis administrada es excretada en forma activa, lo que evidencia la importancia de considerarlos como contaminantes ambientales

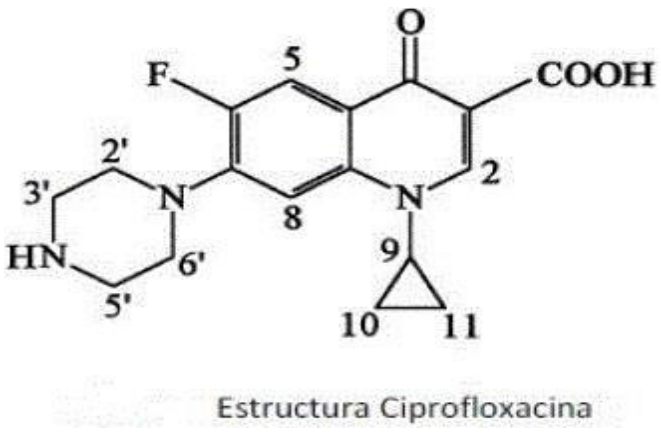
2.2.8 Ciprofloxacino

El ciprofloxacino (CIP) es una fluoroquinolona de segunda generación empleada en el tratamiento de diversas infecciones bacterianas. Se trata de un compuesto sintético y metabolito de la enrofloxacina, un antibiótico de uso veterinario. No obstante, el CIP puede afectar negativamente a la flora y fauna, y su presencia en el ambiente genera preocupación por su papel en el desarrollo de resistencia bacteriana, lo que impulsa procesos de degradación microbiana orientados a reducir su impacto ecológico (Sodhi & Singh, 2021).

Estructura química. El CIP también conocido como ácido-1-ciclopropil-6-fluor-1,4-dihidro-4-oxo-7[1-piperazinil] 3-quinolein carboxílico, es una fluoroquinolona de origen sintético con una estructura basada en la 4-quinolona (ver figura 5). La introducción de un átomo de flúor en la posición 6 y la presencia de un anillo piperazínico en la posición 7 han mejorado la actividad de este compuesto. Es relevante señalar que el radical 1-piperacinico en la posición 7 incrementa significativamente la eficacia del CIP contra Pseudomonas aeruginosa (Choque R. et al., 2020).

Figura 5

Estructura del ciprofloxacino



Nota: Estudio de las propiedades moleculares y reactivas del antibiótico Ciprofloxacina a nivel de Teoría de Funcional de Densidad DFT B3LYP/6-31G* (Choque R. et al., 2020)

Farmacocinética. El CIP se absorbe de manera eficiente tras su administración oral, con una biodisponibilidad del 75-80% y una concentración máxima alcanzada en 1-

1,3 horas. Su distribución en el organismo es amplia, con un volumen de distribución de 2-3 L/kg y baja unión a proteínas (20-28%). Se elimina principalmente por vía renal, alcanzando altas concentraciones en la orina, con una vida media de eliminación de 3-5 horas. Debido a su eliminación preferentemente renal, ciprofloxacino alcanza concentraciones muy altas en la orina (Choque R. et al., 2020).

Ciprofloxacino- metabolito. Metabolito activo de la enrofloxacina (ENR), que se desmetila en animales, mejorando su actividad antimicrobiana. Su presencia se ha detectado en diversos entornos ambientales como suelo, sedimentos, aguas superficiales, aguas residuales y estiércol (Sodhi & Singh, 2021).

2.2.9 Movilidad de los contaminantes orgánicos

2.2.9.1 Adsorción.

La adsorción se refiere a la unión de moléculas de gases o líquidos a la superficie de sólidos porosos. En otras palabras, es el fenómeno en el cual un sólido poroso retiene partículas de gas en su superficie al entrar en contacto con ellas (Sainz Vidal, 2008). La adsorción ocurre debido a las interacciones entre el sólido y las moléculas en la fase fluida. Estas interacciones involucran dos tipos de fuerzas, dando lugar a la fisisorción (adsorción física) o a la quimisorción (Rouquerol et al., 2014). La adsorción en el suelo es el proceso por el cual iones o moléculas se adhieren a las superficies sólidas de las partículas del suelo (Landrot & Sparks, 2023).

2.2.9.2 Desorción.

La desorción es el proceso opuesto a la sorción, donde las especies químicas son liberadas desde la superficie hacia la solución del suelo (Landrot & Sparks, 2023). Para Milena Ruiz et al. (2018) la desorción es la operación unitaria contraria a la absorción, en ella, un gas disuelto en un líquido es arrastrado por un gas inerte, siendo eliminado del líquido.

2.2.9.3 Lixiviación.

Proceso mediante el cual los componentes solubles se disuelven y se filtran a través del suelo por un fluido percolante (EPA, 2023), es un fenómeno natural que implica la eliminación de sustancias solubles en agua, como compuestos químicos orgánicos hidrofílicos, desde el suelo o áreas de eliminación de desechos, como un vertedero (Speight, 2017).

2.2.10 Isotermas

La isoterma de Langmuir constituye un modelo teórico aplicable para la adsorción en una monocapa sobre una superficie completamente uniforme, con un número limitado de sitios de adsorción idénticos y específicos, y con una interacción insignificante entre las moléculas. Este modelo se describe mediante la ecuación correspondiente (D. Figueroa et al., 2014).

$$q_e = \frac{q_{max} K_L C_e}{1 + K_L C_e}$$

En la ecuación dada, "qmáx" representa la capacidad máxima de adsorción, mientras que "KL" indica la afinidad del adsorbato por el adsorbente.

El modelo de Freundlich, siendo empírico, no presupone homogeneidad en la energía de los sitios superficiales ni límites en la carga máxima de adsorción. Esta ecuación refleja una distribución exponencial de centros activos, típica de superficies heterogéneas (D. Figueroa et al., 2014).

$$q_e = K_L C_e^{1/n}$$

Los parámetros KF (mg g-1 (mgL-1)-1/n) y n caracterizan la capacidad y la intensidad de adsorción, en términos hipotéticos, el valor de KF se iguala a qe a medida que Ce se acerca a la unidad, lo que sugiere que KF puede ser interpretado como un indicador de la fuerza o intensidad de la adsorción (D. Figueroa et al., 2014).

2.2.11 Biocarbón

El biocarbón (BC) es derivado de la pirólisis de materia orgánica, y se reconoce como carbón vegetal (Weber & Quicker, 2018) El BC se produce mediante la conversión termoquímica de biomasa en condiciones de restricción u ausencia de oxígeno. Principalmente compuesto por carbono resistente, es un producto derivado de la pirólisis de materia orgánica (Kochanek et al., 2022).

Los métodos predominantes de transformación termoquímica para convertir biomasa en BC se dividen en dos categorías: procesos convencionales, como pirólisis lenta y rápida, y tecnologías innovadoras que incluyen gasificación, conversión hidrotérmica, torrefacción, así como enfoques tradicionales adaptados como pirólisis flash, pirólisis al vacío y pirólisis asistida por microondas (Gabhane et al., 2020)

En la actualidad, se han investigado detenidamente cuatro factores de riesgo principales: la aplicación de pesticidas que persisten en el suelo, la gestión de lotes de medicamentos y antibióticos rechazados, la eliminación de agentes desinfectantes y el empleo de nanomateriales (Majumder et al., 2023) es por ello que se pretende hacer uso de BC para la sorción de estos contaminantes emergentes.

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y nivel de investigación

El enfoque es de tipo básico ya que se incrementará el conocimiento teórico y la comprensión de los fundamentos (OCDE, 2018). Por otro lado, el nivel es aplicativo porque se plantea resolver problemas al aplicar biocarbón para disminuir la movilidad del antibiótico dado que este tipo de investigación busca utilizar conocimientos científicos para solucionar problemas específicos (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018).

3.2. Diseño de investigación

El diseño de este trabajo de investigación será experimental porque se enfoca en la manipulación controlada de la variable independiente para observar su efecto en la variable dependiente con el objetivo de establecer relaciones causales, los mismos que a su vez pasaran a realizarse el análisis de varianza (ANVA) y las pruebas significativas entre los tratamientos (Ramos-Galarza, 2021).

3.3. Ámbito temporal y espacial

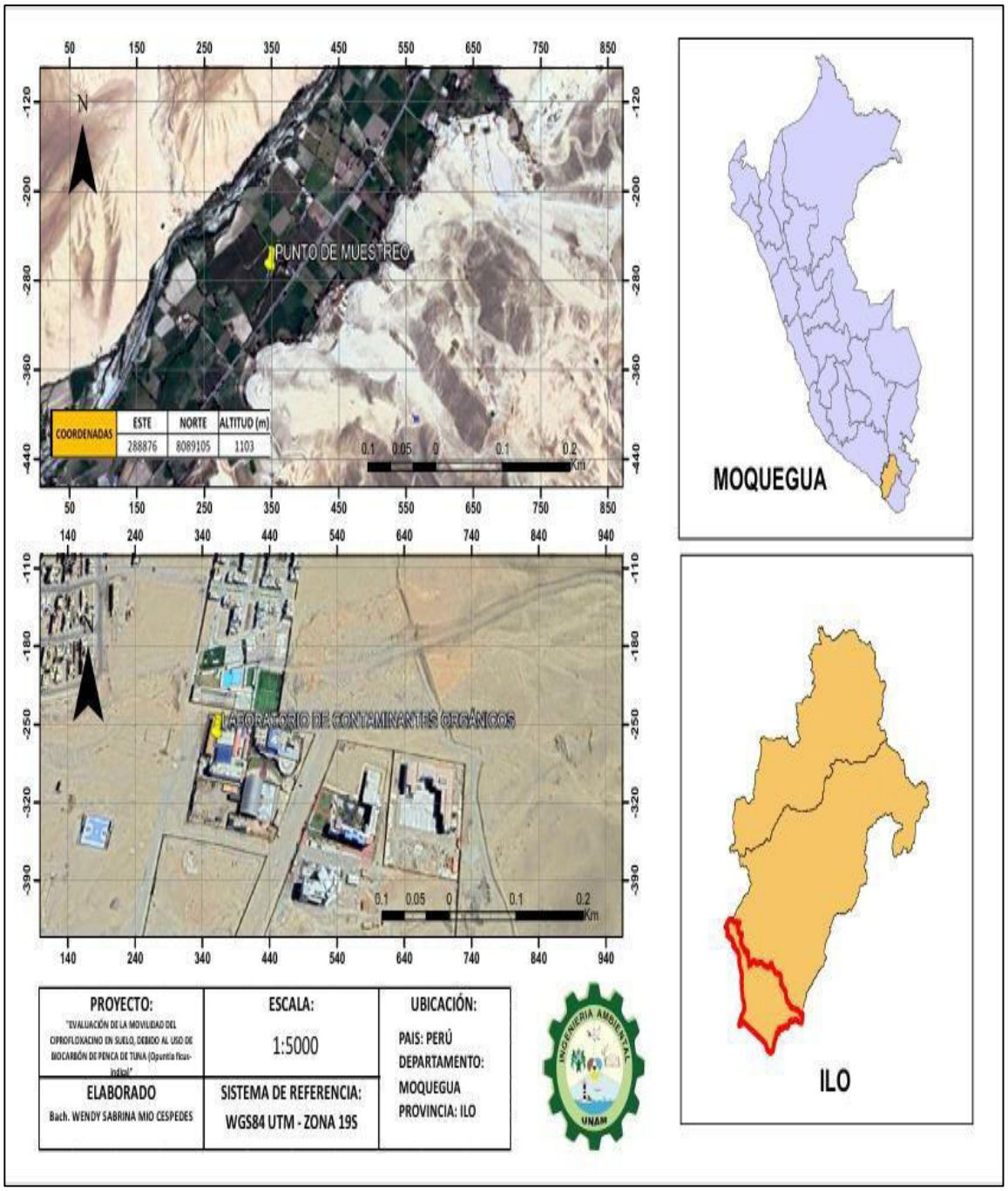
El presente proyecto de investigación se desarrolló en el laboratorio del Grupo de Investigación de Contaminantes Orgánicos y Ambiente (GICOA) de la Universidad Nacional de Moquegua (UNAM), filial Ilo, donde se llevó a cabo tanto la producción del biocarbón a partir de penca de tuna como también la instalación del experimento. Este proyecto se realizó bajo condiciones ambientales controladas de luz y temperatura. El ensayo consistió en el uso de 20 kg de suelo como matriz principal, a la cual se le adicionaron porcentajes diferenciados de biocarbón, con la finalidad de evaluar los procesos de adsorción, desorción y lixiviación.

En concordancia con lo descrito anteriormente, se desarrollaron ensayos de adsorción, lixiviación y desorción de ciprofloxacino en suelo, con el objetivo de evaluar la capacidad del biocarbón para la retención y liberación del contaminante bajo

condiciones controladas de laboratorio. La elaboración del biocarbón se realizó inicios del 2025, el montaje experimental se realizó en octubre de 2025, mientras que la recolección de datos y el análisis de resultados se llevaron a cabo a fines de 2025 e inicios de 2026.

Figura 6

Mapa de ubicación del proyecto y lugar de extracción de suelo



Nota: En la parte superior se muestra la ubicación en Moquegua donde se realizó el muestreo de suelo, mientras que en la parte inferior se presenta el lugar donde se efectuó el montaje experimental en la Universidad Nacional de Moquegua, filial Ilo

3.4. Población y muestra

- **Población:** Suelo agrícola de una parcela del valle del río Osmore.
- **Muestra:** La muestra representativa estuvo conformada por 20 kg de suelo agrícola, obtenida mediante muestreo puntual en una zona poco impactada por la actividad agrícola y libre de residuos de fármacos, colectada a una profundidad de 0–20 cm.

3.5. Instrumentos

Para llevar a cabo la investigación, se recolectarán datos utilizando diferentes herramientas y equipos

Para lixiviación, adsorción y desorción:

- Columnas de vidrio de 0.5 m
- Lana de vidrio
- Mangueras de silicona 12 unidades
- Probetas 50, 250, 500 y 1000 mL
- Vasos precipitados 100 mL
- Embudo invertido
- Centrífuga refrigerada Eppendorf centrifuge 5910 Ri
- Microcentrífuga Eppendorf centrifuge 5425 R
- Mesa agitadora Pendular TE-240/1
- Agitador Vortexer
- Tubos de microcentrífuga
- Bomba Peristáltica ISMATEC IPC
- Cromatógrafo líquido acoplado a un espectrómetro de masas triple cuadrupolo (LC/MSMS)

Para biocarbón:

- Balanza analítica Mettler Toledo
- Tamiz 300mm
- Morteros
- Licuadora Oster
- Estufa Ecocell Eco line

- Mufla ISOLAB
- Crisoles de porcelana 100 ml
- Pencas de tuna (*Opuntia ficus-indica)* 40 kg

Reactivos:

- Agua destilada
- Cloruro de Calcio ($CaCl_2$)
- Patrón de Ciprofloxacino con concentración de 100 ml

El lugar donde se llevó el estudio fue el laboratorio de contaminantes orgánicos y ambiente de la Universidad Nacional de Moquegua.

3.6. Procedimiento

3.6.1 Proceso de elaboración de biocarbón

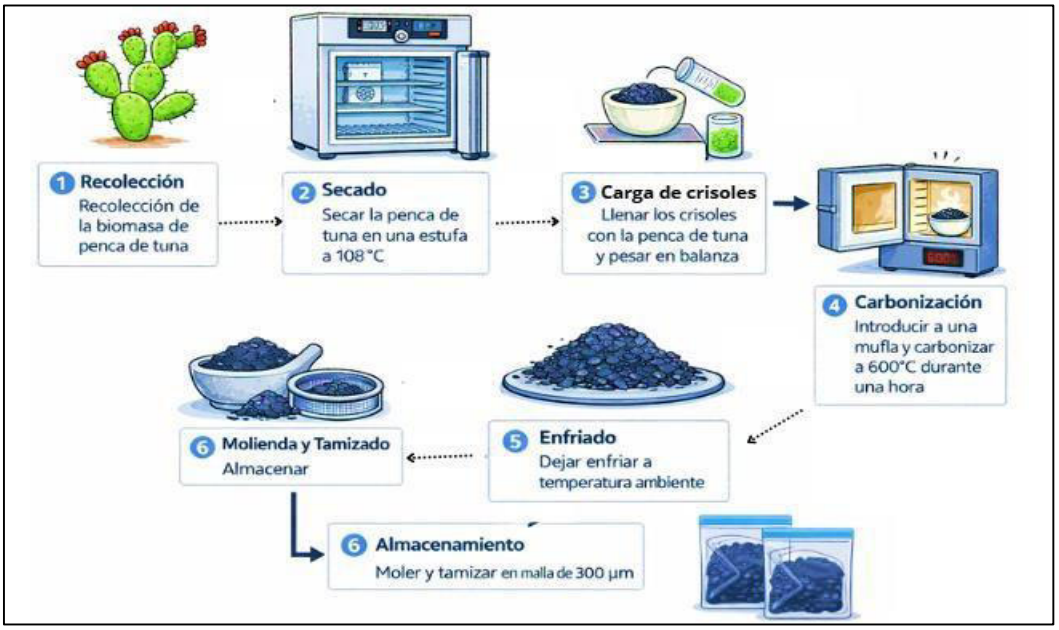
La biomasa de penca de tuna fue recolectada en Mariscal Nieto- Moquegua, después en las instalaciones del laboratorio de contaminantes orgánicos de la Universidad Nacional de Moquegua se procedió a limpiar y trocear en partes pequeñas y posteriormente fue deshidratada en estufa a 108 °C durante 24 horas.

Después la biomasa colocada en crisoles fue sometida a un proceso de tratamiento térmico en la mufla ISOLAB, con un calentamiento gradual que abarcó 30 minutos a una temperatura de 200 °C y luego se mantuvo a 600 °C durante 1 hora con el propósito de obtener el producto carbonizado conocido como biocarbón (BC) (Hadjittofi et al., 2014), considerando que el BC generado a temperaturas relativamente elevadas (> 450 ◦C) desarrolla una porosidad y una superficie extensa por lo que, la adsorción en la superficie desempeña un papel predominante en la captura de contaminantes orgánicos dentro de sus poros (Lima et al., 2022).

Después que se enfrió el BC a temperatura ambiente, se procedió a la trituración del mismo en estado seco (Hadjittofi et al., 2014) haciendo uso de un tamiz de malla de 300 μ*m* (Lim et al., 2023) seguidamente se procedió a almacenarlo en bolsas herméticas. Después de su uso, se consideró darle un manejo adecuado al biocarbón teniendo en cuenta las opciones principales que incluyen su disposición final ya sea en un relleno sanitario, almacenamiento seguro o encapsulamiento, y/o su reutilización (Présiga-López et al., 2020).

Figura 7

Metodología para elaboración de biocarbón de penca de tuna



Nota: Obtención de biocarbón en mufla a 600 °C durante 1 h.

3.6.2 Caracterización fisicoquímica del biocarbón de penca de tuna

El biocarbón de penca de tuna (*Opuntia ficus-indica*) producido mediante pirólisis lenta a 600 °C presentó un carácter alcalino, determinado a partir de la medición de pH en suspensión acuosa (relación 1:10 m/v). Este resultado es consistente con lo reportado en la literatura para biocarbones derivados de biomasa de Opuntia y materiales lignocelulósicos pirolizados a temperaturas similares, donde se documentan valores de pH superiores a 8 (Tomczyk et al., 2020; Weber & Quicker, 2018). La alcalinidad de los biocarbones producidos a alta temperatura se atribuye a la eliminación progresiva de grupos funcionales ácidos superficiales (–COOH, –OH fenólico) y a la acumulación de carbonatos, óxidos e hidróxidos de metales alcalinos y alcalinotérreos en la fracción inorgánica, proceso que se intensifica a partir de los 500 °C (Tomczyk et al., 2020).

En cuanto a las demás propiedades fisicoquímicas, si bien la caracterización completa del biocarbón utilizado en el presente estudio (incluyendo área superficial BET, distribución de tamaño de poros, análisis elemental y espectroscopía FTIR) no fue realizada, la literatura reporta valores de referencia comparables para biocarbones de *Opuntia ficus-indica* producidos bajo condiciones similares (Tabla 12). Maaoui et al., (2025) reportan áreas superficiales de hasta 328.61 $m^2\ g^{-1}$ y volúmenes de microporo de 0.13 $cm^3\ g^{-1}$ para biocarbones de OFI a 700 °C mediante pirólisis rápida, mientras que

García-Rocha et al. (2023) documentan áreas superficiales de hasta 767 $m^2\ g^{-1}$ para biocarbón de *Opuntia leucotricha* a 600 °C en atmósfera de N_2. Para biomasa lignocelulósica en general, el contenido de carbono supera el 80% a temperaturas ≥ 600 °C y los espectros FTIR muestran la predominancia de estructuras poliaromáticas condensadas (bandas C=C aromático, ~1580 cm^{-1}) con reducción de grupos oxigenados respecto a temperaturas de pirólisis menores (Tomczyk et al., 2020; Weber & Quicker, 2018).

El carácter alcalino y la probable predominancia de estructuras poliaromáticas en el biocarbón de penca de tuna son coherentes con los mecanismos de adsorción propuestos para el ciprofloxacino a pH 7.4: a este pH el antibiótico se encuentra en forma zwitteriónica, favoreciendo interacciones π–π con la fracción aromática carbonizada, formación de puentes de hidrógeno con grupos funcionales superficiales residuales y partición hidrofóbica hacia la matriz orgánica (Ji et al., 2010; Zhou et al., 2017). La caracterización fisicoquímica completa del biocarbón de *Opuntia ficus-indica* producido a 600 °C constituye una línea de trabajo prioritaria para futuras investigaciones que permitan atribuir con mayor precisión la contribución de cada mecanismo a la capacidad de retención observada.

Tabla 3

Propiedades fisicoquímicas reportadas en la literatura para biocarbones de Opuntia ficus-indica y biomasa lignocelulósica pirolizados a 500–700 °C (valores de referencia comparativa)

Propiedad	Valor reportado	Condición	Referencia
Área superficial BET ($m^2\ g^{-1}$)	328.61 (OFI peels, pirólisis rápida, 700 °C)	OFI	(Maaoui et al., 2025) Biomass Conv. Bioref. https://doi.org/10.1007/s13399-024-05750-8
Área superficial BET ($m^2\ g^{-1}$)	767 (*O. leucotricha*, N_2, 600 °C)	Opuntia	(García-Rocha et al., 2023). Materials, 16(16), 5571. https://doi.org/10.3390/ma16165571
Área superficial BET ($m^2\ g^{-1}$)	200–400 (biomasa lignocelulósica,	Lignocel.	(Tomczyk et al., 2020) Rev. Environ. Sci. Bio/Technol., 19, 191–215. https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3

	600 °C, rango típico)		
Contenido de carbono (%)	> 80% (biomasa lignocelulósica, ≥ 600 °C)	Lignocel.	(Tomczyk et al., 2020)
pH del biocarbón	Alcalino (> 8); aumenta con temperatura	Lignocel.	(Tomczyk et al., 2020; Weber & Quicker, 2018)
pH punto de carga cero (pH_{PZC})	> 7 (básico); biocarbón OFI sin activar	OFI	(Boumezough et al., 2025) Springer Proc. https://doi.org/10.1007/978-3-032-00098-9_62
Grupos funcionales FTIR predominantes	Estructuras poliaromáticas (C=C, ~1580 cm^{-1}); reducción de –OH y C=O respecto a 500 °C	Lignocel.	(Tomczyk et al., 2020; Weber & Quicker, 2018)

Nota. Los valores presentados corresponden a datos reportados en la literatura para biocarbones de *Opuntia ficus-indica* (OFI) y biomasa lignocelulósica comparable (Lignocel.), producidos bajo condiciones de pirólisis similares a las empleadas en el presente estudio (600 °C). Fuente: elaboración propia a partir de la literatura citada.

3.6.3 Recolección y acondicionamiento de la muestra de suelo

Se seleccionó suelo de una parcela del valle del río Osmore para llevar a cabo esta investigación, este suelo estuvo distante de posibles fuentes de contaminación por antibióticos. Se recolectó muestra de la capa superficial, hasta 20 cm de profundidad, después se retiró la capa superior del suelo (Mendes et al., 2017).

La muestra de suelo fue examinada en el laboratorio de contaminantes orgánicos y ambiente de la Universidad Nacional de Moquegua. Se realizó el secado natural y se tamizó con una malla de 2,0 mm, asimismo, se almacenó a temperatura ambiente (20–25 °C). Además, se envió una muestra de aproximadamente 1000 g de suelo del valle Osmore a LABSAF, un laboratorio acreditado del Instituto Nacional de Investigación Agraria

(INIA), para realizar el análisis de propiedades fisicoquímicas y la caracterización del suelo. Los resultados se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4

Propiedades fisicoquímicas del suelo del valle del río Osmore

Propiedad	Unidad	Valor
pH	unid. pH	7.4
Conductividad eléctrica	mS/m	443.0
Materia orgánica	%	2.6
Carbonato de calcio equivalente	%	2.3
Textura		
Arena	%	48.6
Arcilla	%	9.9
Limo	%	41.5
Clase textural	—	Franco
Fósforo disponible	mg/kg	21.9
Nitrógeno total	%	0.13
Potasio disponible	mg/kg	881.1
Bases intercambiables		
Calcio (Ca)	cmol(+)/kg	27.04
Magnesio (Mg)	cmol(+)/kg	6.20
Sodio (Na)	cmol(+)/kg	11.48
Potasio (K)	cmol(+)/kg	1.98

Nota. Análisis realizados por LABSAF Moquegua (Laboratorio acreditado por INACAL, Registro N° LE-200), Informe N° 101619-25/SU/MQA. Fecha de muestreo: 11/09/2025. Fuente: elaboración propia.

3.6.4 Adsorción - Desorción de Ciprofloxacino en suelo usando biochar de Penca de Tuna

3.6.4.1 Estudio de Adsorción

El ensayo de adsorción se desarrolló de acuerdo con las directrices establecidas por la OCDE 106: Adsorción–Desorción mediante el método de equilibrio por lotes (OCDE, 2000). Para ello, se prepararon soluciones de ciprofloxacino utilizando Cloruro de Calcio ($CaCl_2$) a una concentración de 0.01 mol L^{-1}, con concentraciones del antibiótico de 0.005, 0.02, 0.1, 0.2 y 0.5 mg/L. Se pesaron 2 g de suelo, a los cuales se adicionaron 10 mL de la solución de $CaCl_2$, obteniéndose un total de 60 unidades experimentales, debidamente rotuladas y registradas. Posteriormente, las muestras fueron sometidas a agitación en una mesa agitadora pendular TE-240/1 a 400 rpm, durante cinco intervalos de tiempo (5, 30, 45, 60 y 90 minutos), con el fin de evaluar la cinética de adsorción y determinar el tiempo de equilibrio. Durante todo el ensayo, las muestras se mantuvieron en una caja oscura rectangular, con el objetivo de evitar posibles efectos de fotodegradación del ciprofloxacino. Asimismo, la temperatura se controló a 20 °C, asegurando condiciones constantes para la determinación del equilibrio de adsorción.

Luego, los tubos fueron centrifugados en un equipo Eppendorf Centrifuge, modelo 5910 R, a 4000 rpm durante 5 minutos, con la finalidad de lograr una adecuada separación de fases. Una vez finalizado este proceso, se tomaron alícuotas de 2 mL, las cuales fueron transferidas a tubos Eppendorf y sometidas a una segunda centrifugación en una microentrífuga Eppendorf, modelo 5425 R, a 10 000 rpm durante 5 minutos, con el fin de eliminar el material particulado en suspensión. Finalmente, se recolectaron alícuotas de 1 mL del sobrenadante, las cuales fueron transferidas a viales previamente rotulados para su posterior análisis mediante cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC/MSMS).

Figura 8

Metodología para adsorción



Nota: Elaboración propia

3.6.4.2 Estudio de Desorción

El sobrenadante restante en cada tubo fue descartado en su totalidad y, de manera inmediata, se incorporó una alícuota de solución de $CaCl_2$ a una concentración de 0.01 mol L^{-1}, la cual no contenía el fármaco de interés. Seguidamente, los tubos fueron sometidos nuevamente a los procesos de agitación y centrifugación bajo las mismas condiciones experimentales establecidas previamente. Una vez concluida esta etapa, se recolectó una nueva alícuota de 1 mL del sobrenadante obtenido, con la finalidad de determinar la cantidad de fármaco desorbido en cada ciclo. El sobrenadante residual remanente fue eliminado siguiendo estrictamente el mismo procedimiento utilizado durante el ensayo de adsorción, garantizando así la consistencia y reproducibilidad del protocolo experimental. Este conjunto de pasos fue repetido de manera secuencial, conformando los sucesivos ciclos de desorción evaluados en el estudio. La representación gráfica de esta metodología se presenta en la Figura 9.

Figura 9

Metodología para desorción



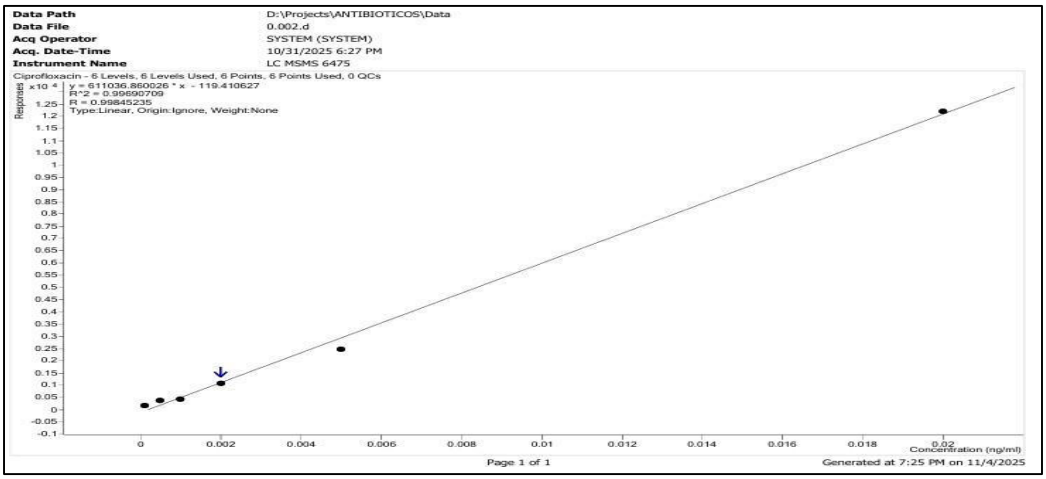
Nota: Elaboración propia

3.6.4.3 Validación analítica del proceso de adsorción- desorción

Se prepararon seis soluciones patrón de ciprofloxacino (CIP), con una pureza del 98 %, a concentraciones de 0.0005, 0.001, 0.002, 0.005, 0.2 y 0.5 µg/mL, mediante diluciones seriadas a partir de soluciones intermedias de 100, 10, 1, 0.1 y 5 µg/mL, preparadas previamente para el compuesto en estudio.

Figura 10

Curva de calibración de Ciprofloxacino



Nota: Reporte del cromatógrafo líquido acoplado a espectrometría de masas (LC/MSMS).

Se obtuvo la curva analítica para Ciprofloxacino con tiempo de retención de 12 minutos. En cuanto a la linealidad del método analítico se evaluó mediante la curva de

calibración construida con seis niveles de concentración de ciprofloxacino antes visto. Se obtuvo una relación lineal adecuada entre la concentración y la respuesta instrumental, con un coeficiente de determinación **R^2 = 0,997**, lo que evidencia una buena linealidad del método en el rango evaluado.

El análisis se realizó mediante un sistema de cromatografía líquida acoplada a un espectrómetro de masas (LC-MS). Las condiciones cromatográficas consistieron en la inyección de 1 µL de muestra en una columna InfinityLab Poroshell EC-C8 (2,1 × 150 mm, 1,9 µm; Agilent, EE. UU.), mantenida a una temperatura de 35 °C.

La fase móvil estuvo compuesta por ácido fórmico al 0,1 % en agua (fase B) y ácido fórmico al 0,1 % en acetonitrilo (fase C). La elución se realizó en modo gradiente, iniciando con 95 % de fase B (0 min), disminuyendo a 80 % a los 5 minutos y retornando a 90 % a los 10 minutos. El flujo se mantuvo constante en 0,250 mL·min^{-1}.

3.6.4.4 Modelo de isoterma de adsorción y desorción

Los datos de adsorción se analizaron mediante el modelo empírico de Freundlich (Ec. 1) para evaluar el comportamiento del proceso de adsorción del ciprofloxacino en biocarbón.

(Ec. 1)

$$q_e = K_F * {C_e}^{1/n}$$

Donde:

q_e $(mg\ kg^{-1})$: Cantidad de antibiótico adsorbido en el suelo en el equilibrio.

C_e $(mg\ L^{-1})$: Concentración de antibiótico en la solución en el equilibrio

n $(adimensional)$: Índice de linealidad de Freundlich

K_F $(L^{\frac{1}{n}} mg^{1-\frac{1}{n}} kg^{-1})$: Coeficiente de afinidad de Freundlich

3.6.4.5 Proceso matemático para el modelo de adsorción

Los datos fueron previamente transformados para obtener los valores de C_ey q_e , y posteriormente analizados mediante el modelo de Freundlich (Ec. 1), el cual permite

describir el comportamiento del proceso de adsorción a través de sus parámetros característicos (M. Wu et al., 2019).

$$q_e = K_F * C_e^{1/n}$$

Con la finalidad de linealizar la ecuación de Freundlich, se aplicó el logaritmo natural a ambos miembros de la expresión:

$$\ln(q_e) = \ln(K_F * C_e^{1/n})$$

Haciendo uso de las propiedades de los logaritmos, específicamente la del producto, la ecuación se reescribió como:

$$\ln(q_e) = \ln(K_F) + \ln(C_e^{1/n})$$

Posteriormente, aplicando la propiedad de la potencia del argumento del logaritmo, se obtuvo la siguiente forma lineal:

$$\ln(q_e) = \ln(K_F) + 1/n * \ln(C_e)$$

Para facilitar la aplicación del método de mínimos cuadrados, se realizó un cambio de variables que permitió expresar la ecuación en la forma general de una recta

$$Y = B + A * X$$

Donde:

$$Y = \ln(q_e)$$

$$B = \ln(K_F)$$

$$A = 1/n$$

$$X = \ln(C_e)$$

Una vez obtenida la linealización del modelo matemático de Freundlich, realizamos las sumatorias de todos los datos en sus nuevas variables.

Tabla 5

Datos experimentales para Modelo de Freundlich al 0% de BC

Ce (mg L^{-1})	qe (mg Kg^{-1})
0.0008	0.0213

0.0009	0.0962
0.0009	0.4961
0.0010	0.9955
0.0017	2.4924

Nota. **C_e**corresponde a la concentración de equilibrio del ciprofloxacino en solución y **q_e**a la cantidad adsorbida por unidad de masa de suelo. BC: biocarbón al 0%.

Tabla 6

Datos experimentales para Modelo de Freundlich al 1% de BC

Ce (mg L^{-1})	**qe (mg Kg^{-1})**
0.0029	0.0120
0.0031	0.0868
0.0041	0.4823
0.0050	0.9784
0.0099	2.4574

Nota. **C_e**corresponde a la concentración de equilibrio del ciprofloxacino en solución y **q_e**a la cantidad adsorbida por unidad de masa de suelo. BC: biocarbón al 1%

Tabla 7

Datos experimentales para Modelo de Freundlich al 2% de BC

Ce (mg L^{-1})	qe (mg Kg^{-1})
0.0013	0.0195
0.0013	0.0944
0.0018	0.4921
0.0024	0.9897
0.0046	2.4799

Nota. **C_e**corresponde a la concentración de equilibrio del ciprofloxacino en solución y **q_e**a la cantidad adsorbida por unidad de masa de suelo. BC: biocarbón al 2%.

Tabla 8

Datos experimentales para Modelo de Freundlich al 4% de BC

Ce (mg L^{-1})	qe (mg Kg^{-1})
0.0006	0.0223
0.0006	0.0974
0.0007	0.4971
0.0009	0.9963
0.0014	2.4939

Nota. **C_e**corresponde a la concentración de equilibrio del ciprofloxacino en solución y **q_e**a la cantidad adsorbida por unidad de masa de suelo. BC: biocarbón al 4%.

3.6.5 Lixiviación de Ciprofloxacino en suelo usando Biocarbón de Penca de Tuna

3.6.5.1 Estudio de Lixiviación

Para el desarrollo de la investigación, se empleó doce (12) columnas de vidrio de 0.50 m de altura, el experimento se estructuró en se cuatro (4) tratamiento de tres (3) repeticiones, correspondientes a concentraciones de BC de 0%.1%.2%.4% en relación al suelo. Esta progresión geométrica de dosis (duplicando la concentración en cada nivel) permite detectar si la relación entre la dosis de biocarbón y la respuesta evaluada es lineal o de saturación, empleando un número reducido de tratamientos, siguiendo el mismo criterio de diseño utilizado por (G. Fu et al., 2021)en dosis de biocarbón muy similares (0, 0.5, 1, 2 y 4 %) aplicadas a suelo. En cada tratamiento se empleó una masa total de 1620g de suelo. Representándose en la tabla 9 de la siguiente manera:

Tabla 9

Relación de Biocarbón con la masa de suelo

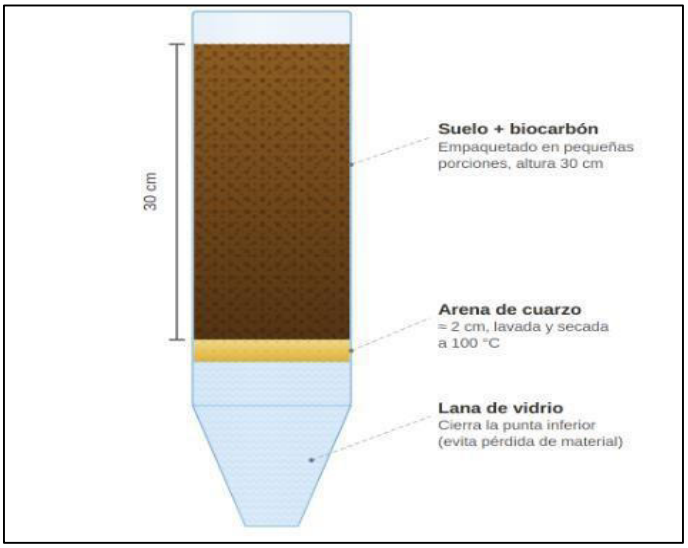
Tratamiento	Suelo (g)	Biocarbón(g)
T1(0%)	1620	0
T2(1%)	1603.8	16.2
T3(2%)	1587.6	32.4
T4(4%)	1555.2	64.8

Nota: Los porcentajes corresponden a la proporción de biocarbón respecto a la masa total del suelo.

Las columnas se prepararon cerrando la punta inferior con lana de vidrio. Posteriormente, se llenó la parte cónica con una capa de arena de cuarzo aprox. 2 cm que previamente fue lavada y secada en la estufa a 100°C. A continuación, se colocó la muestra de suelo previamente mezclada con el biocarbón, empaquetando la columna hasta una altura de 30 cm. Este procedimiento se realizó en pequeñas porciones, con el fin de evitar la formación de burbujas de aire en la base de la columna (Mendes et al., 2017). La representación gráfica de la columna de suelo se representa en la figura 11.

Figura 11

Preparación de columna se suelo con biocarbón.

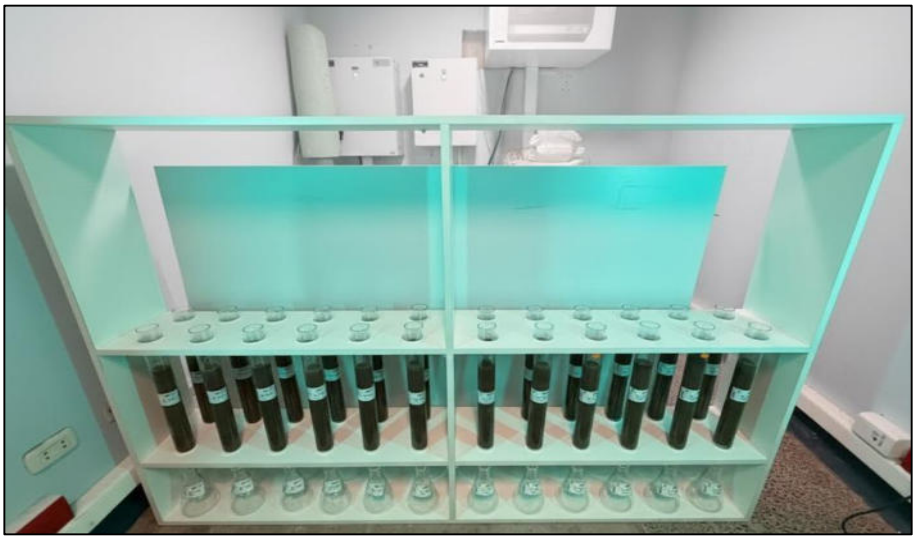


Nota. Elaboración propia basada en Mendes et al. (2017).

Las columnas de suelo se colocaron en vasos precipitados de 200mL cada uno y se humedecieron de manera gradual mediante un flujo ascendente (capilaridad), utilizando una solución de $CaCl_2$ a una concentración de 0,01 mol L^{-1}, permitiendo así la movilidad controlada de la solución desde la base hasta la parte superior de las columnas, asegurando una humectación uniforme del material. Las muestras de suelo estuvieron inundadas durante 12 horas y después de ello se retiraron los vasos y se esperó su drenaje durante unas 12 horas.

Figura 12

Modelo de instalación de las columnas de lixiviación



Nota: Las columnas de suelo del lado derecho del soporte se utilizaron para este experimento.

Una vez colocadas las columnas en el soporte de lixiviación diseñado a medida, se instalaron los matraces colectores. El ciprofloxacino se aplicó a la concentración de 10 mg/L en 5 litros de solución de $CaCl_2$ a 0,01 mol L^{-1} utilizando una micropipeta para asegurar la dosificación precisa. Posteriormente, la superficie del suelo se cubrió con un disco de lana de vidrio y se instaló un embudo invertido, a través del cual se conectó las mangueras de silicona de la bomba peristáltica digital multicanal Ismatec a la solución de $CaCl_2$ a 0,01 mol L^{-1} con ciprofloxacino.

El sistema se operó con un caudal de aproximadamente 8 mL h^{-1} por un periodo de 48 horas lo que permitió simular un evento de lluvia o riego de aproximadamente 200 mm durante 48 horas. Cada 12 horas, el lixiviado se recogió en matraces Erlenmeyer previamente etiquetados, registrándose el volumen obtenido en cada intervalo (Mendes et al., 2017).

Figura 13

Uso de la bomba peristáltica para la simulación



Nota: El sistema estuvo en condiciones controladas durante las 48 Hrs.

3.6.5.2 Dosificación y aplicación de Ciprofloxacino (CP)

El antibiótico se aplicó a la dosis más alta determinada ambientalmente, evaluada mediante columnas de suelo. Cada columna recibió aproximadamente 350 a 400 mL de la solución de $CaCl_2$ (0,01 mol L^{-1}) con el antibiótico (10 mg/L), aplicada directamente

sobre el suelo húmedo en la superficie de la columna. La investigación se desarrolló en un ambiente controlado, con condiciones de poca iluminación y temperatura regulada entre 18 y 25 °C, a fin de garantizar la estabilidad del experimento (Mendes et al., 2017).

3.6.5.3 Recolección de lixiviados

Cada 12 horas, se recolectó las muestras de 2 mL del lixiviado de las 12 columnas de lixiviación. Transcurridas 48 horas de la aplicación del antibiótico, y una vez finalizada la percolación de la solución $CaCl_2$ (0,01 mol L^{-1}), las columnas de vidrio se retiraron del soporte de lixiviación (Mendes et al., 2017). Las muestras recolectadas en cada intervalo de tiempo fueron almacenadas bajo condiciones controladas para su posterior análisis mediante LC/MSMS, con el fin de cuantificar la concentración de ciprofloxacino en el lixiviado a lo largo del tiempo de experimentación

Figura 14

Metodología para lixiviación



Nota: Elaboración propia. Adaptado de Mendes et al. (2017)

3.7 Análisis de datos

Los datos generados en los ensayos de adsorción, desorción y lixiviación fueron analizados mediante Microsoft Excel 2019 y el entorno estadístico R (versión 4.3.1). Los parámetros correspondientes a la isoterma de Freundlich en su forma no lineal se estimaron en Excel 2019 utilizando el algoritmo de Levenberg–Marquardt. La calidad del ajuste se determinó mediante el coeficiente de determinación (R^2), la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el porcentaje de desviación promedio (%D).

Para identificar diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en los ensayos de adsorción y desorción, se verificaron previamente los supuestos de normalidad de residuos mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov, y la homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Levene. Dado que los residuos no cumplieron el supuesto de normalidad incluso tras la aplicación de una transformación logarítmica [log(adsorción + 1)] (véase Anexo B), se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0.05$), con $n = 3$ réplicas por tratamiento. Las comparaciones múltiples se efectuaron mediante la prueba de Dunn con corrección de Holm. En todas las pruebas se adoptó un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$. Los resultados se reportan como el promedio de tres réplicas acompañado de su desviación estándar.

En el ensayo de lixiviación, se registraron los volúmenes de lixiviado recolectados cada 12 horas, mientras que las concentraciones de CIP se determinaron mediante cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC/MSMS). El porcentaje de lixiviación se calculó como la proporción de la masa total de CIP aplicada recuperada en el lixiviado acumulado durante las 48 horas del experimento. Para el análisis estadístico se aplicó un ANOVA de dos factores (biocarbón × tiempo), previa verificación de los supuestos de normalidad de residuales mediante la prueba de Shapiro-Wilk y de homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Levene basada en la mediana. En caso de detectarse diferencias significativas entre tratamientos, se aplicó la prueba post-hoc de Tukey HSD para la comparación múltiple de medias. En todas las pruebas se adoptó un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$.

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente estudio se evaluó el efecto del uso de biocarbón de penca de tuna en la movilidad del ciprofloxacino en el suelo, considerando los procesos de adsorción, desorción y lixiviación. Asimismo, se aborda el modelamiento del proceso de adsorción mediante la isoterma de Freundlich, considerando tanto su forma lineal (FL) como no lineal (FNL). Los experimentos se realizaron a pH 7.4, empleando concentraciones iniciales de CIP de 0.005, 0.020, 0.100, 0.200 y 0.500 mg/L, bajo cuatro tratamientos: suelo sin enmienda (0% BC) y suelo con adición de 1%, 2% y 4% de biocarbón (p/p). Los resultados se presentan en tres apartados: adsorción (4.1), desorción (4.2) y lixiviación (4.3), integrando en cada uno los resultados, el modelamiento y la discusión correspondiente.

En este contexto, se profundiza en el análisis del ajuste de la isoterma de Freundlich para la adsorción de CIP, comparando dos enfoques de modelamiento: el método linealizado (Freundlich Lineal, FL) y el ajuste no lineal basado en el algoritmo de Levenberg-Marquardt (Freundlich No Lineal, FNL). La discusión se centra en la evaluación de la calidad de ajuste de ambos modelos, la interpretación fisicoquímica de los parámetros obtenidos, el efecto del biocarbón sobre la capacidad e intensidad de adsorción, y el análisis del porcentaje de desviación como indicador de la precisión predictiva de cada modelo.

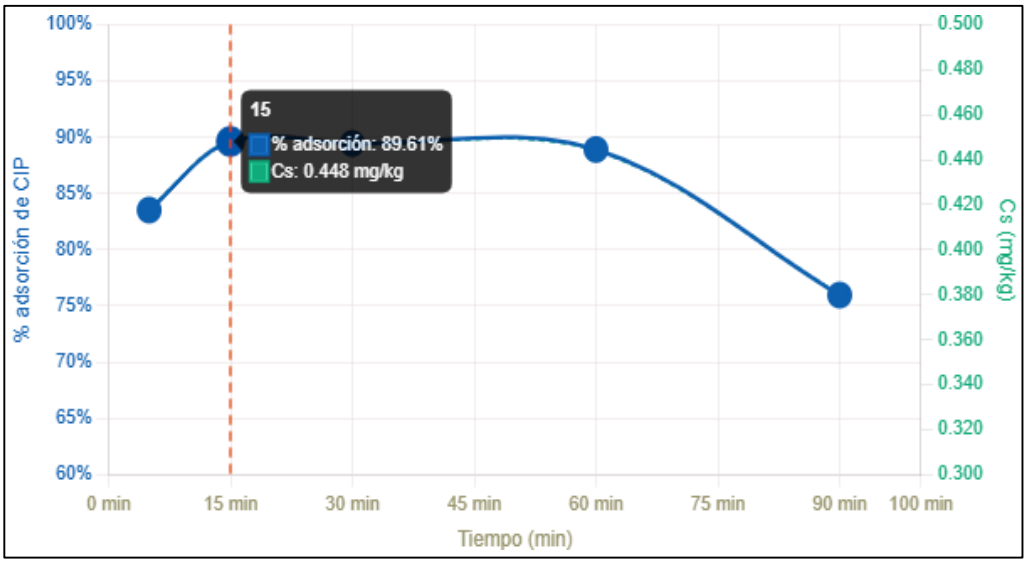
4.1 Adsorción

4.1.1 Concentraciones de equilibrio y masa adsorbida

Con el fin de caracterizar el comportamiento de adsorción del ciprofloxacino (CIP) en el suelo del valle del río Osmore enmendado con diferentes dosis de biocarbón de *Opuntia ficus-indica*, se estableció previamente el tiempo de equilibrio del sistema a través de un ensayo cinético y, posteriormente, se determinaron las concentraciones de equilibrio (CE) y la masa adsorbida (CS) para cada tratamiento a cinco concentraciones iniciales.

Figura 15

Cinética de adsorción de CIP en suelo del valle del río Osmore (0% BC). Cada punto representa el promedio de tres réplicas.



Nota. La figura muestra el porcentaje de adsorción de CIP (%) y la cantidad adsorbida (Cs, mg/kg) en función del tiempo de contacto (5, 15, 30, 60 y 90 min) para el tratamiento control (0% biocarbón). Fuente: elaboración propia.

La Figura 15 muestra la cinética de adsorción del CIP en el suelo control (0% BC) durante un periodo de 90 minutos. Se observa que el porcentaje de adsorción aumentó rápidamente durante los primeros minutos, alcanzando su valor máximo de 89.61% a los 15 minutos, como se muestra en las líneas punteadas, con una cantidad adsorbida (Cs) de 0.448 mg/kg y una concentración de equilibrio (Ce) de 0.0104 mg/L. Después de este momento, los valores de adsorción se mantuvieron bastante estables hasta los 60 minutos (88.90%), evidenciándose una ligera disminución a los 90 minutos (75.95%), lo que podría deberse a un proceso de desorción parcial del CIP desde la fase sólida hacia la solución. Por lo tanto, se fijó un tiempo de equilibrio de 15 minutos para los ensayos posteriores de la isoterma de adsorción.

La Tabla 10 muestra los valores de concentración de CIP en solución en el punto de equilibrio (CE, mg/L) y la cantidad adsorbida en el suelo (CS, mg/kg) para cada tratamiento y concentración inicial evaluada. Los datos representan los promedios de tres réplicas.

Tabla 10

Concentración de equilibrio (CE) y cantidad adsorbida (CS) de CIP por tratamiento y concentración inicial.

C_0 (mg/L)	**0% BC — CE (mg/L)**	**0% BC — CS (mg/kg)**	**1% BC — CE (mg/L)**	**1% BC — CS (mg/kg)**	**2% BC — CE (mg/L)**	**2% BC — CS (mg/kg)**	**4% BC — CE (mg/L)**	**4% BC — CS (mg/kg)**
0.005	0.000832	0.02129	0.002931	0.01204	0.001283	0.01949	0.000632	0.02227
0.020	0.000861	0.09618	0.003051	0.08675	0.001285	0.09437	0.000602	0.09738
0.100	0.000883	0.49613	0.004069	0.48229	0.001827	0.49207	0.000681	0.49711

0.200	0.001036	0.99550	0.004987	0.97835	0.002363	0.98969	0.000865	0.99627
0.500	0.001699	2.49245	0.009881	2.45740	0.004604	2.47992	0.001422	2.49393

Nota. Los valores corresponden al promedio de tres réplicas. BC = biocarbón. Fuente: elaboración propia.

En todos los tratamientos se observó que la CE y la CS aumentaban de forma constante en todos los tratamientos a medida que aumentaba la concentración inicial (C_0) de CIP. En todos los casos, los valores de CE fueron mucho menores en la concentración inicial, lo que indica que el sistema suelo-biocarbón tenía una alta capacidad de retención a pH 7,4. Con valores de CE que oscilaron entre $6{,}32 \times 10^{-1}$ y $1{,}42 \times 10^{-3}$ mg/L, el tratamiento con 4 % de BC presentó los valores de CE más bajos en todas las concentraciones analizadas, lo que sugiere que la mayor dosis de biocarbón mejoró la retención de CIP en la fase sólida.

Con masas adsorbidas de 2,492, 2,457, 2,480 y 2,494 mg/kg para los tratamientos de 0%, 1%, 2% y 4% de BC, respectivamente, CS alcanzó sus valores máximos en la concentración inicial de 0,500 mg/L. La consistencia de estas cifras implica que, independientemente de la dosis de biocarbón, la capacidad de adsorción del sistema se acerca a un límite en concentraciones moderadas de CIP. Se observaron diferencias más significativas entre tratamientos en el extremo inferior (C_0 = 0,005 mg/L): el 4% de BC adsorbió 0,02227 mg/kg en comparación con 0,01204 mg/kg para el 1% de BC, lo que indica que el impacto de la dosis de biocarbón en la eficiencia de retención es más notable en concentraciones bajas.

Desde un punto de vista cinético, elevar la concentración inicial de CIP aumenta el gradiente de concentración entre las fases líquida y sólida, acelerando así la transferencia de masa a los sitios de adsorción accesibles. Sin embargo, a medida que estos sitios se llenan, la velocidad de adsorción global disminuye hasta alcanzar un equilibrio dinámico donde las velocidades de adsorción y desorción se igualan. Este mecanismo concuerda con los resultados de Quiton et al. (2026) , quienes demostraron que la adsorción de CIP en biocarbones activados se ajusta al modelo de Langmuir,

mostrando una adsorción monocapa en sitios uniformes con capacidad de retención limitada. Estos autores también reconocieron que el proceso ocurre en fases consecutivas: difusión en la capa límite, difusión superficial, difusión intrapartícula y equilibrio final. La última fase de equilibrio se caracteriza por una disminución notable en la velocidad de adsorción, lo que aclara la convergencia de los valores de CS observados a concentraciones iniciales moderadas y altas en esta investigación.

La característica iónica de CIP en relación con el pH influye significativamente en el grado y los procesos de su retención observada. Como sustancia anfótera, CIP tiene un valor de pKa_1 de 6,09, que se relaciona con la separación del grupo ácido carboxílico, y un pKa_2 de 8,62, que indica la protonación del nitrógeno dentro de la estructura de piperazina. Su punto isoeléctrico es pI = 7,14, y tiene un coeficiente de partición octanol-agua (log K_OW) que es menor que 1, lo que indica una naturaleza hidrofílica y una lipofilicidad mínima (Manzoor et al., 2010). A partir de estas mediciones, podemos inferir que en el rango de pH entre pKa_1 y pKa_2, la molécula aparece principalmente como un zwitterión sin carga global, equilibrado por grupos funcionales ionizados; Se comporta como catiónico por debajo de pKa_1 y aniónico por encima de pKa_2 (Jara-Cobos et al., 2023).

En las condiciones específicas de este experimento (pH 7,4), que está cerca del punto isoeléctrico, la forma zwitteriónica es la más predominante. Aunque su solubilidad en agua es limitada debido a su carga neutra (Nugrahani et al., 2020), demuestra una reactividad superficial significativa con el biocarbón. Este comportamiento reactivo se ilustra a través de varios procesos de adsorción simultáneos, incluyendo atracciones electrostáticas entre las secciones cargadas de CIP y las zonas cargadas del adsorbente, conexiones de enlaces de hidrógeno con los grupos oxigenados en la superficie del biocarbón, e interacciones π-π donador-aceptor que involucran las estructuras aromáticas de CIP, que sirven como aceptores π, y las áreas grafíticas ricas en electrones π del biocarbón que actúan como donadores (Quiton et al., 2026; Wakejo et al., 2022). El efecto combinado de estos mecanismos explica la impresionante eficiencia de retención observada en todas las condiciones experimentales, incluso en las concentraciones iniciales más bajas evaluadas.

Este conjunto de interacciones fisicoquímicas también corrobora aún más los hallazgos presentados por Song et al. (2023) y Shi et al. (2023) , quienes determinaron, respectivamente, que la capacidad de adsorción de CIP sobre materiales carbonáceos

aumenta con la densidad de sitios activos accesibles y que la forma iónica del antibiótico, influenciada por el pH del medio, es el factor principal que regula su afinidad por el biocarbón, con una retención óptima en condiciones casi neutras. Ambos resultados coinciden con los datos de este estudio, en el que el tratamiento con 4% de BC, que ofrece la mayor concentración de sitios activos, mostró consistentemente los valores de CE más bajos, mientras que la eficiencia general del sistema se mantuvo alta a pH 7,4 en todos los tratamientos. En última instancia, la reducción de las diferencias entre tratamientos a concentraciones iniciales elevadas valida que, una vez que se llenan los sitios de energía de adsorción más favorables, la capacidad del sistema se aproxima a un umbral máximo que es independiente de la cantidad de adsorbente, similar a los hallazgos reportados para sistemas de adsorción CIP análogos en biocarbones modificados (Atugoda et al., 2021; Dou et al., 2022).

4.1.2 Porcentaje de remoción de CIP

El porcentaje de remoción se determinó como la relación entre la cantidad de CIP extraida de la solución y concentración inicial: $\mathbf{\%Remoción = (C_0 - CE) / C_0 \times 100}$. Los resultados se presentan en la Tabla 11.

Tabla 11

Porcentaje de remoción de CIP por adsorción según tratamiento y concentración inicial

C_0 (mg/L)	0% BC	1% BC	2% BC	4% BC
0.005	83.4%	41.4%	74.3%	87.4%
0.020	95.7%	84.7%	93.6%	97.0%
0.100	99.1%	95.9%	98.2%	99.3%
0.200	99.5%	97.5%	98.8%	99.6%
0.500	99.7%	98.0%	99.1%	99.7%

Nota. El porcentaje de remoción expresa la fracción de CIP retirada de la solución.
Fuente: elaboración propia.

Los porcentajes de remoción fueron altos en todos los tratamientos, particularmente en concentraciones iniciales de 0,100 mg/L o superiores, donde la remoción superó el 94% en todos los casos. En la concentración inicial más baja (0,005

mg/L), aparecieron las mayores diferencias entre los tratamientos: 0% BC logró una eliminación del 83,4%, 4% BC alcanzó el 87,4% y 2% BC tuvo un 74,3%, mientras que 1% BC mostró la eliminación más baja con un 41,4%. Este resultado inusual para el tratamiento de 1% BC a 0,005 mg/L puede explicarse a partir de tres factores interrelacionados.

En primer lugar, la adición de una dosis baja de biocarbón puede modificar la estructura porosa y la química superficial del suelo, pero podría no compensar la pérdida de sitios de adsorción nativos (Al-Wabel et al., 2013). Figueroa et al. (2004), informaron que los suelos contienen sitios de adsorción activos como grupos funcionales orgánicos, óxidos de hierro y aluminio, y arcillas que interactúan eficazmente con el CIP en concentraciones traza. La introducción de un 1 % de biocarbón podría bloquear físicamente estos sitios o crear competencia por el CIP entre los sitios nativos del suelo y los grupos funcionales del biocarbón, mientras que el aumento de la superficie debido al biocarbón es insuficiente para compensar esta pérdida.

En segundo lugar, a concentraciones muy bajas, como 0,005 mg/L, la adsorción es altamente sensible a la disponibilidad relativa de sitios activos. La proporción entre las moléculas de soluto y los sitios disponibles es muy pequeña, por lo que incluso pequeñas alteraciones en la estructura del suelo pueden reducir desproporcionadamente la eficiencia de remoción (Kah et al., 2017). Esta sensibilidad explica por qué el blanco (0% BC), con sus sitios de adsorción nativos intactos, presenta un rendimiento significativamente mejor que el tratamiento con 1 % de BC a esta concentración.

En tercer lugar, la dosis de 1% de BC podría representar una zona de transición donde los efectos negativos sobre la adsorción en el suelo alcanzan su punto máximo. A dosis más altas, como el 2% y el 4% de BC, la superficie adicional del biocarbón comienza a predominar, compensando y superando la alteración inicial de los sitios de adsorción nativos del suelo. Este comportamiento no lineal de dosis-respuesta está respaldado por la literatura: Librici et al. (2026) demostraron que la adición de biocarbón sigue tendencias no lineales con umbrales definidos, donde las dosis bajas reducen los grupos polares nativos del suelo antes de que la funcionalidad superficial del biocarbón los compense. Por lo tanto, la transición entre los efectos inhibitorios y beneficiosos probablemente se encuentre entre el 1% y el 2% de BC en las condiciones de este estudio (Ahmad et al., 2014; Beesley et al., 2011).

Con concentraciones iniciales de CIP de 0,020 mg/L o superiores, el efecto umbral disminuye y los cuatro tratamientos alcanzan eficiencias de eliminación superiores al 95 %. Esto confirma que, cuando hay suficientes moléculas de soluto para interactuar tanto con los sitios de adsorción del suelo nativo como con los del biocarbón, la tendencia de que una mayor dosis de biocarbón conduzca a una mayor eliminación se mantiene de forma consistente (Kah et al., 2017; Rizwan et al., 2023).

El tratamiento 4% BC mostró consistentemente los porcentajes de remoción más altos en todas las concentraciones iniciales, que oscilaron entre el 87,4 % a 0,005 mg/L y el 99,7 % a 0,500 mg/L. Este rendimiento concuerda con la mayor superficie específica y el mayor contenido de carbono orgánico que proporciona la dosis más alta de biocarbón, lo que promueve múltiples mecanismos de interacción con CIP. Estos incluyen la adsorción hidrofóbica en la fracción aromática del biocarbón, los enlaces de hidrógeno entre los grupos funcionales del biocarbón y los grupos amino y carboxilo de CIP, y las interacciones π-π entre el anillo de quinolona de CIP y los anillos aromáticos de la superficie carbonácea (Ji et al., 2011;Zhou et al., 2019;Rizwan et al., 2023).

4.1.3 Modelamiento de la isoterma de Freundlich

4.1.3.1 Comparación entre el modelo lineal y no lineal

La isoterma de Freundlich se ajustó utilizando dos enfoques: el método de linealización logarítmica (FL) y el método de optimización no lineal de Levenberg-Marquardt (FNL). La ecuación del modelo general es:

$$CS = KF \cdot CE^{(1/n)}$$

donde CS (mg/kg) es la cantidad de CIP adsorbida por unidad de masa de suelo, CE (mg/L) es la concentración de equilibrio en solución, KF es el coeficiente de capacidad de adsorción y 1/n es el parámetro de intensidad superficial o heterogeneidad. En su forma linealizada, la ecuación es:

$$\ln (CS) = (1/n) \cdot \ln (CE) + \ln (KF)$$

La Tabla 12 resume los parámetros de ambos modelos junto con sus indicadores de bondad de ajuste para los cuatro tratamientos evaluados.

Tabla 12

Parámetros de la isoterma de Freundlich Lineal (FL) y No Lineal (FNL) por tratamiento

Trat.	Freundlich Lineal (FL)				Freundlich No Lineal (FNL)				
	KF	**n**	**R^2**	**RMSE**	**KF**	**n**	**1/n**	**R^2**	**RMSE**
0% BC	2.72×10^{14}	0.200	0.608	0.694	1.80×10^{8}	0.353	2.835	0.921	0.254
1% BC	1.16×10^{8}	0.272	0.740	1.097	1.40×10^{4}	0.535	1.870	0.956	0.189
2% BC	1.61×10^{8}	0.309	0.790	0.862	4.09×10^{4}	0.555	1.802	0.967	0.164
4% BC	8.36×10^{12}	0.231	0.660	0.652	3.83×10^{7}	0.396	2.522	0.947	0.208

Nota. KF = coeficiente de capacidad de adsorción; n = parámetro de intensidad; R^2 = coeficiente de determinación; RMSE = raíz del error cuadrático medio (mg/kg). Fuente: elaboración propia.

Los resultados muestran consistentemente que el modelo FNL supera al modelo FL en todos los tratamientos. El coeficiente de determinación (R^2) para FNL varió de 0,921 (0% BC) a 0,967 (2% BC), mientras que los valores de FL fueron menores, entre 0,608 y 0,790, con diferencias (ΔR^2) que superaron 0,177 en todos los casos. Además, el error cuadrático medio (RMSE) fue consistentemente menor para FNL, variando de 0,164 a 0,254 mg/kg, en comparación con 0,652 a 1,097 mg/kg para FL. La mayor reducción del RMSE se produjo en el tratamiento de 1% BC, donde ΔRMSE alcanzó 0,908 mg/kg.

Esta diferencia se debe al proceso de linealización logarítmica, que distorsiona la estructura de los errores experimentales al transformar los residuos del espacio real a una escala logarítmica. En particular, los puntos de menor concentración (CE < 0.001 mg/L, CS < 0.025 mg/kg) reciben un peso desproporcionado en la regresión lineal después de la transformación, sesgando la estimación de los parámetros KF y 1/n en el espacio real. El método FNL evita esta distorsión al minimizar la suma de cuadrados de los residuales directamente sobre la forma de la ecuación original (Bolster & Hornberger, 2007;Ho et al., 2002). Este hallazgo coincide con lo reportado en la literatura para sistemas de adsorción de fluoroquinolonas en suelos y materiales carbonosos (Limousin et al., 2007);(Zhao et al., 2011).

El ajuste superior del modelo de Freundlich en el sistema suelo-biocarbón se atribuye a las variadas características de la superficie del adsorbente y a la naturaleza dual del CIP. A diferencia del modelo de Langmuir, que presupone una superficie uniforme y un límite máximo específico, el modelo de Freundlich es adecuado cuando hay sitios activos con energías de enlace variables presentes, y aquellos sitios que muestran la mayor afinidad se ocupan primero (Xu et al., 2025). A un nivel de pH de 7,4, que es casi el punto isoeléctrico del CIP (pI = 7,14), la molécula existe principalmente en su estado zwitteriónico, lo que permite que se activen múltiples mecanismos de adsorción: atracciones electrostáticas entre las secciones ionizadas del CIP y las ubicaciones cargadas en el suelo y el biocarbón; enlaces de hidrógeno que involucran los grupos –NH y –COOH del CIP junto con los grupos que contienen oxígeno presentes en el biocarbón; y las interacciones π-π entre el anillo de quinolona del CIP y las características grafíticas del biocarbón (Ersan et al., 2017; Z. Li et al., 2025). observados en todos los tratamientos y verifica la aplicabilidad del modelo de Freundlich para caracterizar este sistema en particular.

4.1.3.2 Interpretación de los parámetros KF y n

El parámetro KF del modelo lineal arrojó valores excepcionalmente altos para los tratamientos con 0 % de BC ($2{,}72 \times 10^{14}$) y 4 % de BC ($8{,}36 \times 10^{12}$), que son artefactos matemáticos de la linealización logarítmica más que una explicación fisicoquímica directa. Estos altos valores de KF se producen cuando el parámetro 1/n supera 1 (lo que indica una isoterma convexa); en tales casos, la intersección del modelo lineal ln(KF) muestra valores positivos muy altos que, al exponenciarse, producen un valor de KF excesivamente grande. Por lo tanto, los parámetros del modelo lineal no deben usarse para comparar las propiedades fisicoquímicas de diferentes tratamientos.

Los parámetros del modelo FNL son representativos de las propiedades fisicoquímicas. Un valor de 1/n de 2,835 para el tratamiento de control (0 % BC) indica una isoterma marcadamente convexa, típica de sistemas donde la adsorción ocurre principalmente en sitios de muy alta energía que se saturan a bajas concentraciones. Estos hallazgos coinciden con las propiedades fisicoquímicas del suelo del valle del río Osmore identificadas por LABSAF (2025): textura franca con 9.9% de arcilla, 2.6% de materia orgánica y pH 7.4, lo que respalda la presencia de sitios activos nativos con alta afinidad por CIP, incluidos óxidos de hierro y aluminio, arcillas y materia orgánica. Los altos niveles de Ca^{2+} (27,04 cmol(+)/kg) y Mg^{2+} (6,20 cmol(+)/kg) promueven aún más la

adsorción al formar puentes catiónicos entre el CIP y los sitios del suelo cargados negativamente, un mecanismo clave en suelos con un pH cercano a la neutralidad (Gu & Karthikeyan, 2005;R. A. Figueroa et al., 2004). Estos resultados son consistentes con lo reportado por Urdiales et al. (2025), quienes demostraron que la eliminación de materia orgánica y óxidos de hierro de los suelos agrícolas reduce considerablemente la capacidad de adsorción del CIP y altera la distribución de energía de los sitios activos, confirmando así el papel crítico de estos componentes nativos del suelo.

La adición de un 1 % y un 2 % de biocarbón redujo el valor de 1/n a 1,870 y 1,802, respectivamente. Si bien estos valores se mantienen por encima de 1 (lo que indica una isoterma convexa), la disminución muestra que el biocarbón añade más sitios de adsorción con una distribución de energía más uniforme, reduciendo así la extrema heterogeneidad superficial del suelo sin enmendar. Este hallazgo concuerda con la estructura microporosa y la gran superficie del biocarbón, que proporcionan numerosos sitios de interacción para las moléculas de CIP (Ahmad et al., 2014). El tratamiento con un 2 % de biocarbón proporcionó el mejor ajuste general para el FNL ($R^2 = 0,967$), lo que indica que esta dosis crea una distribución más uniforme y predecible de los sitios de adsorción.

El valor de 1/n para el tratamiento con 4% de BC fue de 2,522, inferior al del control pero ligeramente superior al de los tratamientos con 1% y 2% de BC. Este comportamiento podría deberse a la alteración de la estructura porosa del suelo, que modifica la distribución de los microporos accesibles, o a la agregación de partículas de biocarbón a altas dosis, lo que disminuiría la superficie efectiva disponible para la adsorción de CIP (Keiluweit et al., 2010), no obstante, el modelo reproduce eficazmente el comportamiento de adsorción en este tratamiento, como lo demuestra el R^2 del FNL para el 4% de BC, que es de 0,947.

4.1.3.3 Porcentaje de desviación del modelo

La Tabla 13 presenta el porcentaje de desviación promedio **($\%D = |CS,exp - CS,mod| / CS,exp \times 100$)** y los coeficientes R^2 para ambos modelos.

Tabla 13

Porcentaje de desviación promedio y R^2 por modelo y tratamiento

Tratamiento	%D promedio FL	%D promedio FNL	R^2 FL	R^2 FNL
0% BC	126.81	360.85	0.608	0.921
1% BC	120.33	456.97	0.740	0.956
2% BC	92.00	277.09	0.790	0.967
4% BC	117.83	322.77	0.660	0.947

Nota. %D = porcentaje de desviación promedio. El %D del FNL incluye los puntos de muy baja concentración donde las desviaciones relativas son elevadas. Fuente: elaboración propia.

Debido a su menor %D promedio, una lectura superficial de la Tabla 13 podría sugerir erróneamente que el FL tiene un rendimiento predictivo superior. Sin embargo, este resultado es engañoso. Dado que el FL sobreestima significativamente el CS (residuos de 1,3–2,4 mg/kg) en el punto de concentración más alto (C_0 = 0,500 mg/L, $CS_{,exp} \approx$ 2,49 mg/kg), el %D del FL se reduce artificialmente. No obstante, al dividirlo por un valor de referencia relativamente grande, el porcentaje resultante es moderado.

Por el contrario, el FNL produce grandes porcentajes relativos en los puntos de concentración muy bajos (CE < 10^{-3} mg/L, $CS_{,exp}$ < 0,025 mg/kg), donde cualquier pequeña diferencia absoluta representa un alto porcentaje, pero predice con precisión los puntos de concentración medios y altos (desviaciones de menos del 5% para $C_0 \geq$ 0,100 mg/L en todos los tratamientos).

Cuando los valores de referencia se aproximan a cero, la métrica %D muestra naturalmente esta tendencia, lo que no indica que el modelo FNL sea inferior (Fabregat-Palau et al., 2024). Los mejores criterios para comparar la bondad de ajuste general de ambos modelos son R^2 y RMSE, y FNL suele obtener mejores resultados que FL en ambos.

4.1.4 Isotermas de Adsorción de Freundlich por Tratamiento

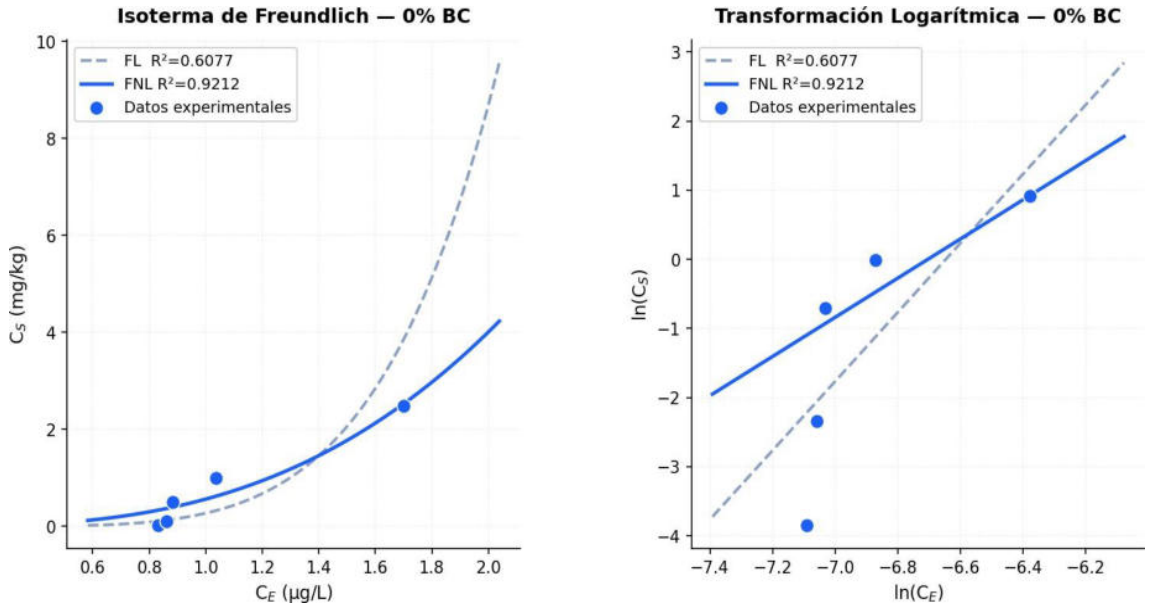
El análisis y discusión de los resultados derivados del modelo de isoterma de Freundlich se organiza en cuatro subsecciones, una por cada nivel de biocarbón evaluado. En cada subsección se explican los mecanismos fisicoquímicos que subyacen a la

adsorción de ciprofloxacina (CIP) en el sistema suelo-biocarbón a pH 7,4, describiendo la gráfica correspondiente, interpretando los valores obtenidos y comparando los resultados con la literatura científica existente. Este enfoque comparativo permite, además, valorar la influencia de la dosis de biocarbón sobre la capacidad y la intensidad de adsorción del contaminante en cada tratamiento.

4.1.4.1 Control - Suelo sin biocarbón (0% BC)

Figura 16

Isoterma de Freundlich para el tratamiento control (0% BC). Panel izquierdo: curva en coordenadas originales (CS vs. CE)



Nota. Panel derecho: transformación doble logarítmica ln(CS) vs. ln(CE). Línea continua: FNL (Levenberg-Marquardt). Línea discontinua: FL (regresión lineal). Puntos: datos experimentales.

La isoterma de control del suelo se muestra en la Figura 16. Los cinco puntos experimentales en el panel izquierdo, que abarcan un rango de CE de 0,83 a 1,70 µg/L, caracterizan la curva cóncava hacia abajo de una isoterma de tipo L (Limousin et al., 2007). Si bien la línea discontinua del modelo FL sobreestima la adsorción en los puntos extremos, la línea continua del modelo FNL se asemeja mucho a la trayectoria experimental (R^2 = 0,921, RMSE = 0,254 mg/kg). La transformación doble logarítmica en el panel derecho resalta la curvatura que la linealización no puede representar adecuadamente, mostrando que el primer y el último punto divergen de la línea de regresión lineal.

El parámetro 1/nFNL = 2.835 indica una isoterma convexamente pronunciada, que está relacionado con superficies con una heterogeneidad energética significativa y un pequeño número de sitios de alta afinidad que se saturan rápidamente a bajas concentraciones. Este comportamiento concuerda con el de los adsorbentes primarios del suelo no tratado, que incluyen materia orgánica natural, arcillas y óxidos de hierro y aluminio, todos los cuales presentan una distribución variada de sitios de interacción con fluoroquinolonas (Gu & Karthikeyan, 2005).

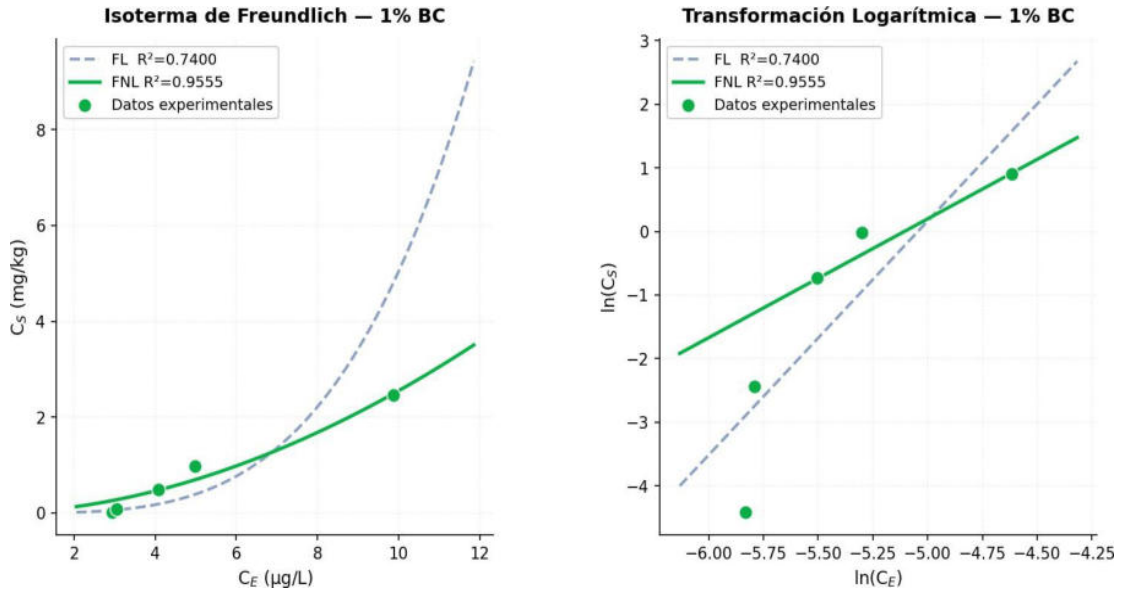
La afinidad significativa del CIP por las superficies del suelo a este pH fue confirmada por Rodríguez-López et al. (2024), quienes encontraron valores idénticos del coeficiente de distribución (KD) y parámetros de Freundlich en 17 suelos agrícolas españoles a pH neutro.

El valor KF, FL de $2{,}72 \times 10^{12}$, que carece de significado fisicoquímico, demuestra claramente el sesgo estadístico del modelo FL en este tratamiento. Bolster & Hornberger, 2007), demostraron que la transformación logarítmica genera valores de KF y 1/n innecesariamente altos al aumentar el peso de los puntos de baja concentración de la regresión. El método de Levenberg-Marquardt es crucial para obtener parámetros representativos en este sistema, como lo demuestra la diferencia $\Delta R^2 = 0{,}313$.

4.1.4.2 Tratamiento 1% Biocarbón

Figura 17

Isoterma de Freundlich para el tratamiento 1% BC.



Nota. Descripción de paneles igual a Figura 16.

La Figura 17 ilustra cómo el rango de CE aumenta con un 1 % de biocarbón en comparación con el control (2,93–9,88 µg/L), lo que indica una redistribución del equilibrio de adsorción. La isoterma se describe bien mediante el modelo FNL (R^2 = 0,956, RMSE = 0,189 mg/kg), pero el modelo FL se ajusta peor al experimento (R^2 = 0,740, RMSE = 1,097 mg/kg). El modelo FL sobreestima la adsorción a altas concentraciones, como demuestra el panel derecho, con el cuarto y quinto valores desviándose claramente de la línea de regresión lineal.

Durante todo el experimento, la enmienda con un 1 % de biocarbón produjo la mayor diferencia entre los modelos (ΔRMSE = 0,908 mg/kg, ΔR^2 = 0,216). Los microporos del biocarbón generan sitios de muy alta energía que se saturan a bajas concentraciones, mientras que la superficie original del suelo ofrece sitios de energía intermedia activos a concentraciones más altas. Esta divergencia indica una mayor heterogeneidad superficial. Al examinar la sorción de CIP en biocarbones con diferentes niveles de carbonización, Shi et al. (2022) informaron un comportamiento similar y descubrieron que los mecanismos principales dependen de la temperatura de pirólisis: el llenado de microporos y las interacciones π–π se vuelven más significativos a temperaturas más altas, mientras que la atracción electrostática y los enlaces de hidrógeno predominan a temperaturas más bajas. La notable no linealidad de la isoterma y la superioridad del ajuste de Freundlich sobre el modelo lineal se explican por esta combinación de causas coexistentes. Esta heterogeneidad se ve aún más potenciada por la especiación de CIP dependiente del pH. Este conjunto de mecanismos coexistentes explica la marcada no linealidad de la isoterma y la superioridad del ajuste de Freundlich frente al modelo lineal. Adicionalmente, la especiación pH-dependiente de la CIP amplifica esta heterogeneidad. Vasudevan et al. (2009), determinaron que el zwitterión neutro tiene una menor afinidad por los lugares de intercambio catiónico del suelo en comparación con la especie catiónica (CIP^+). Por lo tanto, a pH circumneutral, la conservación de CIP se basa en mecanismos diferentes (como interacciones π–π, puentes de hidrógeno y complejación de esfera interna) que funcionan al mismo tiempo sobre lugares energéticamente diferentes.

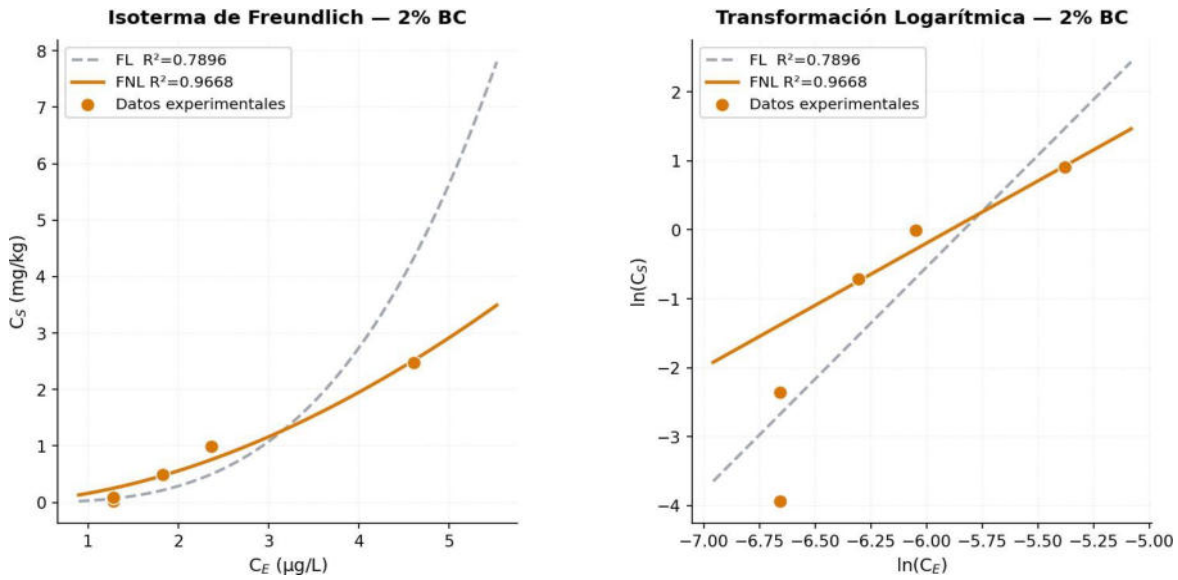
Que la nFNL aumente de 0.353 (control) a 0.535 (1% BC) muestra que el biocarbón hace que la curvatura de la isoterma se vuelva más suave, dispersando los lugares activos en un rango energético más extenso. Shi et al. (2022) confirmaron que, a través de la evaluación de la distribución de energía en los sitios, el incremento de la

temperatura de pirólisis del biocarbón hace crecer no solo la energía de los mismos, sino también su frecuencia máxima, lo cual representa una optimización notable en la sorción del CIP. La adición del 1% BC, en el marco de este estudio, crea lugares de energía variable que coexisten con los sitios nativos del suelo. Esto produce una distribución de la energía más diversa, lo cual se observa numéricamente gracias al incremento en el exponente de Freundlich. El porcentaje anómalo del 41,4 % a C_0 = 0,005 mg/L demuestra, sin embargo, que el biocarbón altera los suelos nativos a esta dosis sin proporcionar una superficie específica adicional suficiente para compensar esta pérdida. Este efecto es particularmente crucial cuando la disponibilidad de moléculas de soluto es extremadamente limitada (Al-Wabel et al., 2013; Shi et al., 2022). No obstante, esta heterogeneidad no se traduce en una mayor eliminación a concentraciones traza.

4.1.4.3 Tratamiento 2% Biocarbón

Figura 18

Isoterma de Freundlich para el tratamiento 2% BC.



Nota. Descripción de paneles igual a Figura 16.

El tratamiento que mejor se ajusta al experimento se muestra en la Figura 18 (R^2FNL = 0,967, RMSE = 0,164 mg/kg). En comparación con los tratamientos anteriores, los puntos experimentales (CE= 1,28–4,60 µg/L) del panel izquierdo presentan menor dispersión con respecto al modelo FNL, y el contraste visual entre la curva FNL y la línea FL es significativamente menor. La superioridad del ajuste no lineal se justifica por el hecho de que todos los puntos del panel derecho (doble logaritmo) se aproximan a la línea

FNL, aunque las ubicaciones con la concentración más baja aún presentan una pequeña desviación de la línea FL.

El parámetro nFNL (0,555) para el 2 % de biocarbón es el más alto de todos los tratamientos, lo que sugiere una isoterma de tipo L con menor curvatura y una distribución más homogénea de sitios activos en términos de energía. Según Tan et al. (2016) , esta tendencia hacia isotermas más lineales con el aumento de la dosis es resultado de la mayor densidad y variedad de sitios de adsorción en los materiales a base de biocarbón. El hallazgo de que la heterogeneidad de la energía superficial es más estrecha y predecible con el tratamiento de 2 % de BC que con el de 1 % de BC se ve respaldado además por la diferencia reducida entre los modelos ($\Delta R^2 = 0,177$).

Desde un punto de vista mecanicista, el comportamiento de adsorción observado está directamente influenciado por las características fisicoquímicas del suelo. La especiación de la ciprofloxacina se ve alterada por el pH ligeramente alcalino de 7,4, que promueve la desprotonación parcial de algunos grupos funcionales superficiales e influye en cómo el fármaco interactúa con los sitios activos del adsorbente. Asimismo, la alta conductividad eléctrica (443 mS/m) y los carbonatos (equivalente a 2,3 % de CaCO3) indican un medio con alto contenido de sales, típico de condiciones secas y semiáridas. Estas circunstancias coinciden con las características geológicas de la región de Moquegua, que INGEMMET caracteriza por una alta concentración de desiertos costeros y escaso acceso al agua (Luque et al., 2020). La eficacia de eliminación alcanzada en el sistema evaluado podría explicarse parcialmente por la acumulación de sales y minerales alcalinos en este tipo de entorno, lo que puede alterar la disponibilidad de sitios de adsorción y aumentar la competencia iónica.

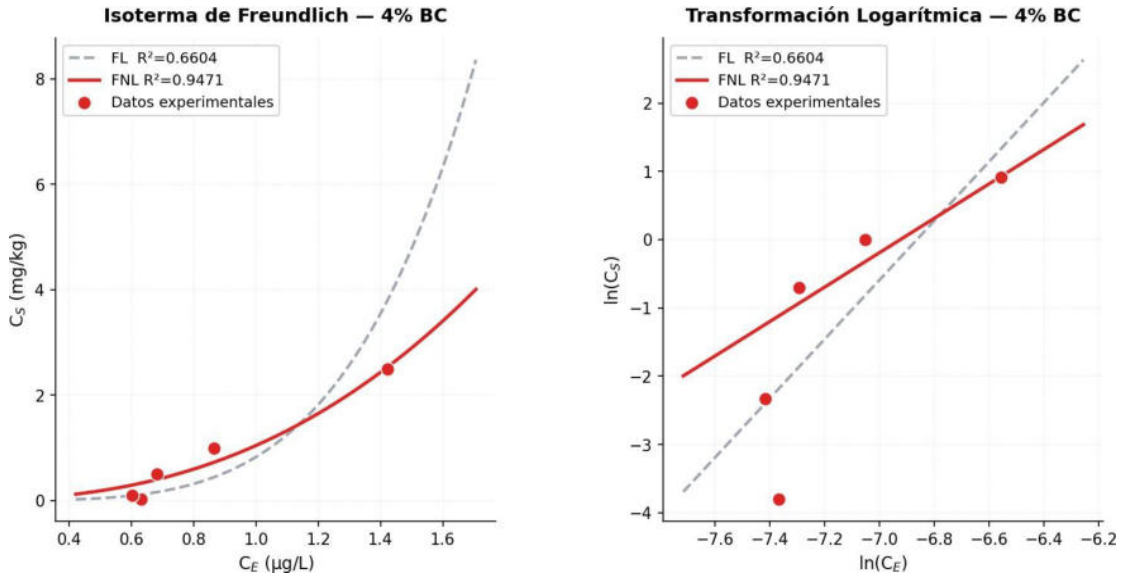
Bajo estas condiciones Kong et al. (2024), verificaron que en suelos alcalinos semiáridos, la formación de complejos superficiales con los grupos carboxilo e hidroxilo del biocarbón predomina a concentraciones más altas, mientras que las interacciones π–π entre el anillo de quinolona del CIP y las superficies grafíticas del biocarbón constituyen el mecanismo dominante a bajas concentraciones. La distribución uniforme de los sitios y el ajuste perfecto del NLF se explicarían por el equilibrio entre estos dos mecanismos en el tratamiento con 2% de BC. Además, los altos niveles de calcio intercambiable (27,04 cmol(+)/kg) y magnesio (6,20 cmol(+)/kg) promueven la creación de puentes catiónicos entre el CIP y las superficies del suelo enmendado. Este proceso es particularmente activo a pH neutro-alcalino, donde el CIP coexiste en sus formas aniónica y zwitteriónica.

Al examinar la adsorción de CIP con biocarbones a diferentes temperaturas de pirólisis, Zeng et al. (2018) observaron un efecto similar y concluyeron que el biocarbón a 500 °C presentaba la distribución de energía de sitio más consistente. Esto se evidencia en los valores de n(FNL) más cercanos a la unidad y en la menor divergencia entre los modelos lineal y no lineal, lo cual concuerda con los hallazgos del presente estudio.

Tratamiento 4% Biocarbón

Figura 19

Isoterma de Freundlich para el tratamiento 4% BC



Nota. Descripción de paneles igual a Figura 16.

La isoterma para el tratamiento de dosis más alta se muestra en la Figura 19. Los valores de CE más bajos del experimento (0,60–1,42 µg/L) validan la mayor retención absoluta de CIP en la fase sólida. El comportamiento se describe bastante bien mediante el modelo FNL (R^2 = 0,947, RMSE = 0,208 mg/kg), mientras que el ajuste es ligeramente peor que el tratamiento con BC al 2%. El bajo R^2FL = 0,660, el segundo peor del experimento, puede explicarse por los dos primeros puntos (CE más bajos) en el panel derecho, que muestran desviaciones notables de la línea de regresión lineal.

La mayor curvatura y heterogeneidad del sitio con la dosis más alta se indican por el valor n(FNL) de 0,397 para el tratamiento con 4% de BC, que es menor que para los tratamientos con 1% y 2% de BC. Según Zhu et al. (2017) las altas concentraciones de biocarbón en los suelos crean una superficie compuesta donde coexisten la superficie del suelo (baja energía), los mesoporos (energía intermedia) y los microporos del biocarbón

(alta energía). Esto da como resultado una distribución de energía multimodal que el modelo de un parámetro de Freundlich no puede describir adecuadamente. Asimismo, Tan et al. (2015) indican que el tamaño de partícula del biocarbón también puede afectar este comportamiento porque las partículas más pequeñas son más accesibles a los sitios activos y tienen una mayor área superficial, lo que promueve la adsorción. Sin embargo, la agregación de partículas puede ocurrir a dosis altas, disminuyendo el área superficial efectiva disponible y obstruyendo parcialmente algunos poros activos (Keiluweit et al., 2010).

El diagnóstico de Foo & Hameed (2010) se confirma por la divergencia entre KF,FL ($8{,}36\times10^{12}$) y KF,FNL ($3{,}83\times10^{1}$) en este tratamiento (la segunda mayor diferencia de escala en el experimento): el KF estimado por FL puede ser varios órdenes de magnitud mayor que el valor real cuando la transformación logarítmica amplifica los errores de los puntos extremos. Con una retención neta del 75,7% a C_0 = 0,005 mg/L, comparable a las concentraciones de CIP encontradas en agua de riego y suelos agrícolas del sur de Perú, FNL confirma que el tratamiento con 4% de BC es el más efectivo para inmovilizar CIP en concentraciones ambientalmente relevantes a pesar de estas limitaciones de FL (Ccamapaza Aguilar, 2020).

4.1.5 Síntesis comparativa y superioridad del modelo no lineal

Con reducciones de RMSE que oscilan entre 0,44 y 0,91 mg/kg, el modelo FNL (R^2 = 0,921–0,967) tuvo un mejor desempeño en todos los tratamientos que el modelo FL (R^2 = 0,608–0,790). Esta ventaja sistemática demuestra que la transformación logarítmica introduce un sesgo significativo que dificulta la estimación precisa de los parámetros KF y 1/n en este sistema. Este sesgo está relacionado con la curvatura de la isoterma y la concentración de datos en rangos extremos, ambos presentes en la presente investigación, como lo demostraron Osmari et al. (2013) y Tran et al. (2017).

El parámetro n(FNL) mostró una tendencia no monótona con la dosis, aumentando desde el control (0,353) hasta 1% BC (0,535) y 2% BC (0,555) antes de disminuir a 4% BC (0,397). La distribución de energía multimodal reportada por Zhu et al. (2017) para dosis altas de biocarbón en el suelo es consistente con este patrón, lo que indica que existe una dosis ideal de biocarbón entre 1% y 2% para maximizar la homogeneidad de los sitios de adsorción y que dosis más altas pueden reinducir heterogeneidad debido a efectos de saturación o agregación.

Al analizar conjuntamente los parámetros de ajuste y los porcentajes de eliminación, se revelan dos criterios de optimización que pueden o no coincidir desde una perspectiva ambiental. Con el menor error de predicción (RMSE = 0,164 mg/kg), el mejor ajuste (R^2(FNL) = 0,967) y el mayor valor de n(FNL) (0,555), el tratamiento con 2 % de BC resultó ser la dosis más ventajosa en términos de predictibilidad del modelo y uniformidad de los sitios de adsorción.

Sin embargo, el 4 % de BC mostró un rendimiento consistentemente superior en términos de retención absoluta de CIP, con la mayor eliminación a concentraciones traza y los valores de EC más bajos del experimento (0,60–1,42 µg/L). Estos dos criterios cumplen funciones distintas: el primero es importante para modelar y predecir el comportamiento del contaminante en el suelo, y el segundo es fundamental para la gestión ambiental que busca reducir la concentración de CIP en solución. En el contexto agrícola del valle de Osmore, la elección de la dosis ideal debe considerar este equilibrio, además del costo de aplicación.

4.1.6 Análisis Estadístico

Se utilizó un análisis de varianza (ANOVA) bidireccional con n = 3 réplicas por tratamiento (N = 60) para evaluar el impacto de la concentración inicial de ciprofloxacina (CIP: 0,005, 0,02, 0,1, 0,2 y 0,5 mg/L) y la dosis de biocarbón (0, 1, 2 y 4%) en la adsorción (mg/L). El Apéndice A contiene los resultados completos del ANOVA.

Se confirmaron los supuestos del modelo antes del análisis inferencial. Tras aplicar un ajuste logarítmico [log(adsorción + 1)], W = 0,859, p < 0,001, la prueba de Shapiro-Wilk reveló que los residuos no seguían una distribución normal, W = 0,916, p = 0,001. No hubo heterogeneidad significativa de las varianzas según la prueba de Levene basada en la mediana, F(19, 40) = 1,296, p = 0,239 (véase el Apéndice B). Se realizaron comparaciones múltiples mediante análisis no paramétrico debido al incumplimiento del supuesto de normalidad.

Se confirmaron diferencias significativas entre las combinaciones de tratamientos mediante la prueba de Kruskal-Wallis (H(19) = 58,87, p < 0,001). Dentro de cada nivel de CIP, la dosis de biocarbón al 1 % mostró valores de adsorción sustancialmente menores que la dosis al 4 % (z = −3,057, p_holm = 0,013), según las comparaciones post hoc utilizando la prueba de Dunn con corrección de Holm (Apéndice C). Las demás

comparaciones de dosis de biocarbón no fueron estadísticamente significativas (p_holm > 0,05). Este patrón se mantuvo para todos los niveles de CIP evaluados.

La Tabla 14 muestra las medias y desviaciones estándar de la adsorción de CIP para cada combinación de tratamientos, así como las letras de agrupación obtenidas mediante la prueba de Dunn-Holm. La adsorción aumentó a medida que se incrementó la concentración inicial del fármaco en todos los niveles de CIP, mientras que el impacto de la dosis de biocarbón solo fue perceptible entre las dosis del 1 % y el 4 %.

Tabla 14

Medias y desviaciones estándar de la adsorción de ciprofloxacino por combinación de tratamiento (mg/L)

CIP (mg/L)	**Biocarbón (%)**	*M*	*DS*	**Grupo**
0.005	0%	0.02129	0.00033	ab
0.005	1%	0.01204	0.00114	a
0.005	2%	0.01949	0.00053	ab
0.005	4%	0.02227	0.00020	b
0.020	0%	0.09618	0.00025	ab
0.020	1%	0.08675	0.00161	a
0.020	2%	0.09437	0.00008	ab
0.020	4%	0.09738	0.00013	b
0.100	0%	0.49613	0.00014	ab
0.100	1%	0.48229	0.00177	a
0.100	2%	0.49207	0.00027	ab

0.100	4%	0.49711	0.00018	b
0.200	0%	0.99550	0.00023	ab
0.200	1%	0.97835	0.00107	a
0.200	2%	0.98969	0.00081	ab
0.200	4%	0.99627	0.00046	b
0.500	0%	2.49245	0.00037	ab
0.500	1%	2.45739	0.00127	a
0.500	2%	2.47992	0.00039	ab
0.500	4%	2.49393	0.00020	b

Nota. M = media; DS = desviación estándar; n = 3 réplicas por grupo. Las letras en la columna Grupo corresponden a los resultados de la prueba de Dunn-Holm: grupos con letras distintas difieren significativamente ($p < .05$). El patrón fue consistente en todos los niveles de CIP.

La hipótesis específica de que la aplicación de biocarbón de nopal afecta la adsorción de ciprofloxacina en el suelo puede aceptarse parcialmente con base en los resultados del análisis estadístico. Solo la comparación entre el 1% y el 4% de biocarbón alcanzó significancia estadística ($z = -3{,}057$, $p_{holm} = 0{,}013$); las otras comparaciones, incluidas las del suelo de control (0% BC) y cualquier dosis de biocarbón, no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p_{holm} > 0{,}05$), a pesar de que la prueba de Kruskal-Wallis confirmó la existencia de diferencias generales significativas entre las combinaciones de tratamientos ($H(19) = 58{,}87$, $p < 0{,}001$).

Esta aceptación parcial tiene un significado conceptual importante. La capacidad de adsorción inherente del suelo del valle del río Osmore ya es muy alta, lo que limita la mejora potencial debida al biocarbón, como se observa en el hecho de que el suelo sin enmendar (0 % de biocarbón) no difiere mucho del tratamiento con 4 % de biocarbón. Dicho de otro modo, la influencia del biocarbón se aprecia principalmente en la diferencia

entre dosis extremas (1 % frente a 4 %), donde la dosis más baja evaluada (1 %) fue consistentemente menor, en lugar de en un aumento perceptible de la adsorción en comparación con el suelo nativo.

La alta capacidad de adsorción intrínseca del suelo utilizado puede explicar la falta de diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos con biocarbón y el suelo sin enmendar (0% BC). Las propiedades fisicoquímicas de la muestra (pH 7,4), textura franco-arcillosa, 2,6% de materia orgánica, presencia de carbonatos (2,3% $CaCO_3$) y alto contenido de calcio intercambiable (27,04 cmol(+)/kg) hacen de él un suelo con varios mecanismos activos de retención de CIP, incluyendo el intercambio catiónico mediado por arcillas y materia orgánica, la formación de complejos de esfera interna con óxidos metálicos superficiales y puentes catiónicos a través de Ca^{2+} y Mg^{2+} intercambiables (Vasudevan et al., 2009). Según Rodríguez-López et al. (2024), estos suelos agrícolas neutro-alcalinos presentan altos coeficientes de distribución para CIP incluso en ausencia de enmiendas, lo que reduce el margen de mejora estadísticamente significativo al añadir biocarbón. En este caso, el efecto del biocarbón se manifiesta principalmente como una redistribución de los sitios activos, que solo se vuelve estadísticamente significativa entre las dosis extremas examinadas (1% frente a 4%), en lugar de como un aumento de la capacidad del suelo nativo.

La adsorción fue cuantitativamente fuerte en todos los tratamientos (superando el 94 % de eliminación para concentraciones iniciales > 0,100 mg/L) desde un punto de vista ambiental, lo que demuestra la eficacia general del sistema suelo-biocarbón para la retención de CIP independientemente de la dosis. Sin embargo, el tratamiento con 1 % de BC demostró una eliminación de solo el 41,4 % a la concentración más baja evaluada (0,005 mg/L), que es significativamente menor que el control (83,4 %) y el tratamiento con 4 % de BC (87,4 %). Esto sugiere que la dosis de biocarbón es, de hecho, una variable crucial en el rango de concentraciones ambientalmente relevantes, donde el CIP se detecta típicamente en suelos agrícolas irrigados con aguas residuales. Por lo tanto, se determina que el biocarbón de penca de tuna solo afecta significativamente la adsorción de CIP al comparar dosis extremas (1% frente a 4%), y que el criterio de selección de dosis ideal depende del objetivo: 4% de BC para la máxima retención absoluta del contaminante y 2% de BC para la máxima predictibilidad del modelo.

4.2 Desorción

4.2.1 Porcentaje de desorción por tratamiento y concentración

Se realizaron ensayos de desorción para evaluar la reversibilidad de la retención de CIP una vez finalizado el experimento de adsorción. En estos experimentos, el suelo tratado con antibiótico se puso en contacto con una solución libre de CIP al mismo pH y temperatura. La fracción de CIP adsorbida que regresó a la solución, en relación con la cantidad inicial adsorbida, se utilizó para calcular el porcentaje de desorción. La Tabla 15 presenta los resultados.

Tabla 15

Porcentaje de desorción promedio de CIP por tratamiento y concentración

C_0 (mg/L)	% Desorbido 0% BC	% Desorbido 1% BC	% Desorbido 2% BC	% Desorbido 4% BC
0.005	9.308%	19.156%	13.097%	11.681%
0.020	2.164%	5.980%	3.024%	2.362%
0.100	0.480%	1.298%	0.754%	0.681%
0.200	0.294%	0.808%	0.469%	0.247%
0.500	0.136%	0.558%	0.273%	0.128%

Nota. El porcentaje de desorción expresa la fracción del CIP adsorbido que retornó a la solución. Fuente: elaboración propia.

Con valores que oscilan entre el 0,128 % (4 % BC, C_0 = 0,500 mg/L) y el 19,156 % (1 % BC, C_0 = 0,005 mg/L), los porcentajes de desorción fueron bajos en todos los tratamientos y concentraciones iniciales. En consonancia con los hallazgos de Rodríguez-López et al. (2022), quienes informaron de una alta irreversibilidad en la adsorción de CIP en 17 suelos agrícolas y la atribuyeron a la formación de complejos estables entre el antibiótico y los componentes del suelo, como la materia orgánica y las arcillas, este comportamiento sugiere que la adsorción de CIP en el sistema suelo-biocarbón es principalmente irreversible o tiene una reversibilidad muy baja a pH 7,4.

El patrón más evidente en los datos es la dependencia inversa del porcentaje de desorción con respecto a la concentración inicial: los valores más altos se registraron en C_0 = 0,005 mg/L y los más bajos en C_0 = 0,500 mg/L en todos los tratamientos. El %D disminuyó de 9,31% en C_0 = 0,005 mg/L a 0,14% en C_0 = 0,500 mg/L en el tratamiento con 0% de BC. La hipótesis de heterogeneidad de la energía superficial se ve respaldada por este comportamiento: a bajas concentraciones, el CIP ocupa preferentemente los sitios de mayor afinidad, cuya desorción es energéticamente desfavorable; a medida que aumenta la concentración inicial, los sitios de menor energía también se saturan, pero el volumen total adsorbido es tan alto que las moléculas que pueden desorberse constituyen una fracción muy pequeña del total (Limousin et al., 2007). Según investigaciones sobre la desorción de CIP de minerales arcillosos, la proporción desorbida aumenta a medida que lo hace la carga inicial de CIP, lo cual concuerda con los resultados del experimento actual (Q. Wu et al., 2013). La idea de que los sitios activos a bajas concentraciones son aquellos con la mayor energía de enlace se ve respaldada además por la observación de que el índice de histéresis de desorción es mayor a concentraciones de equilibrio más bajas (Feng et al., 2024).

Al examinar el impacto de la dosis de biocarbón, el tratamiento con 1 % de BC logró consistentemente los porcentajes de desorción más altos en todas las concentraciones probadas, alcanzando 19,16 % a C_0 = 0,005 mg/L y 0,56 % a C_0 = 0,500 mg/L. Este hallazgo, junto con la tasa de remoción más baja observada para este tratamiento a bajas concentraciones (41,4 % a C_0 = 0,005 mg/L), indica que a dosis reducidas de biocarbón, los sitios de adsorción creados son más débiles que los del suelo nativo, probablemente porque el biocarbón se distribuye de manera desigual e incompleta dentro de la matriz del suelo, interrumpiendo los sitios de alta afinidad existentes sin formar suficientes sitios nuevos de igual o mayor fuerza. Las investigaciones sobre suelos enmendados con biocarbón indican que la irreversibilidad de la sorción aumenta con la dosis de biocarbón, donde los biocarbones producidos a temperaturas de pirólisis más altas y que poseen una mayor microporosidad causan una histéresis más significativa (X. Yu et al., 2010), lo que explica por qué las dosis más altas en el presente estudio exhibieron una menor desorción.

Los porcentajes de desorción fueron menores para el tratamiento con 4% de BC e intermedios para el tratamiento con 2% de BC. La idea de que dosis crecientes de biocarbón resultan en una retención de CIP más permanente e irreversible se ve

respaldada por el tratamiento con 4% de BC, que mostró los valores más bajos en casi todas las concentraciones (0,13–11,68%). Según Rodríguez-López et al. (2022) los niveles de carbono y nitrógeno del suelo son los principales elementos edáficos que afectan la adsorción de CIP en suelos agrícolas, la cual es extremadamente irreversible. Este estado se refuerza en el sistema actual por el aumento en el área superficial carbonácea con dosis crecientes de biocarbón. Desde una perspectiva ambiental, las bajas tasas de desorción del tratamiento con 4% de BC muestran que esta dosis reduce la posibilidad de que el CIP ingrese a la fase acuosa y, como resultado, se lixivie hacia el agua subterránea.

4.2.2 Retención neta: balance adsorción-desorción

La métrica más útil para evaluar la eficacia con la que el sistema inmoviliza el antibiótico en la matriz del suelo es la retención neta de CIP (% de adsorción − % de desorción). Los valores de retención neta calculados para cada tratamiento se recogen en la Tabla 16.

Tabla 16

Retención neta de CIP (% adsorción − % desorción) por tratamiento y concentración inicial

C_0 (mg/L)	Retención neta 0% BC (%)	Retención neta 1% BC (%)	Retención neta 2% BC (%)	Retención neta 4% BC (%)
0.005	74.1%	22.2%	61.2%	75.7%
0.020	93.5%	78.8%	90.6%	94.6%
0.100	98.6%	94.6%	97.4%	98.6%
0.200	99.2%	96.7%	98.3%	99.3%
0.500	99.5%	97.5%	98.8%	99.6%

Nota. Retención neta = % remoción por adsorción − % desorción. Valores más altos indican mayor inmovilización permanente del CIP. Fuente: elaboración propia.

A concentraciones iniciales de 0,100 mg/L o superiores, los valores de retención neta fueron altos en todos los tratamientos, superando el 94% en todos los casos. Esto

sugiere que, independientemente de la dosis de enmienda, el sistema suelo-biocarbón a pH 7,4 inmoviliza el antibiótico de forma casi irreversible en circunstancias de concentración de CIP moderada a alta. Con valores que oscilan entre el 75,7% (C_0 = 0,005 mg/L) y el 99,6% (C_0 = 0,500 mg/L), el tratamiento con 4% de BC tuvo la mayor retención neta en todas las concentraciones. A este le siguieron el 0% de BC (74,1–99,5%), el 2% de BC (61,2–98,8%) y el 1% de BC, que tuvo la menor retención neta a la concentración más baja (22,2% a C_0 = 0,005 mg/L).

La concentración inicial de 0,005 mg/L, que coincide con las concentraciones de ciprofloxacino (CIP) que se registran habitualmente en el agua de riego y en suelos agrícolas contaminados de países en desarrollo, mostró la mayor variación entre tratamientos (Van Doorslaer et al., 2014). Este nivel de exposición es relevante para el medio ambiente, ya que las principales vías de entrada de las fluoroquinolonas a los agroecosistemas son el riego con aguas residuales y la aplicación de fertilizantes a base de estiércol animal, lo que expone el suelo al antibiótico de forma continua y acumulativa (Berendsen et al., 2018).

El resultado más significativo de esta investigación es la baja retención neta observada en el tratamiento con 1 % de BC (22,2 % a C_0 = 0,005 mg/L), lo que exige una explicación mecanicista exhaustiva. Debido a que el biocarbón añade una nueva superficie carbonácea en dosis subóptimas sin ofrecer suficientes sitios de alta afinidad para competir eficazmente con los sitios de adsorción nativos del suelo, este comportamiento inusual, en el que una dosis intermedia de biocarbón muestra una menor inmovilización que el suelo sin enmendar puede explicarse. Según Qi et al. (2024) , el biocarbón puede disminuir la biodisponibilidad de contaminantes orgánicos en el suelo mediante inmovilización y adsorción, aunque esta capacidad puede verse comprometida en función de variables del sistema, como las interacciones con la materia orgánica disuelta y las características de la superficie del suelo. En consecuencia, Yang et al. (2019) demostraron que la materia orgánica disuelta proveniente del estiércol animal puede alterar las características superficiales del biocarbón y obstruir la adsorción de CIP mediante interacciones competitivas. Este efecto sería proporcionalmente más notorio a bajas dosis de enmienda, donde la proporción de sitios de biocarbón respecto a los de CIP es menor. Este contexto sugiere que el comportamiento observado en el tratamiento con 1 % de BC es un ejemplo real de la no linealidad dosis-respuesta en sistemas suelo-biocarbón a concentraciones traza de antibióticos, y no un artefacto experimental.

La naturaleza irreversible y bien establecida de la adsorción de CIP en el suelo concuerda con la retención neta sustancial observada a concentraciones de 0,100 mg/L o superiores en todos los tratamientos. Jorge et al. (2024), hallaron dos mecanismos de adsorción simultáneos en un estudio sobre suelos arcillosos: una adsorción física débil en la superficie de las partículas y fuertes interacciones dentro de los espacios interlaminares de la arcilla. Concluyeron que la movilidad del CIP es más lenta que su adsorción y que, una vez retenido, el antibiótico no puede eliminarse eficazmente.

4.2.3 Mecanismos de baja reversibilidad de la adsorción

La inclusión de mecanismos de adsorción de alta energía y/o irreversibles en el sistema CIP-suelo-biocarbón a pH 7,4 es consistente con los bajos porcentajes de desorción observados en todos los tratamientos, particularmente a concentraciones iniciales moderadas y altas. Los principales mecanismos que se han sugerido son:

- A temperatura ambiente, las interacciones π-π entre las superficies grafíticas del biocarbón y el sistema de anillos aromáticos del CIP no son fácilmente reversibles (Ji et al., 2011).
- En condiciones de pH neutro, los grupos carboxilo del CIP y los cationes metálicos (Fe^{3+}, Al^{3+}) unidos a las superficies de los óxidos minerales del suelo forman complejos de esfera interna que suelen ser irreversibles (R. A. Figueroa et al., 2004; Gu & Karthikeyan, 2005)
- Adsorción en microporos del biocarbón mediante difusión intraparticular, proceso en el que las moléculas quedan atrapadas físicamente y su desorción requiere energía de activación adicional (Ahmad et al., 2014).
- Interacciones hidrofóbicas entre la fracción carbonácea del biocarbón y la parte no polar del CIP que se vuelven menos reversibles con el tiempo de contacto y se intensifican a medida que aumenta la dosis de biocarbón (Keiluweit et al., 2010).

Tanto los porcentajes de desorción más bajos como la reducción de 1/n en la isoterma de Freundlich, que indica una distribución superficial más homogénea y una mayor proporción de sitios de adsorción de energía media a alta, se explicarían por el predominio de estos mecanismos de alta energía en los tratamientos con dosis más altas de biocarbón (2% y 4% BC).

Debido a sus constantes de disociación ($pKa_1 = 6,0$ para el grupo carboxilo y $pKa_2 \approx 8,8$ para el grupo piperazinilo), la ciprofloxacina se presenta principalmente en su forma zwitteriónica (carga neta cercana a cero) a pH 7,4, donde se realizaron todas las pruebas. Las interacciones electrostáticas entre la ciprofloxacina y las superficies cargadas del suelo o del biocarbón son prácticamente inexistentes en estas condiciones. Por ello, predominan mecanismos de adsorción no electrostáticos, como las interacciones π–π entre el anillo quinolónico del antibiótico y la fracción aromática del biocarbón, la formación de enlaces de hidrógeno entre los grupos amino y carboxilo del CIP y los grupos funcionales de la superficie del material, así como la partición hidrofóbica hacia la matriz orgánica del biocarbón (Ji et al., 2010;Zhou et al., 2017). Esta forma química explica la elevada afinidad observada en el sistema a pH 7.4 y respalda los altos porcentajes de retención obtenidos en todos los tratamientos.

4.2.3 Análisis Estadístico

Se utilizó un análisis de varianza bidireccional (ANOVA) con n = 3 réplicas por tratamiento (N = 60) para evaluar el impacto de la concentración inicial de ciprofloxacina (CIP: 0,005, 0,02, 0,1, 0,2 y 0,5 mg/L) y la dosis de biocarbón (0, 1, 2 y 4%) en la desorción (mg/L). El anexo E contiene los resultados completos del ANOVA.

La prueba de Shapiro-Wilk reveló que los residuos del modelo no seguían una distribución normal ($W = 0,930$, $p = 0,002$). Este hallazgo se mantuvo tras el ajuste logarítmico [log (desorción + 1)], $W = 0,867$, $p < 0,001$. La prueba de Levene basada en la mediana no evidenció heterogeneidad de varianzas significativa, $F(19, 40) = 0.841$, $p = .650$ (véase Anexo F). Dado el incumplimiento del supuesto de normalidad, se recurrió a la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

La prueba de Kruskal-Wallis confirmó diferencias significativas entre las combinaciones de tratamiento, $H(19) = 58.77$, $p < .001$. Las comparaciones post hoc mediante la prueba de Dunn con corrección de Holm (véase Anexo G) indicaron que, en todos los niveles de CIP evaluados, la dosis de 1% de biocarbón presentó valores de desorción significativamente menores que la dosis de 4% ($p_holm < .05$). Las demás comparaciones entre dosis de biocarbón no alcanzaron significancia estadística ($p_holm > .05$).

La Tabla 17 muestra las medias y desviaciones estándar de la desorción de CIP para cada combinación de tratamientos, así como las letras de agrupación obtenidas

mediante la prueba de Dunn-Holm. La dosis de biocarbón al 4% presentó los valores de desorción más altos, seguida de las dosis al 0% y al 2% (grupo ab), mientras que la dosis al 1% registró los valores más bajos en todos los niveles de CIP. Esta tendencia fue consistente con la adsorción.

Tabla 17

Medias y desviaciones estándar de la desorción de ciprofloxacino por combinación de tratamiento (mg/L)

CIP (mg/L)	**Biocarbón (%)**	*M*	*DS*	**Grupo**
0.005	0%	0.018963	0.000284	ab
0.005	1%	0.007251	0.000600	a
0.005	2%	0.016216	0.001112	ab
0.005	4%	0.019353	0.001065	b
0.020	0%	0.094011	0.000406	ab
0.020	1%	0.080770	0.003158	a
0.020	2%	0.091351	0.000222	ab
0.020	4%	0.095020	0.000652	b
0.100	0%	0.493730	0.000409	ab
0.100	1%	0.475800	0.002219	a

0.100	2%	0.488304	0.000341	ab
0.100	4%	0.493706	0.001744	b
0.200	0%	0.992552	0.000550	ab
0.200	1%	0.970273	0.001551	a
0.200	2%	0.984999	0.000593	ab
0.200	4%	0.993801	0.000530	b
0.500	0%	2.489048	0.000392	ab
0.500	1%	2.443455	0.000666	a
0.500	2%	2.472834	0.001007	ab
0.500	4%	2.490726	0.000194	b

Nota. M = media; DS = desviación estándar; n = 3 réplicas por grupo. Las letras en la columna Grupo indican diferencias significativas entre dosis de biocarbón según la prueba de Dunn-Holm ($p < .05$): grupos con letras distintas difieren significativamente.

4.3 Lixiviación

4.3.1 Concentración de CIP en el lixiviado y dinámica temporal

Las concentraciones medias de CIP encontradas en el lixiviado (promedio de tres muestras) para cada tratamiento en los cuatro intervalos de muestreo evaluados (12, 24, 36 y 48 horas) se muestran en la Tabla 18. Todos los tratamientos presentan un patrón temporal similar: las concentraciones son más bajas a las 12 horas (rango: 0,0005–0,0007 mg/L), aumentan progresivamente hasta un máximo a las 36 horas (lo que indica la elución máxima de CIP a través de la columna de suelo) y luego disminuyen significativamente a las 48 horas. Este comportamiento recuerda a una curva de ruptura

en pruebas de lixiviación en columna, donde la capacidad de retención del suelo determina el tiempo de retardo antes de que el frente de avance del contaminante en la fase acuosa alcance la base de la columna (García-Delgado et al., 2023; Mendes et al., 2017).

Tabla 18

Concentración media de CIP en lixiviado (mg/L) por tratamiento y tiempo de muestreo

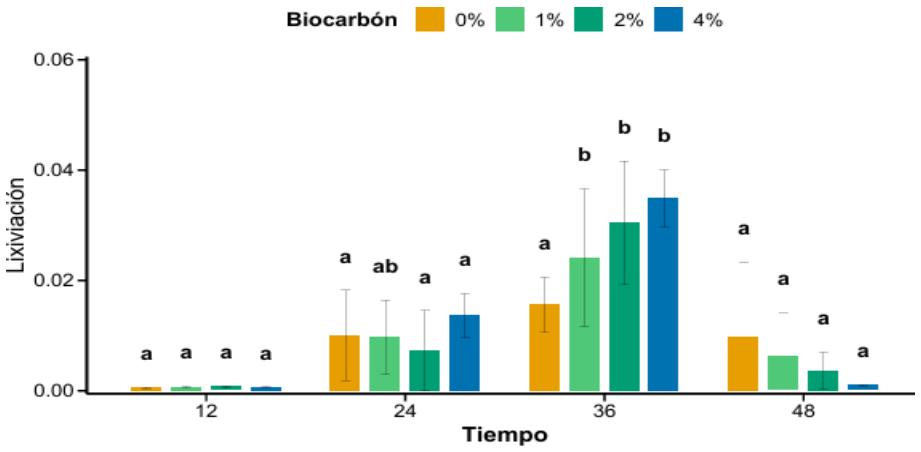
Tratamiento	12 h	24 h	36 h	48 h
0% BC	0.0005	0.0101	0.0156	0.0097
1% BC	0.0006	0.0097	0.0241	0.0062
2% BC	0.0007	0.0073	0.0304	0.0036
4% BC	0.0006	0.0137	0.0348	0.0010

Nota. Valores promedio de tres réplicas. BC = biocarbón. Concentraciones determinadas por LC/MSMS. Fuente: elaboración propia.

En todos los tratamientos y periodos de tiempo analizados, las concentraciones de CIP encontradas en el lixiviado fueron increíblemente bajas, manteniéndose en 10^{-3} mg/L. Menos del 0,35 % de la dosis inicial aplicada (10 mg/L) estuvo representada por la concentración máxima a las 36 horas, que varió de 0,0156 mg/L (0 % BC) a 0,0348 mg/L (4 % BC). Estas cantidades están en línea con la potente capacidad de adsorción del sistema suelo-biocarbón, que se demostró en la sección 4.1, donde los porcentajes de remoción en cada tratamiento superaron el 94 %. La disponibilidad de CIP en solución y, por consiguiente, su movimiento vertical a través del perfil del suelo se ven severamente restringidos por su alta retención en la fase sólida del suelo.

Figura 20

Concentración de CIP en el lixiviado (mg/L) por tratamiento de biocarbón y tiempo de muestreo. BC = biocarbón; determinado por LC/MSMS.



Nota. Las barras de error representan la desviación estándar de tres réplicas ($n = 3$). Letras distintas sobre las barras indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos dentro de cada tiempo de muestreo (Tukey HSD, $p < 0.05$).

Este comportamiento concuerda con los hallazgos de Fabregat-Palau et al. (2024), hallazgos de Fabregat-Palau et al. (2024), quienes demuestran que las fluoroquinolonas presentan coeficientes de distribución suelo-agua (Kd) excepcionalmente altos debido a su fuerte afinidad por las arcillas, la materia orgánica del suelo y los óxidos de hierro y aluminio. Con coeficientes de distribución (Kd) que oscilan entre 23 y 200 mL kg^{-1}, lo que indica una inmovilización sustancial del antibiótico en la matriz del suelo, Pasket et al. (2022) demostraron de manera similar que el contenido de arcilla es el factor principal en la retención de CIP en suelos agrícolas.

El punto máximo de elución se alcanzó consistentemente a las 36 horas en todos los tratamientos evaluados, de acuerdo con la dinámica temporal de la concentración de CIP en el lixiviado. Los valores máximos variaron de 0,0156 mg/L (0% BC) a 0,0348 mg/L (4% BC), ambos representando menos del 0,35% de la concentración inicial aplicada (10 mg/L). Esta tendencia es típica de una curva de ruptura retardada, donde la llegada del frente de contaminante a la base de la columna se retrasa debido a la adsorción significativa de CIP a los componentes de la matriz del suelo.

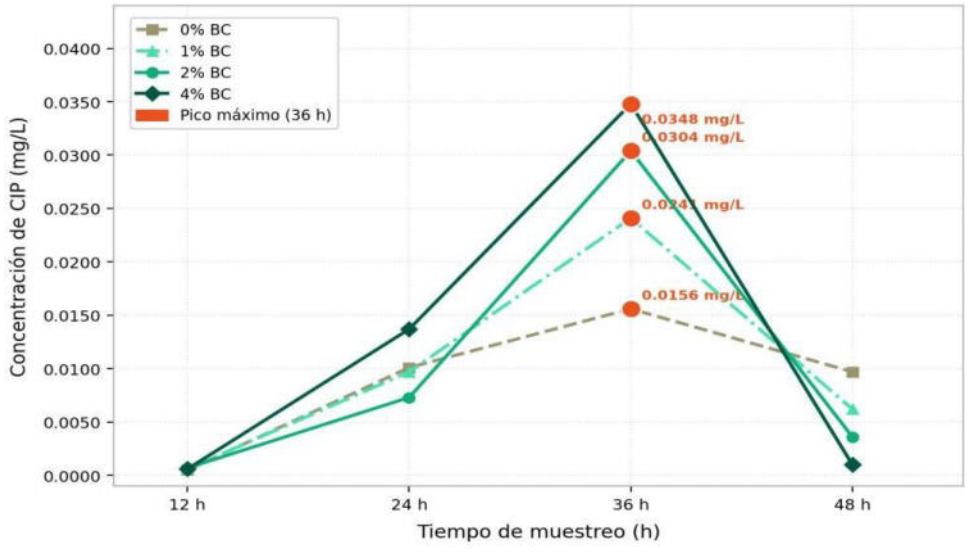
En consecuencia, la adsorción de CIP en suelos agrícolas sigue un modelo cinético de segundo orden, alcanzando el equilibrio en aproximadamente 240 minutos, como demostraron Sharifmand et al. (2024). Esta reacción es exotérmica y espontánea, lo que sugiere que el antibiótico tiene una fuerte afinidad por los sitios superficiales del suelo y explica el notable retraso en la curva de ruptura. Además, Chen et al. (2024) verificaron

que la mayor parte del antibiótico se inmoviliza en la matriz del suelo durante el período de lixiviación activa, ya que las fluoroquinolonas, y especialmente el CIP, sobreviven en la fase sólida del suelo con gran resistencia a la biodegradación.

Además, resultó instructivo el comportamiento posterior al pico, que mostró una readsorción progresiva y diferencial según la dosis de biocarbón. A las 48 horas, la concentración en el lixiviado disminuyó entre un 37,8 % (0 % BC) y un 97,1 % (4 % BC) en comparación con el máximo observado a las 36 horas. Tang et al. (2024) informaron de un mecanismo análogo en suelos enmendados con biocarbón. La enmienda carbonácea modificó la hidráulica del suelo y mejoró la capacidad de adsorción, redirigiendo el flujo de antibióticos desde los macroporos hacia la matriz del suelo y reduciendo considerablemente los flujos de masa acumulados en el drenaje. El rápido patrón de caída posterior al pico observado en los tratamientos con dosis más altas de biocarbón en el presente estudio es consistente con el mecanismo de "bomba de sorción" descrito por Tang et al. (2024).

Figura 21

Dinámica temporal de la concentración de CIP en el lixiviado según dosis de biocarbón (BC).



Nota. BC = biocarbón. CIP = ciprofloxacino. Valores promedio de tres réplicas por tratamiento. Las concentraciones fueron determinadas por LC/MSMS. Fuente: elaboración propia.

La variación en el comportamiento posterior al pico entre los tratamientos es una característica destacable. El tratamiento con 0 % de BC mostró una reducción del 37,8 % respecto al pico, mientras que el tratamiento con 4 % de BC mostró una caída del 97,1 %, con una concentración residual de tan solo 0,0010 mg/L. Si bien todos alcanzaron su concentración máxima a las 36 horas, como indican los puntos naranjas, la caída observada a las 48 horas fue notablemente más pronunciada a medida que aumentaba la dosis de biocarbón. Esta tendencia indica que, aunque el biocarbón no obstruye el paso inicial del frente de elución durante las primeras horas, su alta capacidad de retención favorece la readsorción de CIP en la fase móvil, reduciendo gradualmente la concentración en el lixiviado con el tiempo.

4.3.2 Porcentaje de lixiviación acumulada y masa lixiviada

La masa total de CIP recuperada en el lixiviado acumulado durante el transcurso del experimento se resume en la Tabla 19, junto con el porcentaje de lixiviación acumulada con respecto a la masa total de CIP suministrada a cada columna durante el ensayo, calculado mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ lixiviación} = (\text{masa CIP lixiviada acumulada} / \text{Masa de CIP asociada al volumen recuperado}) \times 100$$

Tabla 19

Masa lixiviada acumulada y porcentaje de lixiviación de CIP por tratamiento (48 horas)

Tratamiento	Masa lixiviada (ug)	Masa de CIP asociada al volumen recuperado (µg)	% Lixiviación
0% BC	3.45 ± 0.36	3326.67	0.0961 ± 0.0227
1% BC	3.75 ± 0.97	3500.00	0.1070 ± 0.0235
2% BC	3.73 ± 1.28	3476.67	0.1082 ± 0.0368
4% BC	4.62 ± 0.77	3716.67	0.1243 ± 0.0221

Nota. Valores expresados como promedio ± desviación estándar (n = 3). La masa total de CIP suministrada a cada columna se calculó a partir de la concentración de alimentación

([CIP]$_0$ = 10 mg/L) y del volumen total de solución que atravesó cada columna durante el ensayo de lixiviación (48 h). BC = biocarbón. Fuente: elaboración propia.

Todos los tratamientos presentaron porcentajes de lixiviación acumulada extremadamente bajos, que oscilaron entre 0,0961 ± 0,0227 % (0 % BC) y 0,1243 ± 0,0221 % (4 % BC). Independientemente de la cantidad de biocarbón utilizada, estos valores indican que más del 99,9 % de la masa total de CIP suministrada no fue recuperada en el lixiviado durante las 48 horas del ensayo, evidenciando una movilidad vertical extremadamente limitada bajo las condiciones experimentales. Esta elevada retención es consistente los resultados obtenidos en la prueba de adsorción (sección 4.1), donde incluso a la menor concentración inicial más baja probada (C_0 = 0,005 mg/L), el suelo sin enmendar presentó porcentajes de remoción superiores al 83 %. Es por ello que la interacción simultánea de CIP con sitios cargados positiva y negativamente en la superficie del suelo, como complejos superficiales con óxidos de hierro y aluminio, puentes catiónicos con arcillas y partición hidrofóbica hacia materiales orgánicos, se ve facilitada por su naturaleza zwitteriónica a pH 7,4 (Fabregat-Palau et al., 2024; Pasket et al., 2022).

Los porcentajes de lixiviación encontrados en este estudio (<0,13 %) son consistentes con la baja movilidad descrita para las fluoroquinolonas en estudios previos. Se han reportado coeficientes de distribución Kd ≥ 544 L kg^{-1} para norfloxacina, ciprofloxacino, enrofloxacina y danofloxacina, siendo el intercambio catiónico el principal mecanismo de sorción. Asimismo, incluso en suelos arenosos, aproximadamente el 98 % de la enrofloxacina permaneció retenida en los primeros 0–5 cm del perfil del suelo, evidenciando que el transporte vertical de este grupo de antibióticos es extremadamente limitado. En conjunto, estos antecedentes respaldan los bajos porcentajes de lixiviación obtenidos en el presente estudio (Leal et al., 2013; Z. Yu et al., 2012)

4.3.3 Análisis Estadístico

Se evaluó el impacto de la dosis de biocarbón y la duración del muestreo en la concentración de CIP en el lixiviado mediante un ANOVA bidireccional (biocarbón × tiempo). La adopción del modelo paramétrico se validó mediante el cumplimiento satisfactorio de las condiciones de homogeneidad de varianzas (mediana de Levene: F =

0,686, p = 0,779) y normalidad de los residuos (Shapiro-Wilk: W = 0,963, p = 0,132) (véase Anexo H).

Tabla 20

Resultados del ANOVA de dos factores para la concentración de CIP en lixiviado

Fuente de variación	SC	gl	F	p-valor
Biocarbón	0.000078	3	0.537	0.660
Tiempo	0.004500	3	30.932	< 0.001 ***
Biocarbón × Tiempo	0.000734	9	1.682	0.134
Residual	0.001552	32	—	—

Nota. SC = suma de cuadrados. gl = grados de libertad. *** p < 0.001. α = 0.05. Fuente: elaboración propia.

El patrón de la curva de ruptura con un pico a las 36 horas fue confirmado por ANOVA, que mostró que solo el factor tiempo tuvo un impacto estadísticamente significativo en la concentración de CIP en el lixiviado (F = 30,93, p < 0,001). Si bien las concentraciones a las 12 y 48 horas no difirieron entre sí (p = 0,447), lo que indica concentraciones igualmente bajas al inicio y al final del período de muestreo, las concentraciones a las 36 horas difirieron significativamente de todos los demás puntos de tiempo (p < 0,001), según la prueba post-hoc HSD de Tukey (véase Anexo H, Tabla H7).

La prueba HSD de Tukey verificó que ningún par de tratamientos difirió significativamente entre sí (todos los valores de p > 0,89), y el factor biocarbón no fue significativo (F = 0,54, p = 0,660). Esto sugiere que las dosis de biocarbón evaluadas (1 %, 2 % y 4 %) no produjeron diferencias perceptibles en la concentración de CIP lixiviado en comparación con el control (0 % de BC). Además, la interacción biocarbón × tiempo no fue significativa (F = 1,68, p = 0,134), lo que indica que todos los tratamientos tuvieron patrones temporales de lixiviación similares.

Debido al efecto de "techo" de la retención del suelo en el valle del río Osmore cuando el suelo sin enmendar ya retiene más del 99,9% del CIP aplicado, el efecto incremental del biocarbón es estadísticamente imperceptible estos resultados no respaldan la hipótesis específica de que el biocarbón de nopal reduce significativamente

la lixiviación de CIP en las condiciones del experimento actual (García-Delgado et al., 2023; J. Li et al., 2022)

V. CONCLUSIONES

En condiciones experimentales evaluadas, la movilidad del ciprofloxacino no se vio afectada significativamente por el biocarbón de penca de tuna. Más del 99,9 % del ciprofloxacino aplicado en todos los tratamientos se retuvo debido a la alta capacidad de retención del suelo franco arcilloso (pH 7,4), lo que produjo un efecto techo que impidió detectar un efecto incremental del biocarbón.

Respecto a la adsorción, el impacto del biocarbón fue parcial y solamente relevante entre las dosis extremas de 1 % y 4 % BC. La dosis de 1 % BC fue menos eficaz que el suelo sin enmendar cuando la concentración es traza, pero todos los tratamientos sobrepasaron el 94 % de eliminación para concentraciones por encima de 0,100 mg/L.

En todo el sistema, la retención de CIP fue en su mayoría irreversible, con porcentajes de desorción inferiores al 20% en todos los casos. La dosis del 1% de biochar presentó la menor capacidad de retención permanente a concentraciones traza, mientras que dosis más altas de biochar generaron una irreversibilidad mayor.

El biocarbón no redujo considerablemente el tránsito vertical de CIP en términos de lixiviación. Con concentraciones lixiviadas inferiores a 0,035 mg/L y porcentajes de lixiviación acumulada inferiores al 0,13 % en todos los tratamientos, el tiempo de muestreo fue el único predictor significativo ($p < 0,001$).

VI. RECOMENDACIONES

Se recomienda aplicar el biocarbón de penca de tuna en combinación con otras enmiendas orgánicas, como compost o humus, para potenciar su capacidad de retención del ciprofloxacino en el suelo. Esta estrategia podría superar el efecto limitante observado con el biocarbón de forma aislada y representar una alternativa viable para la remediación de suelos agrícolas contaminados con antibióticos en el valle del río Osmore.

Sería interesante evaluar el efecto del biocarbón de penca de tuna sobre cultivos de importancia regional como la palta y la vid, que son irrigados con aguas residuales en Moquegua, determinando si su aplicación al suelo reduce la absorción de ciprofloxacino por la planta y mejora la inocuidad del producto agrícola final.

Asimismo, incorporar el análisis de genes de resistencia a antibióticos (ARGs) en estudios posteriores, dado que la retención del ciprofloxacino en el suelo no garantiza la eliminación del riesgo microbiológico asociado. Comprender si el biocarbón también reduce la proliferación de bacterias resistentes en el suelo daría a esta investigación una dimensión de salud pública que fortalecería significativamente su impacto científico y social.

BIBLIOGRAFÍA

Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*, *99*, 19–33. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071

Albarano, L., Padilla Suarez, E. G., Maggio, C., La Marca, A., Iovine, R., Lofrano, G., Guida, M., Vaiano, V., Carotenuto, M., & Libralato, G. (2024). Assessment of ecological risks posed by veterinary antibiotics in European aquatic environments: A comprehensive review and analysis. *Science of The Total Environment*, *954*, 176280. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176280

Al-Wabel, M. I., Al-Omran, A., El-Naggar, A. H., Nadeem, M., & Usman, A. R. A. (2013). Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. *Bioresource Technology*, *131*, 374–379. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.165

Artetxe, U., Teresa Gómez-Sagasti, M., Gorostiaga, L., Garbisu, C., & María Becerril, J. (2023). Antibiotic resistance genes in soils: Is their transfer to plants possible? R E S U M E N. *Revista de Ciências Agrárias*, *2022*(4), 618–621. https://doi.org/10.19084/rca.28742

Atugoda, T., Gunawardane, C., Ahmad, M., & Vithanage, M. (2021). Mechanistic interaction of ciprofloxacin on zeolite modified seaweed (Sargassum crassifolium) derived biochar: Kinetics, isotherm and thermodynamics. *Chemosphere*, *281*, 130676. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130676

Bao, F., Zhou, Y., Zhang, Z., Du, Y., Zhang, H., & Huang, Y. (2024). A perspective of spatial variability and ecological risks of antibiotics in the agricultural-pastoral ecotone soils in eastern Inner Mongolia. *Chemosphere*, *353*, 141627. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141627

Barreiro, A., Cela-Dablanca, R., Nebot, C., Rodríguez-López, L., Santás-Miguel, V., Arias-Estévez, M., Fernández-Sanjurjo, M., Núñez-Delgado, A., & Álvarez-Rodríguez, E. (2022). Occurrence of Nine Antibiotics in Different Kinds of Sewage Sludge, Soils, Corn and Grapes After Sludge Spreading. *Spanish Journal of Soil Science*, *12*. https://doi.org/10.3389/sjss.2022.10741

Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J. L., Harris, E., Robinson, B., & Sizmur, T. (2011). A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution*, *159*(12), 3269–3282. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023

Berendsen, B. J. A., Lahr, J., Nibbeling, C., Jansen, L. J. M., Bongers, I. E. A., Wipfler, E. L., & van de Schans, M. G. M. (2018). The persistence of a broad range of antibiotics during calve, pig and broiler manure storage. *Chemosphere*, *204*, 267–276. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.042

Boahen, E., Owusu, L., & Adjei-Anim, S. O. (2025). A comprehensive review of emerging environmental contaminants of global concern. *Discover Environment*, *3*(1), 144. https://doi.org/10.1007/s44274-025-00259-x

Bohm, K., Taylor, W., Gyawali, P., Pattis, I., & Gutiérrez Ginés, M. J. (2024). Black soldier fly-based bioconversion of biosolids: Microbial community dynamics and fate of antibiotic resistance genes. *Science of The Total Environment*, *930*, 172823. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172823

Bolster, C. H., & Hornberger, G. M. (2007). On the Use of Linearized Langmuir Equations. *Soil Science Society of America Journal*, *71*(6), 1796–1806. https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0304

Bonilla-Petriciolet, A., Mendoza-Castillo, D. I., Dotto, G. L., & Duran-Valle, C. J. (2019). Adsorption in Water Treatment. In *Reference Module in Chemistry, Molecular Sciences and Chemical Engineering*. Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.14390-2

Boumezough, Y., Arris, S., & Viscusi, G. (2025). *Valorization of Opuntia Ficus-Indica Derived Biochar as a Sustainable Adsorbent for Anionic and Cationic Dye Removal* (pp. 777–788). https://doi.org/10.1007/978-3-032-00098-9_62

Calvo-Flores, F. G., Isac-García, J., & Dobado Jiménez, J. A. (2018). *Emerging pollutants : origin, structure, and properties*.

Ccamapaza Aguilar, J. L. (2020). *Zonificación de áreas contaminadas por efectos del uso de aguas residuales con contenidos de fluoroquinolonas y tetraciclinas, mediante técnicas de teledetección en el Valle del Rio Moquegua 2020*.

Chabilan, A., Ledesma, D. G. B., Horn, H., & Borowska, E. (2023). Mesocosm experiment to determine the contribution of adsorption, biodegradation, hydrolysis and photodegradation in the attenuation of antibiotics at the water sediment interface. *Science of The Total Environment*, *866*, 161385. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161385

Chen, X., Song, Y., Ling, C., Shen, Y., Zhan, X., & Xing, B. (2024). Fate of emerging antibiotics in soil-plant systems: A case on fluoroquinolones. *Science of The Total Environment*, *951*, 175487. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175487

Choque R., Apaza N., & Nogales J. (2020). *Estudio de las propiedades moleculares y reactivas del antibiótico Ciprofloxacina a nivel de Teoría de Funcional de Densidad DFT B3LYP/6- 31G**.

Denora, M., Mehmeti, A., Candido, V., Brunetti, G., De Mastro, F., Murgolo, S., De Ceglie, C., Gatta, G., Giuliani, M. M., Fiorentino, C., & Perniola, M. (2024). Fate of emerging contaminants in the soil-plant system: a study on durum wheat irrigated with treated municipal wastewater. *Frontiers in Soil Science*, *4*. https://doi.org/10.3389/fsoil.2024.1448016

Dhiman, N. (2022). Analysis of non competitive and competitive adsorption behaviour of ciprofloxacin hydrochloride and ofloxacin hydrochloride from aqueous solution

using oryza sativa husk ash (single and binary adsorption of antibiotics). *Cleaner Materials*, *5*, 100108. https://doi.org/10.1016/j.clema.2022.100108

Ding, C., Lang, Y., Xiao, L., Zhan, X., & Shi, L. (2025). Veterinary antibiotics in contaminated animal manure: Fate, removal challenges, and future perspectives on conventional and emerging technologies. *Emerging Contaminants*, *11*(3), 100515. https://doi.org/10.1016/j.emcon.2025.100515

Dong, Z., Zhou, R., Wan, W., Li, H., Zhou, W., Wu, T., Ding, L., Xu, X., Liu, D., He, G., Fan, J., Li, Y., & Li, B. (2025). Adsorption-desorption of propyrisulfuron in six typical agricultural soils of China: Kinetics, thermodynamics, influence of 38 environmental factors and its mechanisms. *Environmental Pollution*, *368*, 125653. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125653

Dou, S., Ke, X.-X., Shao, Z.-D., Zhong, L.-B., Zhao, Q.-B., & Zheng, Y.-M. (2022). Fish scale-based biochar with defined pore size and ultrahigh specific surface area for highly efficient adsorption of ciprofloxacin. *Chemosphere*, *287*, 131962. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131962

EPA. (2023). *Glosario Ambiental Bilingue*. https://espanol.epa.gov/espanol/terminos-l

Ersan, G., Apul, O. G., Perreault, F., & Karanfil, T. (2017). Adsorption of organic contaminants by graphene nanosheets: A review. *Water Research*, *126*, 385–398. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.010

Fabregat-Palau, J., Rigol, A., Grathwohl, P., & Vidal, M. (2024). Assessing sorption of fluoroquinolone antibiotics in soils from a Kd compilation based on pure organic and mineral components. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *280*, 116535. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116535

Feng, Y., Lin, D., Yang, K., & Wu, W. (2024). Desorption hysteresis of antibiotics on biochar produced at high temperature: The role of amine groups and amidation reaction. *Science of The Total Environment*, *952*, 175998. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175998

Figueroa, D., Moreno, A., Hormaza, A., Sc, M., & Asociado, P. (2014). *Equilibrio, termodinámica y modelos cinéticos en la adsorción de Rojo 40 sobre tuza de maíz* (Vol. 14, Number 26).

Figueroa, R. A., Leonard, A., & MacKay, A. A. (2004). Modeling Tetracycline Antibiotic Sorption to Clays. *Environmental Science & Technology*, *38*(2), 476–483. https://doi.org/10.1021/es0342087

Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, *156*(1), 2–10. https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013

Franco, D. S. P., Georgin, J., Lima, E. C., & Silva, L. F. O. (2022). Advances made in removing paraquat herbicide by adsorption technology: A review. *Journal of Water Process Engineering*, *49*, 102988. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102988

Fu, G., Qiu, X., Xu, X., Zhang, W., Zang, F., & Zhao, C. (2021). The role of biochar particle size and application rate in promoting the hydraulic and physical properties of sandy desert soil. CATENA, 207, 105607. https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105607

Fu, Q., Malchi, T., Carter, L. J., Li, H., Gan, J., & Chefetz, B. (2019). Pharmaceutical and Personal Care Products: From Wastewater Treatment into Agro-Food Systems. *Environmental Science & Technology*, *53*(24), 14083–14090. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06206

Gabhane, J. W., Bhange, V. P., Patil, P. D., Bankar, S. T., & Kumar, S. (2020). Recent trends in biochar production methods and its application as a soil health conditioner: a review. *SN Applied Sciences*, *2*(7), 1307. https://doi.org/10.1007/s42452-020-3121-5

García-Delgado, C., Delgado-Moreno, L., Toro, M., Puñal, M., Martín-Trueba, M., Eymar, E., & Ruíz, A. I. (2023). The role of biochar and green compost amendments in the adsorption, leaching, and degradation of sulfamethoxazole in basic soil. *Chemosphere*, *344*, 140364. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140364

García-Rocha, R., Durón-Torres, S. M., Palomares-Sánchez, S. A., Del Rio-De Santiago, A., Rojas-de Soto, I., & Escalante-García, I. L. (2023). Effects of Heat Treatment on the Physicochemical Properties and Electrochemical Behavior of Biochars for Electrocatalyst Support Applications. *Materials*, *16*(16), 5571. https://doi.org/10.3390/ma16165571

Georgin, J., Franco, D. S. P., da Boit Martinello, K., Lima, E. C., & Silva, L. F. O. (2022). A review of the toxicology presence and removal of ketoprofen through adsorption technology. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(3), 107798. https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107798

Georgin, J., Franco, D. S. P., Ramos, C. G., Piccilli, D. G. A., Lima, E. C., & Sher, F. (2023). A review of the antibiotic ofloxacin: Current status of ecotoxicology and scientific advances in its removal from aqueous systems by adsorption technology. *Chemical Engineering Research and Design*, *193*, 99–120. https://doi.org/10.1016/j.cherd.2023.03.025

Goh, Y.-X., Anupoju, S. M. B., Nguyen, A., Zhang, H., Ponder, M., Krometis, L.-A., Pruden, A., & Liao, J. (2024). Evidence of horizontal gene transfer and environmental selection impacting antibiotic resistance evolution in soil-dwelling Listeria. *Nature Communications*, *15*(1), 10034. https://doi.org/10.1038/s41467-024-54459-9

Gomes, M. P., de Brito, J. C. M., Carvalho Carneiro, M. M. L., Ribeiro da Cunha, M. R., Garcia, Q. S., & Figueredo, C. C. (2018). Responses of the nitrogen-fixing aquatic fern Azolla to water contaminated with ciprofloxacin: Impacts on biofertilization. *Environmental Pollution*, *232*, 293–299. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.054

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. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110549

Gu, C., & Karthikeyan, K. G. (2005). Interaction of Tetracycline with Aluminum and Iron Hydrous Oxides. Environmental Science & Technology, 39(8), 2660–2667. https://doi.org/10.1021/es048603o

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. Environmental Pollution, 264, 114752. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114752

Hadjittofi, L., Prodromou, M., & Pashalidis, I. (2014). Activated biochar derived from cactus fibres – Preparation, characterization and application on Cu(II) removal from aqueous solutions. *Bioresource Technology*, *159*, 460–464. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.073

Hernández Sampieri, Roberto., & Mendoza Torres, C. Paulina. (2018). Metodología de la investigación : las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta. McGraw-Hill Education.

Ho, Y. S., Porter, J. F., & McKay, G. (2002). Equilibrium Isotherm Studies for the Sorption of Divalent Metal Ions onto Peat: Copper, Nickel and Lead Single Component Systems. Water, Air, and Soil Pollution, 141(1–4), 1–33. https://doi.org/10.1023/A:1021304828010

Hong, H., Liu, C., & Li, Z. (2023). Chemistry of soil-type dependent soil matrices and its influence on behaviors of pharmaceutical compounds (PCs) in soils. Heliyon, 9(12), e22931. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22931

Huang, F., An, Z., Moran, M. J., & Liu, F. (2020). Recognition of typical antibiotic residues in environmental media related to groundwater in China (2009−2019). Journal of Hazardous Materials, 399, 122813. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122813

Hussain, S., Naeem, M., Chaudhry, M. N., & Iqbal, M. A. (2016). Accumulation of Residual Antibiotics in the Vegetables Irrigated by Pharmaceutical Wastewater. Exposure and Health, 8(1), 107–115. https://doi.org/10.1007/s12403-015-0186-2

Jara-Cobos, L., Abad-Delgado, D., Ponce-Montalvo, J., Menendez, M., & Peñafiel, M.

E. (2023). Removal of ciprofloxacin from an aqueous medium by adsorption on natural and hydrolyzed bentonites. Frontiers in Environmental Science, 11. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1239754

Ji, L., Liu, F., Xu, Z., Zheng, S., & Zhu, D. (2010). Adsorption of Pharmaceutical Antibiotics on Template-Synthesized Ordered Micro- and Mesoporous Carbons. Environmental Science & Technology, 44(8), 3116–3122. https://doi.org/10.1021/es903716s

Ji, L., Wan, Y., Zheng, S., & Zhu, D. (2011). Adsorption of Tetracycline and Sulfamethoxazole on Crop Residue-Derived Ashes: Implication for the Relative Importance of Black Carbon to Soil Sorption. Environmental *Science & Technology*, *45*(13), 5580–5586. https://doi.org/10.1021/es200483b

Jia, W.-L., Song, C., He, L.-Y., Wang, B., Gao, F.-Z., Zhang, M., & Ying, G.-G. (2023).

Antibiotics in soil and water: Occurrence, fate, and risk. Current Opinion in Environmental Science & Health, 32, 100437. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100437

Jorge, N. L., Garrafa, M. V., Romero, J. M., Jorge, M. J., Jorge, L. C., Delfino, M. R., Meruvia-Rojas, Y. V., Hernández-Laguna, A., & Sainz-Díaz, C. I. (2024).

Adsorption of Ciprofloxacin on Clay Minerals in Argentinian Santa Rosa-Corrientes Soils. Molecules, 29(8), 1760. https://doi.org/10.3390/molecules29081760

Kah, M., Sigmund, G., Xiao, F., & Hofmann, T. (2017). Sorption of ionizable and ionic organic compounds to biochar, activated carbon and other carbonaceous materials. Water Research, 124, 673–692. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.070

Keiluweit, M., Nico, P. S., Johnson, M. G., & Kleber, M. (2010). Dynamic Molecular Structure of Plant Biomass-Derived Black Carbon (Biochar). Environmental Science & Technology, 44(4), 1247–1253. https://doi.org/10.1021/es9031419

Khan, N. A., Ahmed, S., Farooqi, I. H., Ali, I., Vambol, V., Changani, F., Yousefi, M., Vambol, S., Khan, S. U., & Khan, A. H. (2020). Occurrence, sources and conventional treatment techniques for various antibiotics present in hospital wastewaters: A critical review. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 129, 115921. https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.115921

Khmaissa, M., Zouari-Mechichi, H., Sciara, G., Record, E., & Mechichi, T. (2024). Pollution from livestock farming antibiotics an emerging environmental and human health concern: A review. Journal of Hazardous Materials Advances, 13, 100410. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100410

Kochanek, J., Soo, R. M., Martinez, C., Dakuidreketi, A., & Mudge, A. M. (2022).

Biochar for intensification of plant-related industries to meet productivity, sustainability and economic goals: A review. Resources, Conservation and Recycling, 179, 106109. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.106109

Kong, W., Wang, W., Jiang, Y., Wang, G., Ma, F., & Wu, Y. (2024). Sorption of ciprofloxacin and enrofloxacin on alkaline cropland soil in semiarid regions: Roles of pH, ionic strength, and ion type. Journal of Environmental Management, 365, 121565. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121565

Landrot, G., & Sparks, D. L. (2023). Sorption–desorption kinetics. In Encyclopedia of Soils in the Environment (pp. 343–354). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00032-X

Leal, R. M. P., Alleoni, L. R. F., Tornisielo, V. L., & Regitano, J. B. (2013). Sorption of fluoroquinolones and sulfonamides in 13 Brazilian soils. Chemosphere, 92(8), 979–985. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.018

Li, C., Awasthi, M. K., Liu, J., & Yao, T. (2025). Veterinary tetracycline residues: Environmental occurrence, ecotoxicity, and degradation mechanism.

Environmental Research, 266, 120417. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120417

Li, J., Ouyang, F., Zheng, S., Liu, X., He, Y., & Ren, S. (2022). Effects of Biochar on Sorption and Transport of Florfenicol in Purple Soil. Research of Environmental Sciences, 35(6), 1467–1474. https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2022.03.20

Li, Z., Huang, Y., Li, Z., Zhu, Z., Xiao, Y., Liu, H., Zhou, Q., Tian, T., Pan, H., & Xu,

W. (2025). Efficient adsorption mechanism of ciprofloxacin by Zn-enriched hyperaccumulator derived biochar. Environmental Pollution, 382, 126619. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126619

Librici, C., Bambina, P., Madonia, E., Ciaramitaro, V., Martino, D. F. C., Meo, P. L., & Conte, P. (2026). Dose-Dependent Effects of Biochar on Soil Revealed by Fast Field-Cycling (FFC) NMR: From Molecular Water Dynamics to Soil Functionality. Magnetic Resonance in Chemistry, 64(3), 349–364. https://doi.org/10.1002/mrc.70077

Lim, Y., Kim, B., Jang, J., & Lee, D. S. (2023). Magnetic rice-straw-derived biochar for adsorptive removal of Hg(II) from aqueous solution: Optimization using response surface methodology. Journal of Environmental Chemical Engineering, 11(3), 110048. https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110048

Lima, J. Z., Ogura, A. P., Silva, L. C. M. da, Nauerth, I. M. R., Rodrigues, V. G. S., Espíndola, E. L. G., & Marques, J. P. (2022). Biochar-pesticides interactions: An overview and applications of wood feedstock for atrazine contamination. Journal of Environmental Chemical Engineering, 10(5), 108192. https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108192

Limousin, G., Gaudet, J.-P., Charlet, L., Szenknect, S., Barthès, V., & Krimissa, M. (2007). Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and measurement. Applied Geochemistry, 22(2), 249–275. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.09.010

Liu, Y., Yuan, Y., Wang, Z., Wen, Y., Liu, L., Wang, T., & Xie, X. (2022). Removal of ofloxacin from water by natural ilmenite-biochar composite: A study on the synergistic adsorption mechanism of multiple effects. Bioresource Technology, 363, 127938. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127938

Loayza Vera, D. O. (2022). Efecto del residuo de enrofloxacina en el cultivo de alfalfa (Medicago sativa) y en el contenido de nitrógeno en el suelo. https://doi.org/https://repositorio.unam.edu.pe/handle/UNAM/458

Luque, G., Walter, P., Pinto, P., Dueñas, K., Melanie, O., & Nieto, H. (2020). Peligro geológico en la región Moquegua (Boletín Serie C: Geodinámica e Ingeniería Geológica N.° 75). https://repositorio.ingemmet.gob.pe

Maaoui, A., Chagtmi, R., Lopez, G., Cortazar, M., Olazar, M., & Trabelsi, A. B. H. (2025). Impact of pyrolysis process conditions on the features of the biochar from Opuntia ficus indica fruit peels. Biomass Conversion and Biorefinery, 15(6), 8771–8791. https://doi.org/10.1007/s13399-024-05750-8

Majumder, S., Sharma, P., Singh, S. P., Nadda, A. K., Sahoo, P. K., Xia, C., Sharma, S., Ganguly, R., Lam, S. S., & Kim, K. H. (2023). Engineered biochar for the effective sorption and remediation of emerging pollutants in the environment. Journal of Environmental Chemical Engineering, 11(2), 109590.

https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.109590

Manbohi, A., Rahnama, R., Taheri, M., Hamzeh, M. A., & Hamzehpour, A. (2024).

Antibiotics in surface waters of the south caspian sea: Occurrence, spatial distribution and ecological risks. Environmental Research, 261, 119709. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119709

Mendes, K. F., Martins, B. A. B., Reis, F. C., Dias, A. C. R., & Tornisielo, V. L. (2017).

Methodologies to study the behavior of herbicides on plants and the soil using radioisotopes. Planta Daninha, 35(0). https://doi.org/10.1590/s0100-83582017350100049

Milena Ruiz, K., Andrés Castillo Acosta, C., & Ramírez Valencia, E. (2018).

Generalidades Y Aplicaciones del Equipo Absorción de Gases Gunt.

Mishra, P., Tripathi, G., Mishra, V., Ilyas, T., Irum, Firdaus, S., Ahmad, S., Farooqui, A., Yadav, N., Rustagi, S., Shreaz, S., Negi, R., & Yadav, A. N. (2025). Antibiotic contamination in wastewater treatment plant effluents: Current research and future perspectives. Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, 101047. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2025.101047

Nkoh, J. N., Shang, C., Okeke, E. S., Ejeromedoghene, O., Oderinde, O., Etafo, N. O., Mgbechidinma, C. L., Bakare, O. C., & Meugang, E. F. (2024). Antibiotics soil-solution chemistry: A review of environmental behavior and uptake and transformation by plants. Journal of Environmental Management, 354, 120312. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120312

Nugraha, M. W., Kim, S., Roddick, F., Xie, Z., & Fan, L. (2025). A review of the recent advancements in adsorption technology for removing antibiotics from hospital wastewater. Journal of Water Process Engineering, 70, 106960. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.106960

Nugrahani, I., Tjengal, B., Gusdinar, T., Horikawa, A., & Uekusa, H. (2020). A Comprehensive Study of a New 1.75 Hydrate of Ciprofloxacin Salicylate: SCXRD Structure Determination, Solid Characterization, Water Stability, Solubility, and Dissolution Study. Crystals, 10(5), 349. https://doi.org/10.3390/cryst10050349

OCDE. (2018). Manual de Frascati 2015. OECD. https://doi.org/10.1787/9789264310681-es

Organización Mundial de la Salud. (2020, December 31). Resistencia a los antibióticos.

Osmari, T. A., Gallon, R., Schwaab, M., Barbosa-Coutinho, E., Severo, J. B., & Pinto, J.

Pachés Giner, M. A. V. (2019). El agua en el suelo. Fuerzas de retención. https://riunet.upv.es:443/handle/10251/121154

Pal, D., & Sen, S. (2025). Toxicity and Health Impacts of Emerging Pollutants (pp. 55–79). https://doi.org/10.1007/978-981-97-9922-0_4

Pasket, A., Zhang, H., Wang, Y., Krzmarzick, M., Gustafson, J. E., & Deng, S. (2022).

Clay Content Played a Key Role Governing Sorption of Ciprofloxacin in Soil.

Frontiers in Soil Science, 2. https://doi.org/10.3389/fsoil.2022.814924

Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., & Pedron, F. (2025). The Fate of Chemical Contaminants in Soil with a View to Potential Risk to Human Health: A Review. Environments, 12(6), 183. https://doi.org/10.3390/environments12060183

Polianciuc, S. I., Gurzău, A. E., Kiss, B., Ștefan, M. G., & Loghin, F. (2020). Antibiotics in the environment: causes and consequences. Medicine and Pharmacy Reports, 93(3), 231–240. https://doi.org/10.15386/mpr-1742

Présiga-López, D., Rubio-Clemente, A., & Pérez, J. F. (2020). Uso del biocarbón como material alternativo para el tratamiento de aguas residuales contaminadas. Revista UIS Ingenierías, 20(1), 121–134. https://doi.org/10.18273/revuin.v20n1-2021011

Qi, S., Degen, A., Wang, W., Huang, M., Li, D., Luo, B., Xu, J., Dang, Z., Guo, R., & Shang, Z. (2024). Systemic review for the use of biochar to mitigate soil degradation. GCB Bioenergy, 16(6). https://doi.org/10.1111/gcbb.13147

Quiton, K. G. N., Nguyen, T.-B., Chen, C.-W., & Dong, C.-D. (2026). Phosphoric acid-activated green mango seed biochar for ciprofloxacin removal from water: Adsorption behavior, optimization, and mechanistic insights. Process Safety and Environmental Protection, 210, 108753. https://doi.org/10.1016/j.psep.2026.108753

Ramos-Galarza, C. (2021). Editorial: Diseños de investigación experimental.

CienciAmérica, 10(1), 1–7. https://doi.org/10.33210/ca.v10i1.356

Rasouli Sadabad, H., Coleman, H. M., Dooley, J. S. G., Snelling, W. J., O'Hagan, B., Ganin, A. Y., & Arnscheidt, J. (2024). Desorption of Antibiotics from Granular Activated Carbon during Water Treatment by Adsorption. Environmental Processes, 11(4), 64. https://doi.org/10.1007/s40710-024-00740-4

Rizwan, M., Murtaza, G., Zulfiqar, F., Moosa, A., Iqbal, R., Ahmed, Z., Irshad, S., Khan, I., Li, T., Chen, J., Zhang, M., Siddique, K. H. M., Leng, L., & Li, H. (2023). Sustainable manufacture and application of biochar to improve soil properties and remediate soil contaminated with organic impurities: a systematic review. Frontiers in Environmental Science, 11. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1277240

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

Rodríguez-López, L., Santás-Miguel, V., Cela-Dablanca, R., Núñez-Delgado, A., Álvarez-Rodríguez, E., Pérez-Rodríguez, P., & Arias-Estévez, M. (2022).

Ciprofloxacin and Trimethoprim Adsorption/Desorption in Agricultural Soils. International Journal of Environmental Research and Public Health, 19(14), 8426. https://doi.org/10.3390/ijerph19148426

Rodríguez-López, L., Santás-Miguel, V., Cela-Dablanca, R., Núñez-Delgado, A., Álvarez-Rodríguez, E., Rodríguez-Seijo, A., & Arias-Estévez, M. (2024a). Sorption of Antibiotics in Agricultural Soils as a Function of pH. Spanish Journal of Soil Science , 14. https://doi.org/10.3389/sjss.2024.12402

Rodríguez-López, L., Santás-Miguel, V., Cela-Dablanca, R., Núñez-Delgado, A., Álvarez-Rodríguez, E., Rodríguez-Seijo, A., & Arias-Estévez, M. (2024b). Sorption of Antibiotics in Agricultural Soils as a Function of pH. Spanish Journal of Soil Science, 14. https://doi.org/10.3389/sjss.2024.12402

Rouquerol, F., Rouquerol, J., Sing, K. S. W., Maurin, G., & Llewellyn, P. (2014).

Introduction. In Adsorption by Powders and Porous Solids (pp. 1–24). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-08-097035-6.00001-2

Sainz Vidal, A. (2008). Adsorción y Separación de n-alcanos en Hexacianocobaltatos de Metales de Transición.

Sambaza, S. S., & Naicker, N. (2023). Contribution of wastewater to Antimicrobial Resistance- A Review article. Journal of Global Antimicrobial Resistance. https://doi.org/10.1016/j.jgar.2023.05.010

Sarma, H. (2022). Understanding emerging contaminants in soil and water: current perspectives on integrated remediation approaches. In Emerging Contaminants in the Environment (pp. 1–38). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85160-2.00002-0

Sharifmand, M., Sepehr, E., Rasouli-Sadaghiani, M., Asri-Rezaei, S., & Rengel, Z. (2024). Antibiotics pollutants in agricultural soil: Kinetic, sorption, and thermodynamic of ciprofloxacin. Heliyon, 10(18), e37035. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e37035

Shi, G., Li, Y., Liu, Y., & Wu, L. (2022). Predicting the speciation of ionizable antibiotic ciprofloxacin by biochars with varying carbonization degrees. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2192935/v1

Shi, G., Li, Y., Liu, Y., & Wu, L. (2023). Predicting the speciation of ionizable antibiotic ciprofloxacin by biochars with varying carbonization degrees. RSC Advances, 13(15), 9892–9902. https://doi.org/10.1039/D3RA00122A

Sodhi, K. K., & Singh, D. K. (2021). Insight into the fluoroquinolone resistance, sources, ecotoxicity, and degradation with special emphasis on ciprofloxacin. Journal of Water Process Engineering, 43, 102218. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102218

Song, X., Zhang, H., Zhang, J., Sun, R., Zhao, J., Zhao, H., Hu, J., & Liu, Y. (2023).

Removal of Ciprofloxacin from Water by a Potassium Carbonate-Activated

Sycamore Floc-Based Carbonaceous Adsorbent: Adsorption Behavior and Mechanism. Langmuir, 39(15), 5323–5332. https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.2c03330

Speight, J. G. (2017). Introduction Into the Environment. In Environmental Organic Chemistry for Engineers (pp. 263–303). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804492-6.00006-X

Tan, X., Liu, Y., Gu, Y., Xu, Y., Zeng, G., Hu, X., Liu, S., Wang, X., Liu, S., & Li, J.

(2016). Biochar-based nano-composites for the decontamination of wastewater: A review. Bioresource Technology, 212, 318–333. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.093

Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., & Yang, Z. (2015). Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. Chemosphere, 125, 70–85. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.058

Tang, X.-Y., Yin, W.-M., Yang, G., Cui, J.-F., Cheng, J.-H., Yang, F., Li, X.-Y., Wu, C.-

Y., & Zhu, S.-G. (2024). Biochar reduces antibiotic transport by altering soil hydrology and enhancing antibiotic sorption. Journal of Hazardous Materials, 472, 134468. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134468

Tomczyk, A., Sokołowska, Z., & Boguta, P. (2020). Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 19(1), 191–215. https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3

Tran, H. N., You, S.-J., Hosseini-Bandegharaei, A., & Chao, H.-P. (2017). Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: A critical review. Water Research, 120, 88–116. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.014

Urdiales, C., Varas, M., Suazo-Hernández, J., Pizarro, C., Escudey, M., Caceres-Jensen, L., & Antilén, M. (2025). Role of Organic Matter, Iron Oxides and Aluminosilicate Content on Physicochemical Interactions between Ciprofloxacin and Andisol Soil. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 25(2), 2218–2231. https://doi.org/10.1007/s42729-025-02224-2

Van Doorslaer, X., Dewulf, J., Van Langenhove, H., & Demeestere, K. (2014).

Fluoroquinolone antibiotics: An emerging class of environmental micropollutants. Science of The Total Environment, 500–501, 250–269. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.075

Vasudevan, D., Bruland, G. L., Torrance, B. S., Upchurch, V. G., & MacKay, A. A. (2009). pH-dependent ciprofloxacin sorption to soils: Interaction mechanisms and soil factors influencing sorption. Geoderma, 151(3–4), 68–76. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.03.007

Wakejo, W. K., Meshasha, B. T., Kang, J. W., & Chebude, Y. (2022). Enhanced Ciprofloxacin Removal from Aqueous Solution Using a Chemically Modified Biochar Derived from Bamboo Sawdust: Adsorption Process Optimization with

Response Surface Methodology. Adsorption Science & Technology, 2022. https://doi.org/10.1155/2022/2699530

Wang, F., Xiang, L., Sze-Yin Leung, K., Elsner, M., Zhang, Y., Guo, Y., Pan, B., Sun, H., An, T., Ying, G., Brooks, B. W., Hou, D., Helbling, D. E., Sun, J., Qiu, H., Vogel, T. M., Zhang, W., Gao, Y., Simpson, M. J., … Tiedje, J. M. (2024). Emerging contaminants: A One Health perspective. The Innovation, 5(4), 100612. https://doi.org/10.1016/j.xinn.2024.100612

Wang, Q., Li, G., Hang, Y., Chen, S., Qiu, Y., & Zhao, W. (2023). Material Classification and Aging Time Prediction of Structural Metals Using Laser-Induced Breakdown Spectroscopy Combined with Probabilistic Neural Network. Materials, 16(16), 5599. https://doi.org/10.3390/ma16165599

Weber, K., & Quicker, P. (2018). Properties of biochar. Fuel, 217, 240–261. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054

Wu, M., Zhao, S., Jing, R., Shao, Y., Liu, X., Lv, F., Hu, X., Zhang, Q., Meng, Z., & Liu, A. (2019). Competitive adsorption of antibiotic tetracycline and ciprofloxacin on montmorillonite. Applied Clay Science, 180, 105175. https://doi.org/10.1016/J.CLAY.2019.105175

Wu, Q., Li, Z., Hong, H., Li, R., & Jiang, W.-T. (2013). Desorption of ciprofloxacin from clay mineral surfaces. Water Research, 47(1), 259–268. https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.010

Wu, X., Dodgen, L. K., Conkle, J. L., & Gan, J. (2015). Plant uptake of pharmaceutical and personal care products from recycled water and biosolids: a review. Science of The Total Environment, 536, 655–666. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.129

Xiao, R., Huang, D., Du, L., Song, B., Yin, L., Chen, Y., Gao, L., Li, R., Huang, H., & Zeng, G. (2023). Antibiotic resistance in soil-plant systems: A review of the source, dissemination, influence factors, and potential exposure risks. Science of The Total Environment, 869, 161855. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161855

Xie, X., Li, Y., Wang, J., Zhou, Y., Yang, Z., & Zhu, Z. (2023). Occurrence of veterinary antibiotics in arable soil with different fertilisation modes: a field study. Soil Research, 61(2), 136–144. https://doi.org/10.1071/SR22073

Xu, Q., Li, H., Li, S., Li, Z., Chen, S., Liang, Y., Li, Y., Li, J., & Yuan, M. (2025).

Impact of Microplastics on Ciprofloxacin Adsorption Dynamics and Mechanisms in Soil. Toxics, 13(4), 294. https://doi.org/10.3390/toxics13040294

Yang, Z., Xing, R., & Zhou, W. (2019). Adsorption of ciprofloxacin and Cu2+ onto biochars in the presence of dissolved organic matter derived from animal manure. Environmental Science and Pollution Research, 26(14), 14382–14392. https://doi.org/10.1007/s11356-019-04760-8

Yu, X., Pan, L., Ying, G., & Kookana, R. S. (2010). Enhanced and irreversible sorption of

pesticide pyrimethanil by soil amended with biochars. Journal of Environmental Sciences, 22(4), 615–620. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60153-4

Yu, Z., Yediler, A., Yang, M., & Schulte-Hostede, S. (2012). Leaching behavior of enrofloxacin in three different soils and the influence of a surfactant on its mobility. Journal of Environmental Sciences, 24(3), 435–439. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60771-7

Zeng, Z., Tan, X., Liu, Y., Tian, S., Zeng, G., Jiang, L., Liu, S., Li, J., Liu, N., & Yin, Z. (2018). Comprehensive Adsorption Studies of Doxycycline and Ciprofloxacin Antibiotics by Biochars Prepared at Different Temperatures. Frontiers in Chemistry, 6. https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00080

Zhang, K., Ruan, R., Zhang, Z., & Zhi, S. (2022). An exhaustive investigation on antibiotics contamination from livestock farms within sensitive reservoir water area: Spatial density, source apportionment and risk assessment. Science of The Total Environment, 847, 157688. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157688

Zhang, X., Zhang, Y., Ngo, H. H., Guo, W., Wen, H., Zhang, D., Li, C., & Qi, L. (2020).

Characterization and sulfonamide antibiotics adsorption capacity of spent coffee grounds based biochar and hydrochar. Science of The Total Environment, 716, 137015. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137015

Zhao, Y., Geng, J., Wang, X., Gu, X., & Gao, S. (2011). Tetracycline adsorption on kaolinite: pH, metal cations and humic acid effects. Ecotoxicology, 20(5), 1141–1147. https://doi.org/10.1007/s10646-011-0665-6

Zhou, Y., He, Y., He, Y., Liu, X., Xu, B., Yu, J., Dai, C., Huang, A., Pang, Y., & Luo, L. (2019). Analyses of tetracycline adsorption on alkali-acid modified magnetic biochar: Site energy distribution consideration. Science of The Total Environment, 650, 2260–2266. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.393

Zhou, Y., Liu, X., Xiang, Y., Wang, P., Zhang, J., Zhang, F., Wei, J., Luo, L., Lei, M., & Tang, L. (2017). Modification of biochar derived from sawdust and its application in removal of tetracycline and copper from aqueous solution: Adsorption mechanism and modelling. Bioresource Technology, 245, 266–273. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.178

Zhu, X., Chen, B., Zhu, L., & Xing, B. (2017). Effects and mechanisms of biochar-microbe interactions in soil improvement and pollution remediation: A review. Environmental Pollution, 227, 98–115. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.032

ANEXOS

ANEXO 1: Panel fotográfico del experimento

Figura 22

Toma de muestras de suelo en campo y registro de coordenadas GPS



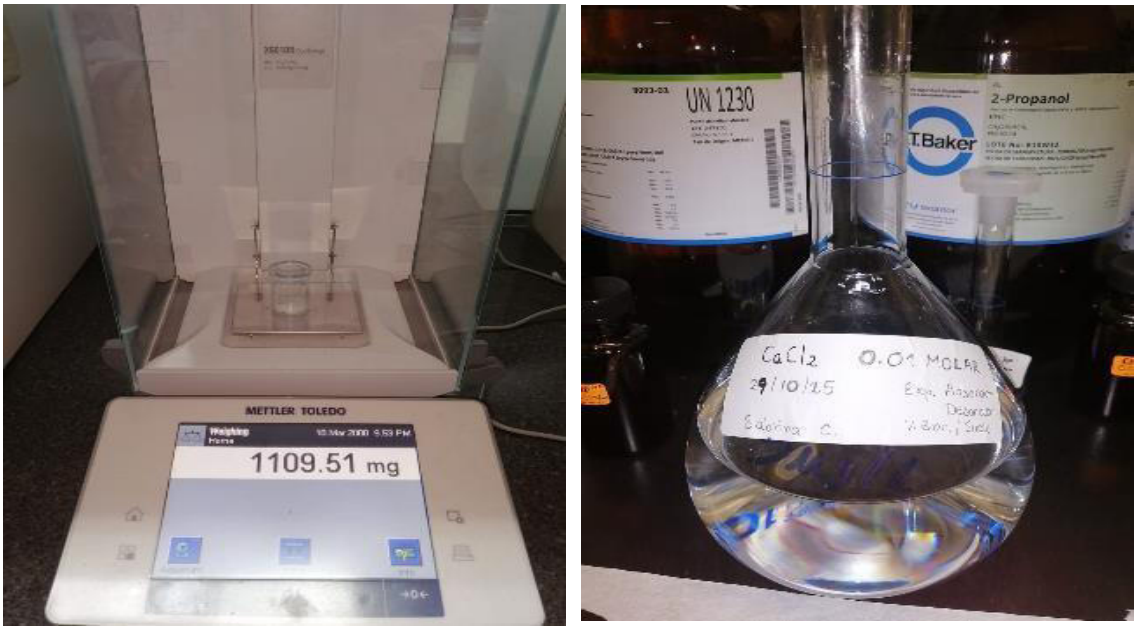




Nota. Las imágenes muestran el proceso de recolección de muestras de suelo en campo, realizado con herramientas manuales. Las coordenadas fueron registradas mediante la aplicación Handy GPS en sistema de referencia UTM WGS84, Zona 19K, con una altitud de 1103 m s. n. m. y una precisión de ±3 m (Easting: 288876; Northing: 8089105). Elaboración propia (2025).

Figura 23

Preparación de la solución de $CaCl_2$ 0.01 mol L^{-1} en laboratorio



Nota. La imagen izquierda muestra el pesaje del $CaCl_2$ en una balanza analítica Mettler Toledo (1109.51 mg). La imagen derecha muestra el matraz aforado con la solución preparada a una concentración de 0.01 mol L^{-1}, empleada como electrolito de fondo en los ensayos de adsorción y desorción. Elaboración propia (2025).

Figura 24

Soluciones estándar de ciprofloxacino (CIP) a diferentes concentraciones.



Nota. Se observan cinco frascos ámbar etiquetados con las concentraciones de ciprofloxacino preparadas: 0.005, 0.02, 0.1, 0.2 y 0.5 µg/mL, utilizadas para la construcción de la curva de calibración. Los frascos ámbar fueron empleados para

proteger las soluciones de la degradación fotoquímica del fármaco. Elaboración propia (2025).

Figura 25

Proceso de preparación de la biomasa de tuna (Opuntia ficus-indica) en laboratorio



Nota. Pesaje y troceado de la penca de tuna previo a la obtención del biocarbón. Elaboración propia (2025).

Figura 26

Deshidratado de la penca de Tuna en la estufa





Nota. Estufa Ecocell utilizada para el secado de la biomasa troceada, previa a la pirólisis para obtención del biocarbón. Elaboración propia (2025).

Figura 27

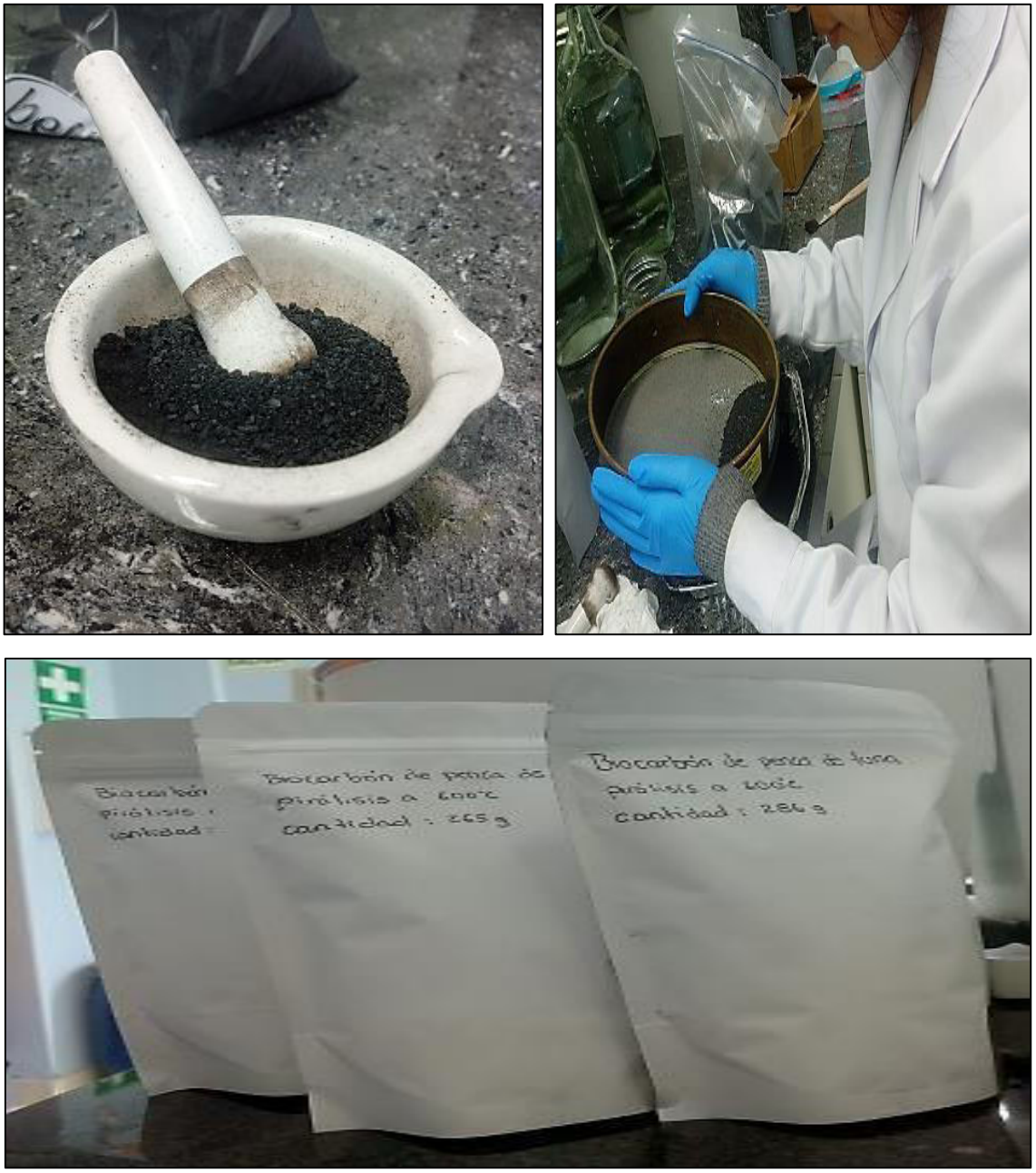
Carbonización de la biomasa de penca de tuna en la mufla



Nota. Crisoles de porcelana con tapa conteniendo la biomasa y horno mufla empleado para la carbonización a temperatura controlada para la obtención del biocarbón. Elaboración propia (2025).

Figura 28

Molienda, tamizado y almacenamiento del biocarbón de penca de tuna



Nota. Proceso de molienda en mortero, tamizado y envasado del biocarbón obtenido a temperatura de pirólisis (600 °C). Elaboración propia (2025).

Figura 29

Preparación de muestras para los ensayos de adsorción y desorción



Nota. Pesaje del suelo y biocarbón en balanza analítica para la preparación de las muestras empleadas en los experimentos de adsorción y desorción. Elaboración propia (2025)

Figura 30

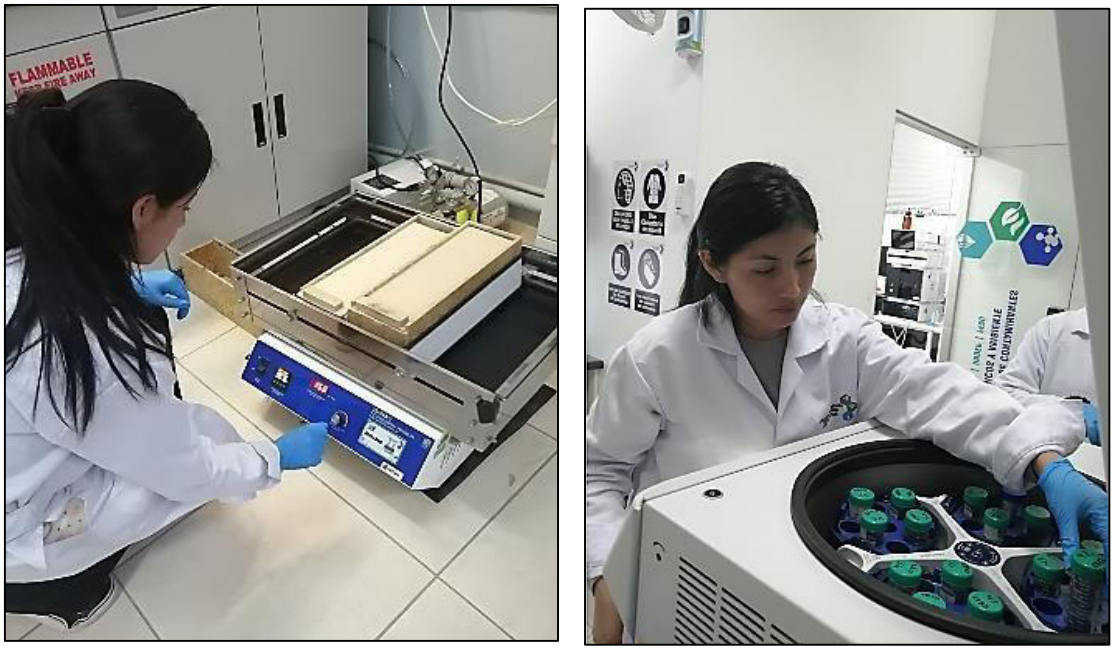
Adición de ciprofloxacino a las muestras en los ensayos de adsorción y desorcións



Nota. Tubos de ensayo con las muestras preparadas y adición de las soluciones de ciprofloxacino mediante micropipeta. Elaboración propia (2025).

Figura 31

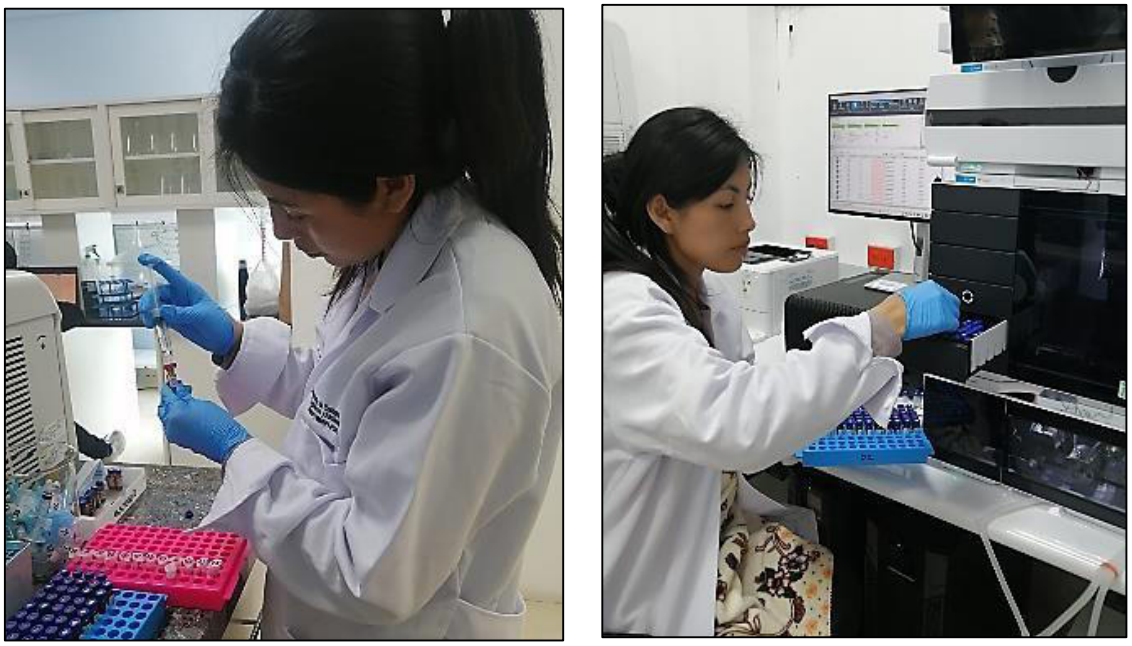
Agitación y centrifugación de las muestras en los ensayos de adsorción y desorción



Nota. Muestras sometidas a agitación y posterior centrifugación para la separación del sobrenadante. Elaboración propia (2025).

Figura 32

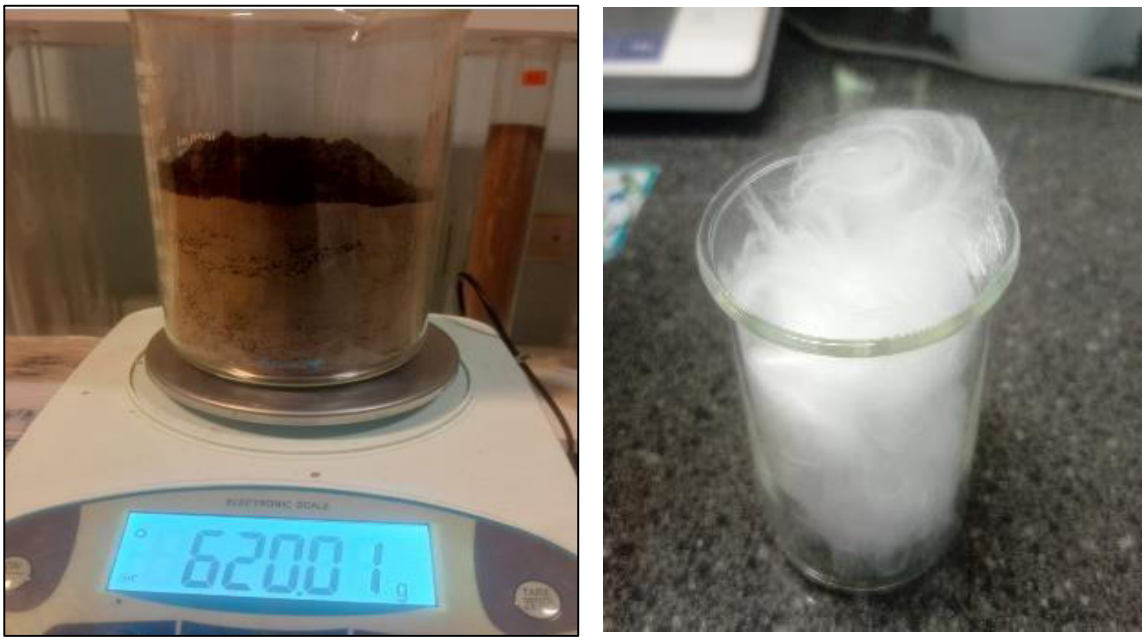
Preparación de muestras para análisis en cromatógrafo líquido acoplado a espectrometría de masas (LC/MSMS)



Nota. Acondicionamiento y carga de las muestras en el equipo LC/MSMS para la cuantificación del ciprofloxacino en los ensayos de adsorción y desorción. Elaboración propia (2025).

Figura 33

Preparación de materiales para el ensayo de lixiviación en columna





Nota. Pesaje del suelo junto al % de biocarbón correspondiente, colocación de 2 cm de arena de cuarzo y medición de la columna para el empaquetado hasta 30 cm de altura. Elaboración propia (2025).

Figura 34

Saturación capilar ascendente de las columnas con solución de $CaCl_2$ 0.01 mol L



Nota. Columnas empaquetadas sumergidas en solución de $CaCl_2$ 0.01 mol L^{-1} para su saturación por capilaridad ascendente previa al ensayo de lixiviación. Elaboración propia (2025).

Figura 35

Proceso de lixiviación en columnas de suelo



Nota. Operación de la bomba peristáltica para el flujo de solución a través de las columnas, recolección del lixiviado en matraces Erlenmeyer. Elaboración propia (2025).

ANEXO 2: ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Anexo A: *Resultados del Análisis de Varianza de Dos Factores para la Adsorción de Ciprofloxacino*

Tabla 21

ANOVA de dos factores para la adsorción de ciprofloxacino

Fuente de variación	*SC*	*gl*	*F*	*p*	**Sig.**
CIP (concentración inicial)	48.7752	4	2.09×10^7	< .001	***
Biocarbón (dosis)	0.0031	3	1755.1	< .001	***
CIP × Biocarbón	0.0009	12	133.1	< .001	***
Residual	0.000023	40	—	—	

Nota. *SC* = suma de cuadrados; *gl* = grados de libertad; *F* = estadístico F; *p* = valor de probabilidad. *** $p < .001$.

Anexo B: *Verificación de los Supuestos del ANOVA: Normalidad y Homogeneidad de Varianzas*

Tabla 22

Pruebas de verificación de supuestos del ANOVA

Prueba	**Estadístico**	*p*	**Decisión**
Normalidad — modelo original			
Shapiro-Wilk	$W = 0.916$	= .001	Rechaza H_0 — no normal

Kolmogorov-Smirnov	$D = 0.158$	$= .090$	No rechaza H_0
Normalidad — log(adsorción + 1)			
Shapiro-Wilk	$W = 0.859$	$< .001$	Rechaza H_0 — no mejora
Kolmogorov-Smirnov	$D = 0.190$	$= .022$	Rechaza H_0
Homogeneidad de varianzas (Levene)			
Basado en la media	$F = 3.230$	$= .001$	Rechaza H_0 — heterogéneas
Basado en la mediana	$F = 1.296$	$= .239$	No rechaza H_0

Nota. H_0 normalidad: residuos siguen distribución normal. H_0 Levene: igualdad de varianzas. Dado que el supuesto de normalidad no se cumplió incluso tras la transformación, se procedió con análisis no paramétrico (véase Anexo C).

Anexo C: ***Prueba de Kruskal-Wallis y Comparaciones Post Hoc de Dunn con Corrección de Holm***

Tabla 23

Comparaciones post hoc de Dunn-Holm entre dosis de biocarbón por nivel de CIP

CIP (mg/L)	**Comparación**	*z*	*p*	*p*_holm	**Sig.**	*n*
Todos los niveles de CIP	1% vs 4%	−3.057	= .002	= .013	*	3
	0% vs 1%	2.038	= .042	= .208	ns	3

2% vs 4%	−2.038	= .042	= .208	ns	3
0% vs 2%	1.019	= .308	= .924	ns	3
1% vs 2%	−1.019	= .308	= .924	ns	3
0% vs 4%	−1.019	= .308	= .924	ns	3

Nota. z = estadístico de Dunn; p = valor sin corrección; p_holm = valor ajustado. n = réplicas por grupo. * $p < .05$; ns = no significativo.

Anexo D: *Medias y Desviaciones Estándar de la Adsorción de Ciprofloxacino por Grupo de Tratamiento*

Tabla 24

Medias y desviaciones estándar de la adsorción de ciprofloxacino por combinación de tratamiento (mg/L)

CIP (mg/L)	Biocarbón (%)	*M*	*DS*	Grupo (Dunn-Holm)
0.005	0%	0.02129	0.00033	ab
0.005	1%	0.01204	0.00114	a
0.005	2%	0.01949	0.00053	ab
0.005	4%	0.02227	0.00020	b
0.020	0%	0.09618	0.00025	ab
0.020	1%	0.08675	0.00161	a

0.020	2%	0.09437	0.00008	ab
0.020	4%	0.09738	0.00013	b
0.100	0%	0.49613	0.00014	ab
0.100	1%	0.48229	0.00177	a
0.100	2%	0.49207	0.00027	ab
0.100	4%	0.49711	0.00018	b
0.200	0%	0.99550	0.00023	ab
0.200	1%	0.97835	0.00107	a
0.200	2%	0.98969	0.00081	ab
0.200	4%	0.99627	0.00046	b
0.500	0%	2.49245	0.00037	ab
0.500	1%	2.45739	0.00127	a
0.500	2%	2.47992	0.00039	ab
0.500	4%	2.49393	0.00020	b

Nota. *M* = media; *DS* = desviación estándar; *n* = 3 réplicas por grupo. Letras distintas en la columna Grupo indican diferencias significativas ($p < .05$) según la prueba de Dunn-Holm.

Anexo E: Resultados *del Análisis de Varianza de Dos Factores para la Desorción de Ciprofloxacino*

Tabla 25

ANOVA de dos factores para la desorción de ciprofloxacino

Fuente de variación	*SC*	*gl*	*F*	*p*	**Sig.**
CIP (concentración inicial)	48.6333	4	9.12×10^6	< .001	***
Biocarbón (dosis)	0.0051	3	1276.5	< .001	***
CIP × Biocarbón	0.0016	12	98.9	< .001	***
Residual	0.000053	40	—	—	

Nota. *SC* = suma de cuadrados; *gl* = grados de libertad; *F* = estadístico F; *p* = valor de probabilidad. *** $p < .001$.

Anexo F: *Verificación de los Supuestos del ANOVA: Normalidad y Homogeneidad de Varianzas*

Tabla 26

Pruebas de verificación de supuestos del ANOVA para desorción

Prueba	**Estadístico**	*p*	**Decisión**
Normalidad — modelo original			
Shapiro-Wilk	$W = 0.930$	= .002	Rechaza H_0 — no normal

Kolmogorov-Smirnov	$D = 0.111$	$= .423$	No rechaza H_0
Normalidad — log(desorción + 1)			
Shapiro-Wilk	$W = 0.867$	$< .001$	Rechaza H_0 — no mejora
Kolmogorov-Smirnov	$D = 0.185$	$= .028$	Rechaza H_0
Homogeneidad de varianzas (Levene)			
Basado en la media	$F = 4.551$	$< .001$	Rechaza H_0 — heterogéneas
Basado en la mediana	$F = 0.841$	$= .650$	No rechaza H_0

Nota. H_0 normalidad: residuos siguen distribución normal. H_0 Levene: igualdad de varianzas entre grupos.

Anexo G: ***Prueba de Kruskal-Wallis y Comparaciones Post Hoc de Dunn con Corrección de Holm para Desorción***

Tabla 27

Comparaciones post hoc de Dunn-Holm entre dosis de biocarbón por nivel de CIP para desorción

CIP (mg/L)	**Comparación**	*z*	*p*	*p*_holm	**Sig.**	*n*
0.005	1% vs 4%	−2.717	= .007	= .040	*	3
	0% vs 1%	2.378	= .017	= .087	ns	3
	2% vs 4%	−1.698	= .089	= .358	ns	3
	0% vs 2%	1.359	= .174	= .523	ns	3
	1% vs 2%	−1.019	= .308	= .616	ns	3
	0% vs 4%	−0.340	= .734	= .734	ns	3
0.020	1% vs 4%	−2.944	= .003	= .019	*	3
	0% vs 1%	2.151	= .032	= .157	ns	3
	2% vs 4%	−1.925	= .054	= .217	ns	3
	0% vs 2%	1.132	= .258	= .773	ns	3
	1% vs 2%	−1.019	= .308	= .773	ns	3

	0% vs 4%	−0.793	= .428	= .773	ns	3
0.100	1% vs 4%	−2.717	= .007	= .040	*	3
	0% vs 1%	2.378	= .017	= .087	ns	3
	2% vs 4%	−1.698	= .089	= .358	ns	3
	0% vs 2%	1.359	= .174	= .523	ns	3
	1% vs 2%	−1.019	= .308	= .616	ns	3
	0% vs 4%	−0.340	= .734	= .734	ns	3
0.200	1% vs 4%	−3.057	= .002	= .013	*	3
	0% vs 1%	2.038	= .042	= .208	ns	3
	2% vs 4%	−2.038	= .042	= .208	ns	3
	0% vs 2%	1.019	= .308	= .924	ns	3
	1% vs 2%	−1.019	= .308	= .924	ns	3
	0% vs 4%	−1.019	= .308	= .924	ns	3
0.500	1% vs 4%	−3.057	= .002	= .013	*	3
	0% vs 1%	2.038	= .042	= .208	ns	3
	2% vs 4%	−2.038	= .042	= .208	ns	3

0% vs 2%	1.019	= .308	= .924	ns	3
1% vs 2%	−1.019	= .308	= .924	ns	3
0% vs 4%	−1.019	= .308	= .924	ns	3

Nota. z = estadístico de Dunn; p = valor sin corrección; p_holm = valor ajustado por corrección de Holm. n = réplicas por grupo. * $p < .05$; ns = no significativo.

Anexo F: ***Medias y Desviaciones Estándar de la Desorción de Ciprofloxacino por Grupo de Tratamiento***

Tabla 28

Medias y desviaciones estándar de la desorción de ciprofloxacino por combinación de tratamiento (mg/L)

CIP (mg/L)	**Biocarbón (%)**	*M*	*DS*	**Grupo**
0.005	0%	0.018963	0.000284	ab
0.005	1%	0.007251	0.000600	a
0.005	2%	0.016216	0.001112	ab
0.005	4%	0.019353	0.001065	b
0.020	0%	0.094011	0.000406	ab
0.020	1%	0.080770	0.003158	a

0.020	2%	0.091351	0.000222	ab
0.020	4%	0.095020	0.000652	b
0.100	0%	0.493730	0.000409	ab
0.100	1%	0.475800	0.002219	a
0.100	2%	0.488304	0.000341	ab
0.100	4%	0.493706	0.001744	b
0.200	0%	0.992552	0.000550	ab
0.200	1%	0.970273	0.001551	a
0.200	2%	0.984999	0.000593	ab
0.200	4%	0.993801	0.000530	b
0.500	0%	2.489048	0.000392	ab
0.500	1%	2.443455	0.000666	a
0.500	2%	2.472834	0.001007	ab
0.500	4%	2.490726	0.000194	b

Nota. *M* = media; *DS* = desviación estándar; *n* = 3 réplicas por grupo. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < .05$) según Dunn-Holm.

ANEXO H: Análisis Estadístico de Lixiviación

H.1 Estadísticos descriptivos

Tabla 29

Estadísticos descriptivos de la concentración de CIP en lixiviado (mg/L) por dosis de biocarbón

Biocarbón	n	Media (mg/L)	DE (mg/L)	Rango
0% BC	12	0.00898	0.00908	0.00040 – 0.02540
1% BC	12	0.01015	0.01142	0.00050 – 0.03840
2% BC	12	0.01050	0.01360	0.00050 – 0.03980
4% BC	12	0.01252	0.01480	0.00050 – 0.04070

Nota. DE = desviación estándar. n = 3 réplicas × 4 tiempos. Fuente: elaboración propia.

Tabla 30

Estadísticos descriptivos de la concentración de CIP en lixiviado (mg/L) por tiempo de muestreo

Tiempo (h)	n	Media (mg/L)	DE (mg/L)	Rango
12	12	0.00062	0.00014	0.00040 – 0.00090
24	12	0.01018	0.00622	0.00080 – 0.01650
36	12	0.02625	0.01084	0.01140 – 0.04070
48	12	0.00510	0.00767	0.00090 – 0.02540

Nota. DE = desviación estándar. n = 3 réplicas × 4 tratamientos. Fuente: elaboración propia.

Tabla 31

Medias y desviaciones estándar de la concentración de CIP en lixiviado (mg/L) por biocarbón y tiempo

Biocarbón	Tiempo (h)	Media (mg/L)	DE (mg/L)	n
0% BC	12	0.00053	0.00012	3
	24	0.01007	0.00818	3
	36	0.01563	0.00497	3
	48	0.00967	0.01364	3
1% BC	12	0.00063	0.00015	3
	24	0.00970	0.00677	3
	36	0.02410	0.01247	3
	48	0.00617	0.00800	3
2% BC	12	0.00070	0.00020	3
	24	0.00727	0.00725	3
	36	0.03043	0.01122	3
	48	0.00360	0.00338	3
4% BC	12	0.00060	0.00010	3
	24	0.01367	0.00399	3
	36	0.03483	0.00520	3
	48	0.00097	0.00006	3

Nota. DE = desviación estándar. Estos valores corresponden a los datos usados para el gráfico de barras (media ± DE). Fuente: elaboración propia.

H.2 Validación de supuestos del modelo ANOVA

Tabla 32

Resultado de la prueba de Shapiro-Wilk sobre los residuales del modelo ANOVA de dos factores

Estadístico W	gl	p-valor	¿Normalidad?
0.9629	48	0.1321	Sí (p > 0.05)

Nota. H_0: los residuales del modelo siguen distribución normal. No se rechaza H_0 ($p = 0.1321 > 0.05$). El supuesto de normalidad se cumple. gl = grados de libertad. $\alpha = 0.05$. Fuente: elaboración propia.

Tabla 33

Resultado de la prueba de Levene (mediana) para homogeneidad de varianzas

Factor evaluado	Estadístico F	p-valor	¿Homogeneidad?
Biocarbón	0.3574	0.7840	Sí (p > 0.05)
Biocarbón × Tiempo	0.6857	0.7789	Sí (p > 0.05)

Nota. Prueba de Levene con centro en la mediana (equivalente a leveneTest con center = "median" en R). H_0: las varianzas son homogéneas entre grupos. No se rechaza H_0 en ningún caso. $\alpha = 0.05$. Fuente: elaboración propia.

H.3 Prueba post-hoc de Tukey HSD

Tabla 34

Resultados de la prueba de Tukey HSD para el factor Tiempo

Grupo 1	Grupo 2	Diferencia	IC 95%	p-adj	Sig.

12 h	24 h	0.0096	[0.0016; 0.0175]	0.0133	*
12 h	36 h	0.0256	[0.0176; 0.0336]	< 0.001	***
12 h	48 h	0.0045	[-0.0035; 0.0125]	0.4472	ns
24 h	36 h	0.0161	[0.0081; 0.0241]	< 0.001	***
24 h	48 h	-0.0051	[-0.0131; 0.0029]	0.3380	ns
36 h	48 h	-0.0211	[-0.0291; -0.0132]	< 0.001	***

Nota. IC 95% = intervalo de confianza al 95%. ns = no significativo ($p > 0.05$). * $p < 0.05$. *** $p < 0.001$. Las concentraciones a las 36 h difirieron significativamente de todos los demás tiempos. $\alpha = 0.05$. Fuente: elaboración propia.

Tabla 35

Resultados de la prueba de Tukey HSD para el factor Biocarbón

Grupo 1	Grupo 2	Diferencia	IC 95%	p-adj	Sig.
0% BC	1% BC	0.0012	[-0.0124; 0.0147]	0.9955	ns
0% BC	2% BC	0.0015	[-0.0120; 0.0151]	0.9904	ns
0% BC	4% BC	0.0035	[-0.0100; 0.0171]	0.8971	ns

1% BC	2% BC	0.0004	[-0.0132; 0.0139]	0.9999	ns
1% BC	4% BC	0.0024	[-0.0112; 0.0159]	0.9659	ns
2% BC	4% BC	0.0020	[-0.0115; 0.0156]	0.9784	ns

Nota. ns = no significativo ($p > 0.05$). Ningún par de tratamientos de biocarbón difirió significativamente. Consistente con ANOVA ($F = 0.54$, $p = 0.660$). $\alpha = 0.05$. Fuente: elaboración propia.

ANEXO 3: ANÁLISIS FISICOQUÍMICO DE SUELO

Figura 36

Reporte de Análisis en Laboratorio

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 200

INFORME DE ENSAYO
LABSAF MOQUEGUA
N° 101619-25 / SU / MQA

I. INFORMACIÓN GENERAL

Cliente	: Wendy Sabrina Mio Cespedes
Propietario / Productor	: Wendy Sabrina Mio Cespedes
Dirección del cliente	: Ciudad Jardín O-9 - Pacocha - Ilo
Solicitado por	: Wendy Sabrina Mio Cespedes
Muestreado por (***)	: Cliente
Referencia del muestreo (***)	: Reservado por el Cliente
Procedencia de muestra(s) (***)	: MOQUEGUA - MARISCAL NIETO - MOQUEGUA
Fecha(s) de muestreo (***)	: 2025-09-11
Fecha de recepción de muestra(s)	: 2025-10-01
Lugar de ensayo	: LABSAF MOQUEGUA
Fecha(s) de análisis	: Del 2025-10-03 al 2025-10-08
Cotización del servicio	: 369-25-MQA
Fecha de emisión	: 2025-10-09

II. RESULTADO DE ANÁLISIS

ITEM			1	2	3	4	5	6
Código de Laboratorio			SUE100-MQA-25	-	-	-	-	-
Matriz Analizada			Suelo	-	-	-	-	-
Fecha de Muestreo (***)			2025-09-11	-	-	-	-	-
Hora de Inicio de Muestreo (h) (***)			11:00	-	-	-	-	-
Código/Identificación de la Muestra por el Cliente (***)			M-01	-	-	-	-	-
Ensayo	**Unidad**	**LC**	**Resultados**					
pH	und. pH	0.1	7.4	-	-	-	-	-
Conductividad Electrica	mS/m	1.0	443.0	-	-	-	-	-
Materia Orgánica	%	0.2	2.6	-	-	-	-	-
Carbonato De Calcio Equivalente	%	0.5	2.3	-	-	-	-	-
Textura	-	-	-	-	-	-	-	-
Arena	%	-	48.0	-	-	-	-	-
Arcilla	%	-	9.9	-	-	-	-	-
Limo	%	-	41.5	-	-	-	-	-
Clase Textural	-	-	Franco	-	-	-	-	-

INFORME DE ENSAYO
LABSAF MOQUEGUA
N° 101619-25 / SU / MQA

III. METODOLOGÍA DE ENSAYO

ENSAYO	NORMA DE REFERENCIA
pH	EPA Method 9045 D Rev. 4 2004 Soil and waste pH
Conductividad Eléctrica	ISO 11265:1994 / Cor 1:1995 1994 Soil quality – Determination of the specific electrical conductivity
Contenido Orgánico Total / Materia Orgánica	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Segunda Sección (31 de Diciembre 2002). Item 7.1.7, AS-07 2002 Determinación de materia orgánica del suelo (AS-07 Método de Walkley y Black).
Contenido De Cálcio Equivalente	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Segunda Sección (31 de Diciembre 2002). Item 7.3.25, AS-29 2002 Determinación de los carbonatos de calcio equivalente (AS-29 Método de neutralización ácida)
Textura	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Segunda Sección (31 de Diciembre 2002). Item 7.1.5, AS-09 2002 Determinación de la textura del suelo (AS-09 Método de Bouyoucos)

IV. CONSIDERACIONES

- Este informe no puede ser reproducido total, ni parcialmente sin la autorización de LABSAF y del cliente.
- Los resultados se relacionan solamente con los ítems sometidos a ensayo
- Los resultados se aplican a las muestras, tales como se recibieron
- Este documento es válido sólo para el producto mencionado anteriormente.
- El Laboratorio no es responsable cuando la información proporcionada por el cliente pueda afectar la validez de los resultados.
- Medición de pH realizada a 25 °C.
- Medición de Conductividad Eléctrica realizada a 25 °C.

(***) Este dato ha sido proporcionado por el cliente, por lo que el laboratorio no es responsable de dicha información.

V. AUTORIZACIÓN DEL INFORME DE ENSAYO

- El presente informe de ensayo ha sido autorizado por: Suay Layme - Responsable del LABSAF - MOQUEGUA

FIRMA DIGITAL

Firmado digitalmente por: LAYME QUISPE Suay Paola FAU 20131369884 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 18/10/2025 15:44:47-0500

Firma

FIN DE INFORME DE ENSAYO

Instituto Nacional de Innovación Agraria

INFORME DE ENSAYO

LABSAF MOQUEGUA
N° 101619-25NA / SU / MQA

I. INFORMACIÓN GENERAL

Cliente	: Wendy Sabrina Mio Cespedes
Propietario / Productor	: Wendy Sabrina Mio Cespedes
Dirección del cliente	: Ciudad Jardín O-9 - Pacocha - Ilo
Solicitado por	: Wendy Sabrina Mio Cespedes
Muestreado por (***)	: Cliente
Referencia del muestreo (***)	: Reservado por el Cliente
Procedencia de muestra(s) (***)	: MOQUEGUA - MARISCAL NIETO - MOQUEGUA
Fecha(s) de muestreo (***)	: 2025-09-11
Fecha de recepción de muestra(s)	: 2025-10-01
Lugar de ensayo	: LABSAF MOQUEGUA
Fecha(s) de análisis	: Del 2025-10-03 al 2025-10-08
Cotización del servicio	: 389-25-MQA
Fecha de emisión	: 2025-10-09

II. RESULTADO DE ANÁLISIS

ITEM			1	2	3	4	5	6
Código de Laboratorio			SUR108-MQA-25	-	-	-	-	-
Matriz Analizada			Suelo	-	-	-	-	-
Fecha de Muestreo (***)			2025-09-11	-	-	-	-	-
Hora de Inicio de Muestreo (h) (***)			11:00	-	-	-	-	-
Código/Identificación de la Muestra por el Cliente (***)			M-01	-	-	-	-	-
Ensayo	**Unidad**	**LC**	**Resultados**					
Fósforo Disponible	mg/kg	-	21,9	-	-	-	-	-
Nitrógeno Total	%	-	0,13	-	-	-	-	-
Potasio Disponible	mg/kg	-	661,1	-	-	-	-	-
Bases Intercambiables (Ca, Mg, Na y K Intercambiable)	-	-	-	-	-	-	-	-
Calcio (Ca)	cmol(+)/Kg	-	27,04	-	-	-	-	-
Magnesio (Mg)	cmol(+)/Kg	-	6,20	-	-	-	-	-
Sodio (Na)	cmol(+)/Kg	-	11,48	-	-	-	-	-
Potasio (K)	cmol(+)/Kg	-	1,98	-	-	-	-	-

Instituto Nacional de Innovación Agraria

INFORME DE ENSAYO

LABSAF MOQUEGUA

N° 101619-25NA / SU / MQA

III. METODOLOGÍA DE ENSAYO

ENSAYO	NORMA DE REFERENCIA
Fósforo Disponible	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Segunda Sesión (21 de Diciembre 2002). Item 7.1.10, AS-10 2002 Determinación de fósforo aprovechable para suelos neutros y alcalinos (AS-10 Método de Olsen y colaboradores)
Nitrógeno Total	Estimado a partir de Materia Orgánica %N= % MO x 0.05
Potasio Disponible	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Segunda Sesión (21 de Diciembre 2002). Item 7.1.12, AS-12 (EPA 6010 D Revisión 5. 2018). Validado (modificado y aplicado fuera del alcance) 2023 Determinación de potasio disponible en suelos con extracción de acetato de amonio 1N, PH 7.0 // Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry
Bases Intercambiables (Ca, Mg, Na y K Intercambiable)	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Segunda Sesión (21 de Diciembre 2002). Item 7.1.12, AS-12 (EPA 6010 D Revisión 5. 2018. "Validado (aplicado fuera del alcance) 2023 Determinación de la capacidad de intercambio catiónico y bases intercambiables del suelo (AS-12) Método de acetato de amonio para bases intercambiables. Ca, Mg, Na y K)) // Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry

IV. CONSIDERACIONES

- Este informe no puede ser reproducido total, ni parcialmente sin la autorización de LABSAF y del cliente.
- Los resultados se relacionan solamente con las ítems sometidos a ensayo.
- Los resultados se aplican a las muestras, tales como se recibieron.
- Este documento es válido sólo para el producto inequívocamente referenciado.
- El Laboratorio no es responsable cuando la información proporcionada por el cliente pueda afectar la validez de los resultados.

(***) Este dato ha sido proporcionado por el cliente, por lo que el laboratorio no es responsable de dicha información.

V. AUTORIZACIÓN DEL INFORME DE ENSAYO

. El presente informe de ensayo ha sido autorizado por: Suay Layme - Responsable del LABSAF - MOQUEGUA

FIRMA DIGITAL

Firmado digitalmente por: LAYME SUYO Suay Paola FAU 20131368984 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 18/04/2025 10:27:30-0500

Firma

FIN DE INFORME DE ENSAYO

Red de Laboratorios de Suelos, Aguas y Foliares
Acreditado con la Norma
NTP-ISO/IEC 17025:2017
LABSAF Moquegua
Dirección: Carretera Panamericana Sur Km 4.5 Frnt, Sección Mantalso Moquegua- Mariscal Nieto- Moquegua
Email: labsafmoquegua@gmail.com

ANEXO 4: REPORTES DEL CROMATÓGRAFO LÍQUIDO ACOPLADO A ESPECTROMETRÍA DE MASAS (LC/MSMS).

Figura 37

Reportes de Adsorción

Sample							Ciproflox...	Ciprofloxacin Results							Qualifie...		Qualifie...	
①		Name	Data File	Type	Level	Acq. Date-Time	Exp. Conc.	RT	Resp.	MI	Calc. Conc.	Final Conc.	Accuracy	S/N	Ratio	MI	Ratio	MI
		1SOR	1SOR.d	Sam...		10/31/2025 2:20 AM		5...	337		0.0007	0.0007		1...	67.4		55.5	
		2SOR	2SOR.d	Sam...		10/31/2025 2:31 AM		5...	410		0.0009	0.0009		1...	51.2		58.4	
		3SOR	3SOR.d	Sam...		10/31/2025 2:43 AM		5...	419		0.0009	0.0009		1...	57.3		60.3	
		4SOR	4SOR.d	Sam...		10/31/2025 2:54 AM		5...	373		0.0008	0.0008		1...	52.0		55.5	
		5SOR	5SOR.d	Sam...		10/31/2025 3:05 AM		5...	416		0.0009	0.0009		2...	50.9		47.5	
		6SOR	6SOR.d	Sam...		10/31/2025 3:17 AM		5...	431		0.0009	0.0009		3...	58.0		58.7	
		7SOR	7SOR.d	Sam...		10/31/2025 3:28 AM		5...	414		0.0009	0.0009		1...	59.3		58.1	
		8SOR	8SOR.d	Sam...		10/31/2025 3:39 AM		5...	403		0.0009	0.0009		1...	57.9		60.6	
		9SOR	9SOR.d	Sam...		10/31/2025 3:51 AM		5...	443		0.0009	0.0009		1...	55.9		56.7	
		10SOR	10SOR...	Sam...		10/31/2025 4:02 AM		5...	507		0.0010	0.0010		2...	60.2		63.0	
		11SOR	11SOR...	Sam...		10/31/2025 4:14 AM		5...	545		0.0011	0.0011		2...	54.5		60.0	
		12SOR	12SOR...	Sam...		10/31/2025 4:25 AM		5...	488		0.0010	0.0010		2...	57.7		57.0	
		13SOR	13SOR...	Sam...		10/31/2025 4:36 AM		5...	974		0.0018	0.0018		4...	55.2		57.5	
		14SOR	14SOR...	Sam...		10/31/2025 4:48 AM		5...	882		0.0016	0.0016		5...	55.1		60.3	
		15SOR	15SOR...	Sam...		10/31/2025 4:59 AM		5...	901		0.0017	0.0017		6...	54.3		58.3	
		16SOR	16SOR...	Sam...		10/31/2025 5:44 AM		5...	1856		0.0032	0.0032		9...	58.2		57.5	
		17SOR	17SOR...	Sam...		10/31/2025 5:56 AM		5...	1577		0.0028	0.0028		5...	59.1		58.9	
		18SOR	18SOR...	Sam...		10/31/2025 6:07 AM		5...	1582		0.0028	0.0028		1...	58.0		57.7	
		19SOR	19SOR...	Sam...		10/31/2025 6:18 AM		5...	1964		0.0034	0.0034		8...	57.2		60.7	
		20SOR	20SOR...	Sam...		10/31/2025 6:30 AM		5...	1570		0.0028	0.0028		1...	58.7		57.7	
		21SOR	21SOR...	Sam...		10/31/2025 6:41 AM		5...	1701		0.0030	0.0030		8...	56.4		57.1	
		22SOR	22SOR...	Sam...		10/31/2025 6:52 AM		5...	2563		0.0044	0.0044		1...	59.7		57.4	
		23SOR	23SOR...	Sam...		10/31/2025 7:04 AM		5...	2418		0.0042	0.0042		9...	60.0		59.9	
		24SOR	24SOR...	Sam...		10/31/2025 7:15 AM		5...	2120		0.0037	0.0037		1...	57.2		57.5	
		25SOR	25SOR...	Sam...		10/31/2025 7:26 AM		5...	3074		0.0052	0.0052		1...	59.4		57.6	
		26SOR	26SOR...	Sam...		10/31/2025 7:38 AM		5...	2784		0.0048	0.0048		1...	59.5		58.7	
		27SOR	27SOR...	Sam...		10/31/2025 7:49 AM		5...	2926		0.0050	0.0050		2...	58.8		59.4	
		28SOR	28SOR...	Sam...		10/31/2025 8:00 AM		5...	6107		0.0102	0.0102		4...	57.9		58.9	
		29SOR	29SOR...	Sam...		10/31/2025 8:12 AM		5...	5821		0.0097	0.0097		3...	58.3		58.3	
		30SOR	30SOR...	Sam...		10/31/2025 8:23 AM		5...	5827		0.0097	0.0097		4...	58.2		59.2	
		0.1 UG...	0.1 UG...	Sam...		10/31/2025 8:46 AM		5...	148...		0.0245	0.0245		6...	54.1		58.6	
		31SOR	31SOR...	Sam...		10/31/2025 9:09 AM		5...	693		0.0013	0.0013		4...	60.5		58.6	
		32SOR	32SOR...	Sam...		10/31/2025 9:20 AM		5...	719		0.0014	0.0014		5...	59.0		59.8	
		33SOR	33SOR...	Sam...		10/31/2025 9:31 AM		5...	581		0.0011	0.0011		3...	55.6		53.1	

Sample							Ciprofloxacin Results								Qualifie...		Qualifie...	
		Name	Data File	Type	Level	Acq. Date-Time	Exp. Conc.	RT	Resp.	MI	Calc. Conc.	Final Conc.	Accuracy	S/N	Ratio	MI	Ratio	MI
		34SOR	34SOR...	Sam...		10/31/2025 9:43 AM		5...	670		0.0013	0.0013		3...	56.8		57.9	
		35SOR	35SOR...	Sam...		10/31/2025 9:54 AM		5...	664		0.0013	0.0013		3...	61.4		57.8	
		36SOR	36SOR...	Sam...		10/31/2025 10:05 AM		5...	664		0.0013	0.0013		5...	56.7		54.4	
		37SOR	37SOR...	Sam...		10/31/2025 10:17 AM		5...	961		0.0018	0.0018		6...	57.6		55.5	
		38SOR	38SOR...	Sam...		10/31/2025 10:28 AM		5...	1029		0.0019	0.0019		4...	60.6		58.0	
		39SOR	39SOR...	Sam...		10/31/2025 10:39 AM		5...	1001		0.0018	0.0018		6...	58.5		57.9	
		40SOR	40SOR...	Sam...		10/31/2025 10:51 AM		5...	1332		0.0024	0.0024		5...	57.7		56.9	
		41SOR	41SOR...	Sam...		10/31/2025 11:02 AM		5...	1421		0.0025	0.0025		8...	59.1		59.2	
		42SOR	42SOR...	Sam...		10/31/2025 11:13 AM		5...	1220		0.0022	0.0022		7...	61.3		58.7	
		43SOR	43SOR...	Sam...		10/31/2025 11:25 AM		5...	2678		0.0046	0.0046		1...	59.1		58.2	
		44SOR	44SOR...	Sam...		10/31/2025 11:36 AM		5...	2656		0.0045	0.0045		1...	60.5		57.7	
		45SOR	45SOR...	Sam...		10/31/2025 11:47 AM		5...	2747		0.0047	0.0047		1...	60.3		59.7	
		46SOR	46SOR...	Sam...		10/31/2025 12:33 PM		5...	265		0.0006	0.0006		1...	49.5		50.0	
	▼	47SOR	47SOR...	Sam...		10/31/2025 12:44 PM		5...	298		0.0007	0.0007		1...	42.1		49.2	
		48SOR	48SOR...	Sam...		10/31/2025 12:55 PM		5...	237		0.0006	0.0006		1...	57.9		56.2	
		49SOR	49SOR...	Sam...		10/31/2025 1:07 PM		5...	243		0.0006	0.0006		1...	51.1		51.9	
	▼	50SOR	50SOR...	Sam...		10/31/2025 1:18 PM		5...	272		0.0006	0.0006		1...	44.3		48.9	
		51SOR	51SOR...	Sam...		10/31/2025 1:29 PM		5...	231		0.0006	0.0006		1...	60.8		57.8	
	▼	52SOR	52SOR...	Sam...		10/31/2025 1:41 PM		5...	324		0.0007	0.0007		1...	54.4		66.3	
		53SOR	53SOR...	Sam...		10/31/2025 1:52 PM		6...	305		0.0007	0.0007		3...	58.9		55.2	
		54SOR	54SOR...	Sam...		10/31/2025 2:04 PM		5...	261		0.0006	0.0006		1...	53.2		60.1	
		55SOR	55SOR...	Sam...		10/31/2025 2:15 PM		5...	348		0.0008	0.0008		1...	55.1		55.4	
		56SOR	56SOR...	Sam...		10/31/2025 2:27 PM		5...	406		0.0009	0.0009		2...	58.2		54.1	
		57SOR	57SOR...	Sam...		10/31/2025 2:38 PM		5...	473		0.0010	0.0010		2...	59.5		57.2	
		58SOR	58SOR...	Sam...		10/31/2025 2:49 PM		5...	744		0.0014	0.0014		5...	59.6		60.8	
		59SOR	59SOR...	Sam...		10/31/2025 3:01 PM		5...	773		0.0015	0.0015		4...	58.7		57.9	
		60SOR	60SOR...	Sam...		10/31/2025 3:12 PM		5...	731		0.0014	0.0014		4...	56.8		56.2	
	▼	0.0001	0.0001...	Cal	1	10/31/2025 5:53 PM	0.0001	5...	183		0.0005	0.0005	494.2	8...	59.8		58.5	
	▼	0.0005	0.0005...	Cal	2	10/31/2025 6:04 PM	0.0005	5...	386		0.0008	0.0008	165.5	2...	55.6		57.3	
		0.001	0.001.d	Cal	3	10/31/2025 6:15 PM	0.0010	5...	432		0.0009	0.0009	90.3	3...	58.7		59.7	
		0.002	0.002.d	Cal	4	10/31/2025 6:27 PM	0.0020	5...	1077		0.0020	0.0020	97.9	6...	55.8		54.1	
		0.005	0.005.d	Cal	5	10/31/2025 6:38 PM	0.0050	5...	2462		0.0042	0.0042	84.5	1...	56.4		57.0	
		0.02	0.02.d	Cal	6	10/31/2025 6:49 PM	0.0200	5...	122...		0.0202	0.0202	101.0	9...	53.5		57.9	

Figura 38

Reporte de Desorción

Sample							Ciprofloxacin Results								Qualifie...		Qualifie...	
		Name	Data File	Type	Level	Acq. Date-Time	Exp. Conc.	RT	Resp.	MI	Calc. Conc.	Final Conc.	Accuracy	S/N	Ratio	MI	Ratio	MI
	▼	0.0001	0.0001...	Cal	1	10/31/2025 5:53 PM	0.0001	5...	183		0.0005	0.0005	494.2	8...	59.8		58.5	
	▼	0.0005	0.0005...	Cal	2	10/31/2025 6:04 PM	0.0005	5...	386		0.0008	0.0008	165.5	2...	55.6		57.3	
		0.001	0.001.d	Cal	3	10/31/2025 6:15 PM	0.0010	5...	432		0.0009	0.0009	90.3	3...	58.7		59.7	
		0.002	0.002.d	Cal	4	10/31/2025 6:27 PM	0.0020	5...	1077		0.0020	0.0020	97.9	6...	55.8		54.1	
		0.005	0.005.d	Cal	5	10/31/2025 6:38 PM	0.0050	5...	2462		0.0042	0.0042	84.5	1...	56.4		57.0	
		0.02	0.02.d	Cal	6	10/31/2025 6:49 PM	0.0200	5...	122...		0.0202	0.0202	101.0	9...	53.5		57.9	
		1 DES	1 DES.d	Sam...		10/31/2025 8:52 PM		5...	176		0.0005	0.0005		8...	48.4		60.5	
	▼	2 DES	2 DES.d	Sam...		10/31/2025 9:04 PM		5...	173		0.0005	0.0005		1...	35.2		33.7	
	▼	3 DES	3 DES.d	Sam...		10/31/2025 9:15 PM		5...	165		0.0005	0.0005		6...	58.0		34.2	
	▼	4 DES	4 DES.d	Sam...		10/31/2025 9:26 PM		5...	131		0.0004	0.0004		9...	77.6		79.7	
	▼	5 DES	5 DES.d	Sam...		10/31/2025 9:38 PM		5...	152		0.0004	0.0004		6...	32.7		53.5	
		6 DES	6 DES.d	Sam...		10/31/2025 9:49 PM		5...	173		0.0005	0.0005		9...	46.2		60.0	
		7 DES	7 DES.d	Sam...		10/31/2025 10:00 PM		5...	198		0.0005	0.0005		1...	62.7		58.2	
	▼	8 DES	8 DES.d	Sam...		10/31/2025 10:12 PM		5...	137		0.0004	0.0004		9...	55.4		83.3	
		9 DES	9 DES.d	Sam...		10/31/2025 10:23 PM		5...	208		0.0005	0.0005		1...	58.1		55.1	
		10 D...	10 DE...	Sam...		10/31/2025 10:34 PM		5...	210		0.0005	0.0005		7...	62.9		44.1	
		11 D...	11 DE...	Sam...		10/31/2025 10:46 PM		5...	292		0.0007	0.0007		1...	55.3		57.4	
		12 D...	12 DE...	Sam...		10/31/2025 10:57 PM		5...	231		0.0006	0.0006		7...	57.9		52.6	
		13 D...	13 DE...	Sam...		10/31/2025 11:09 PM		5...	302		0.0007	0.0007		2...	58.5		59.7	
		14 D...	14 DE...	Sam...		10/31/2025 11:20 PM		5...	315		0.0007	0.0007		1...	54.1		47.4	
		15 D...	15 DE...	Sam...		10/31/2025 11:31 PM		5...	290		0.0007	0.0007		1...	61.3		59.1	
	▼	ACN...	ACN 3...	Sam...		10/31/2025 11:43 PM		6...	78		0.0003	0.0003		2...	63.5		33.0	
		0.002...	0.002...	Sam...		10/31/2025 11:54 PM		5...	1021		0.0019	0.0019		5...	58.0		58.9	
		ACN...	ACN 4...	Sam...		11/1/2025 12:05 AM		6...	67		0.0003	0.0003		2...	66.5		64.4	
		16 D...	16 DE...	Sam...		11/1/2025 12:17 AM		5...	389		0.0008	0.0008		2...	58.2		58.1	
		17 D...	17 DE...	Sam...		11/1/2025 12:28 AM		5...	498		0.0010	0.0010		3...	60.4		49.6	
		18 D...	18 DE...	Sam...		11/1/2025 12:39 AM		5...	522		0.0010	0.0010		2...	59.7		62.3	
		19 D...	19 DE...	Sam...		11/1/2025 12:51 AM		5...	836		0.0016	0.0016		8...	57.2		58.6	
		20 D...	20 DE...	Sam...		11/1/2025 1:02 AM		5...	474		0.0010	0.0010		2...	58.4		52.1	
		21 D...	21 DE...	Sam...		11/1/2025 1:13 AM		5...	510		0.0010	0.0010		2...	58.0		62.0	
		22 D...	22 DE...	Sam...		11/1/2025 1:25 AM		5...	691		0.0013	0.0013		4...	59.8		58.3	
		23 D...	23 DE...	Sam...		11/1/2025 1:36 AM		5...	733		0.0014	0.0014		4...	59.7		55.5	
		24 D...	24 DE...	Sam...		11/1/2025 1:47 AM		5...	607		0.0012	0.0012		2...	57.9		55.5	
		25 D...	25 DE...	Sam...		11/1/2025 1:59 AM		5...	936		0.0017	0.0017		4...	56.8		53.5	

Sample							Ciproflox...	Ciprofloxacin Results							Qualifie...		Qualifie...	
!	▽	Name	Data File	Type	Level	Acq. Date-Time	Exp. Conc.	RT	Resp.	MI	Calc. Conc.	Final Conc.	Accuracy	S/N	Ratio	MI	Ratio	MI
		26 D...	26 DE...	Sam...		11/1/2025 2:10 AM		5...	870		0.0016	0.0016	6...		58.9		59.1	
		27 D...	27 DE...	Sam...		11/1/2025 2:21 AM		5...	776		0.0015	0.0015	4...		61.3		62.4	
		28 D...	28 DE...	Sam...		11/1/2025 2:33 AM		5...	1450		0.0026	0.0026	8...		60.0		58.9	
		29 D...	29 DE...	Sam...		11/1/2025 2:44 AM		5...	1652		0.0029	0.0029	1...		55.4		57.8	
		30 D...	30 DE...	Sam...		11/1/2025 2:55 AM		5...	1610		0.0028	0.0028	1...		59.3		57.9	
	▼	ACN...	ACN 5...	Sam...		11/1/2025 3:07 AM		6...	67		0.0003	0.0003	2...		40.9		56.7	
		0.002...	0.002...	Sam...		11/1/2025 3:18 AM		5...	968		0.0018	0.0018	5...		57.1		60.1	
		ACN...	ACN 6...	Sam...		11/1/2025 3:29 AM		6...	79		0.0003	0.0003	2...		45.5		46.0	
		31 D...	31 DE...	Sam...		11/1/2025 3:41 AM		5...	395		0.0008	0.0008	5...		56.8		61.3	
	▼	32 D...	32 DE...	Sam...		11/1/2025 3:52 AM		5...	241		0.0006	0.0006	2...		53.5		68.0	
		33 D...	33 DE...	Sam...		11/1/2025 4:04 AM		5...	223		0.0006	0.0006	1...		49.5		60.0	
		34 D...	34 DE...	Sam...		11/1/2025 4:15 AM		5...	241		0.0006	0.0006	1...		55.1		56.9	
		35 D...	35 DE...	Sam...		11/1/2025 4:26 AM		5...	250		0.0006	0.0006	1...		50.1		58.0	
		36 D...	36 DE...	Sam...		11/1/2025 4:38 AM		5...	289		0.0007	0.0007	1...		58.2		57.0	
		37 D...	37 DE...	Sam...		11/1/2025 4:49 AM		5...	320		0.0007	0.0007	2...		57.9		60.7	
		38 D...	38 DE...	Sam...		11/1/2025 5:00 AM		5...	349		0.0008	0.0008	1...		57.8		51.7	
		39 D...	39 DE...	Sam...		11/1/2025 5:12 AM		5...	358		0.0008	0.0008	2...		61.4		64.0	
		40 D...	40 DE...	Sam...		11/1/2025 5:23 AM		5...	453		0.0009	0.0009	3...		56.1		56.1	
		41 D...	41 DE...	Sam...		11/1/2025 5:34 AM		5...	445		0.0009	0.0009	2...		56.8		58.8	
		42 D...	42 DE...	Sam...		11/1/2025 5:46 AM		5...	498		0.0010	0.0010	3...		62.0		60.0	
		43 D...	43 DE...	Sam...		11/1/2025 5:57 AM		5...	793		0.0015	0.0015	4...		58.3		59.2	
		44 D...	44 DE...	Sam...		11/1/2025 6:08 AM		5...	674		0.0013	0.0013	5...		58.5		61.4	
		45 D...	45 DE...	Sam...		11/1/2025 6:20 AM		5...	796		0.0015	0.0015	6...		55.9		58.0	
		ACN...	ACN 7...	Sam...		11/1/2025 6:31 AM		6...	74		0.0003	0.0003	2...		47.6		63.2	
		0.002...	0.002...	Sam...		11/1/2025 6:42 AM		5...	1013		0.0019	0.0019	6...		54.9		57.5	
		ACN...	ACN 8...	Sam...		11/1/2025 6:54 AM		6...	67		0.0003	0.0003	1...		51.4		50.7	
	▼	46 D...	46 DE...	Sam...		11/1/2025 7:05 AM		5...	210		0.0005	0.0005	1...		54.0		43.2	
		47 D...	47 DE...	Sam...		11/1/2025 7:16 AM		5...	357		0.0008	0.0008	2...		47.3		55.7	
	▼	48 D...	48 DE...	Sam...		11/1/2025 7:28 AM		5...	156		0.0005	0.0005	7...		34.2		52.2	
		49 D...	49 DE...	Sam...		11/1/2025 7:39 AM		5...	258		0.0006	0.0006	1...		62.7		55.9	
	▼	50 D...	50 DE...	Sam...		11/1/2025 7:50 AM		5...	164		0.0005	0.0005	5...		43.2		39.5	
		51 D...	51 DE...	Sam...		11/1/2025 8:02 AM		5...	100		0.0004	0.0004	1...		64.0		48.3	
		52 D...	52 DE...	Sam...		11/1/2025 8:13 AM		5...	167		0.0005	0.0005	4...		48.4		46.0	
		53 D...	53 DE...	Sam...		11/1/2025 8:24 AM		5...	544		0.0011	0.0011	3...		58.9		57.8	

Sample							Ciproflox...	Ciprofloxacin Results							Qualifie...		Qualifie...	
!	▽	Name	Data File	Type	Level	Acq. Date-Time	Exp. Conc.	RT	Resp.	MI	Calc. Conc.	Final Conc.	Accuracy	S/N	Ratio	MI	Ratio	MI
		54 D...	54 DE...	Sam...		11/1/2025 8:36 AM		5...	202		0.0005	0.0005	1...		54.0		56.0	
		55 D...	55 DE...	Sam...		11/1/2025 8:47 AM		5...	177		0.0005	0.0005	1...		50.7		52.4	
		56 D...	56 DE...	Sam...		11/1/2025 8:59 AM		5...	197		0.0005	0.0005	7...		55.7		50.9	
		57 D...	57 DE...	Sam...		11/1/2025 9:10 AM		5...	192		0.0005	0.0005	1...		50.5		56.0	
		58 D...	58 DE...	Sam...		11/1/2025 9:22 AM		5...	292		0.0007	0.0007	2...		65.5		54.1	
		59 D...	59 DE...	Sam...		11/1/2025 9:33 AM		5...	267		0.0006	0.0006	1...		61.5		49.1	
		60 D...	60 DE...	Sam...		11/1/2025 9:44 AM		5...	268		0.0006	0.0006	1...		51.4		54.7	
		ACN...	ACN 9...	Sam...		11/1/2025 9:56 AM		6...	68		0.0003	0.0003	3...		54.9		64.8	
	▼	ACN...	ACN 1...	Sam...		11/1/2025 10:07 AM		5...	1		0.0002	0.0002	1...		16.6		48.8	

Figura 39

Reporte de Lixiviación

Sample							Ciprof...	Ciprofloxacin Results								Qualifie...	
		Name	Data File	Type	Level	Acq. Date-Time	Exp. Conc.	RT	Resp.	MI	Calc. Conc.	Final Conc.	Accuracy	S/N	Ratio	MI
		CIPENRO 0.0001 CUR..	CIPENRO 0.0001 CURV..	Cal	1	12/23/202..	0.00..	9..	178		0.0004	0.0004	3..	1..	56.9	
		CIPENRO 0.0005 CUR..	CIPENRO 0.0005 CURV..	Cal	2	12/23/202..	0.00..	9..	264		0.0007	0.0007	1..	1..	56.0	
		CIPENRO 0.002 CURVA	CIPENRO 0.002 CURV..	Cal	3	12/23/202..	0.00..	9..	567		0.0018	0.0018	9..	3..	62.0	
		CIPENRO 0.005 CURVA	CIPENRO 0.005 CURV..	Cal	4	12/23/202..	0.00..	9..	1255		0.0043	0.0043	8..	7..	60.9	
		CIPENRO 0.01 CURVA	CIPENRO 0.01 CURVA.d	Cal	5	12/23/202..	0.01..	9..	2899		0.0104	0.0104	1..	1..	63.8	
		T1R1 12 HORAS	T1R1 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	238		0.0006	0.0006		9..	70.4	
		T1R2 12 HORAS	T1R2 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	232		0.0006	0.0006		1..	64.0	
		T1R3 12 HORAS	T1R3 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	179		0.0004	0.0004		7..	62.1	
		T2R1 12 HORAS	T2R1 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	207		0.0005	0.0005		1..	63.2	
		T2R2 12 HORAS	T2R2 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	286		0.0008	0.0008		1..	56.3	
		T2R3 12 HORAS	T2R3 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	230		0.0006	0.0006		1..	60.4	
		T3R1 12 HORAS	T3R1 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	217		0.0005	0.0005		1..	62.1	
		T3R2 12 HORAS	T3R2 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	272		0.0007	0.0007		1..	57.1	
		T3R3 12 HORAS	T3R3 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	307		0.0009	0.0009		1..	56.3	
		T4R1 12 HORAS	T4R1 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	262		0.0007	0.0007		1..	52.8	
		T4R2 12 HORAS	T4R2 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	198		0.0005	0.0005		1..	59.7	
		T4R3 12 HORAS	T4R3 12 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	241		0.0006	0.0006		1..	56.5	
		T1R1 24 HORAS	T1R1 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	294		0.0008	0.0008		1..	60.7	
		T1R2 24 HORAS	T1R2 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	4531		0.0163	0.0163		2..	58.4	
		T1R3 24 HORAS	T1R3 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	3650		0.0131	0.0131		1..	59.3	
		T2R1 24 HORAS	T2R1 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	3667		0.0132	0.0132		1..	54.1	
		T2R2 24 HORAS	T2R2 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	3899		0.0140	0.0140		1..	55.4	
		T2R3 24 HORAS	T2R3 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	601		0.0019	0.0019		2..	56.3	
		T3R1 24 HORAS	T3R1 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	1531		0.0053	0.0053		5..	60.0	
		T3R2 24 HORAS	T3R2 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	4249		0.0153	0.0153		1..	57.6	
		T3R3 24 HORAS	T3R3 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	395		0.0012	0.0012		1..	57.8	
		T4R1 24 HORAS	T4R1 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	4270		0.0154	0.0154		1..	56.8	
		T4R2 24 HORAS	T4R2 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	4579		0.0165	0.0165		1..	55.2	
		T4R3 24 HORAS	T4R3 24 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	2562		0.0091	0.0091		1..	55.2	
		T1R1 36 HORAS	T1R1 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	3996		0.0144	0.0144		1..	59.4	
		T1R2 36 HORAS	T1R2 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	3185		0.0114	0.0114		5..	56.0	
		T1R3 36 HORAS	T1R3 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	5828		0.0211	0.0211		7..	57.2	
		T2R1 36 HORAS	T2R1 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	105..		0.0384	0.0384		1..	55.9	

Sample							Ciprof...	Ciprofloxacin Results								Qualifie...	
		Name	Data File	Type	Level	Acq. Date-Time	Exp. Conc.	RT	Resp.	MI	Calc. Conc.	Final Conc.	Accuracy	S/N	Ratio	MI
		T2R2 36 HORAS	T2R2 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	5090		0.0184	0.0184		1..	56.4	
		T2R3 36 HORAS	T2R3 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	4314		0.0155	0.0155		1..	57.2	
		T3R1 36 HORAS	T3R1 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	9227		0.0335	0.0335		1..	56.1	
		T3R2 36 HORAS	T3R2 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	109..		0.0398	0.0398		2..	56.0	
		T3R3 36 HORAS	T3R3 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	4977		0.0180	0.0180		1..	55.9	
		T4R1 36HORAS	T4R1 36HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	8471		0.0308	0.0308		1..	56.6	
		T4R2 36 HORAS	T4R2 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	111..		0.0407	0.0407		2..	57.0	
		T4R3 36 HORAS	T4R3 36 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	9091		0.0330	0.0330		2..	56.6	
		T1R1 48 HORAS	T1R1 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	6996		0.0254	0.0254		8..	55.1	
		T1R2 48 HORAS	T1R2 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	733		0.0024	0.0024		1..	51.1	
		T1R3 48 HORAS	T1R3 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	402		0.0012	0.0012		1..	63.8	
		T2R1 48 HORAS	T2R1 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	590		0.0019	0.0019		2..	54.5	
		T2R2 48 HORAS	T2R2 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	412		0.0012	0.0012		1..	59.9	
		T2R3 48 HORAS	T2R3 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	4286		0.0154	0.0154		1..	55.2	
		T3R1 48 HORAS	T3R1 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	503		0.0016	0.0016		8..	55.5	
		T3R2 48 HORAS	T3R2 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	524		0.0017	0.0017		1..	55.7	
		T3R3 48 HORAS	T3R3 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	2128		0.0075	0.0075		5..	54.7	
		T4R1 48 HORAS	T4R1 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	316		0.0009	0.0009		1..	62.0	
		T4R2 48 HORAS	T4R2 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	342		0.0010	0.0010		9..	60.1	
		T4R3 48 HORAS	T4R3 48 HORAS.d	Sam..		12/25/202..		9..	349		0.0010	0.0010		9..	60.1	

ANEXO 5: CÁLCULOS PARA TRANSFORMACIÓN DE DATOS

Figura 40

Cálculo de datos experimentales Ce y Qe para Ciprofloxacina

	vial	Palha (%)	rep	conc. (mg/L	Massa de produto adicionado	Área	peso inicial (solo seco)	peso após sorçã	Diferença	Ce (mg/L)	Volumes em equilíbrio (mL)	Massa de produto em equilíbrio (mg)	Massa sorvida (mg) em 2g de solo - sorção	Massa sorvida (mg) em 2g de solo	Concentração (mg/g)	Cs (mg/Kg)	Porcentag em sorvida (%)	desvio	erro	Média (%)
T1	1	0	1	0.005	0.00005	178	16.0600	16.2400	0.1800	0.0005	9.8200	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0183	9.4951			
	2	0	2	0.005	0.00005	173	16.2300	16.4500	0.2200	0.0005	9.7800	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0188	9.3604	0.2183	0.1264	9.3075
	3	0	3	0.005	0.00005	165	16.1600	16.4200	0.2600	0.0005	9.7400	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0188	9.0671			
T2	4	0	1	0.02	0.0002	131	16.3400	16.6100	0.2700	0.0004	9.7300	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0945	1.9937			
	5	0	2	0.02	0.0002	152	16.1700	16.4300	0.2600	0.0004	9.7400	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0939	2.1632	0.1708	0.0986	2.1641
	6	0	3	0.02	0.0002	173	16.2000	16.4400	0.2400	0.0005	9.7600	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0937	2.3353			
T3	7	0	1	0.1	0.001	198	16.2300	16.4400	0.2100	0.0005	9.7900	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4936	0.5086			
	8	0	2	0.1	0.001	137	16.3300	16.4700	0.1400	0.0004	9.8600	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4942	0.4138	0.0577	0.0333	0.4802
	9	0	3	0.1	0.001	208	16.3500	16.6800	0.3300	0.0005	9.6700	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4934	0.5181			
T4	10	0	1	0.2	0.002	219	16.4600	16.5000	0.0400	0.0005	9.9600	0.0000	0.0020	0.0020	0.0010	0.9929	0.2685			
	11	0	2	0.2	0.002	232	16.3100	16.4500	0.1400	0.0007	9.8600	0.0000	0.0020	0.0020	0.0010	0.9919	0.3319	0.0333	0.0193	0.2943
	12	0	3	0.2	0.002	231	16.3700	16.5200	0.1500	0.0006	9.8500	0.0000	0.0020	0.0020	0.0010	0.9928	0.2824			
T5	13	0	1	0.5	0.005	302	16.2300	16.3100	0.0200	0.0007	9.9800	0.0000	0.0050	0.0050	0.0025	2.4886	0.1377			
	14	0	2	0.5	0.005	315	16.2800	16.4500	0.1700	0.0007	9.8300	0.0000	0.0050	0.0050	0.0025	2.4893	0.1398	0.0048	0.0028	0.1360
	15	0	3	0.5	0.005	230	16.2100	16.4600	0.2500	0.0007	9.7500	0.0000	0.0050	0.0050	0.0025	2.4893	0.1307			
T6	16	1	1	0.005	0.00005	389	16.3600	16.3900	0.0300	0.0008	9.9700	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0066	16.5910			
	17	1	2	0.005	0.00005	438	16.2300	16.3700	0.1400	0.0010	9.8600	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0077	13.9257	2.2801	1.3164	19.1563
	18	1	3	0.005	0.00005	522	16.2800	16.3000	0.0200	0.0010	9.9800	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0074	20.9522			
T7	19	1	19	0.02	0.0002	836	16.3200	16.3200	0.0000	0.0016	10.0000	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0772	7.8173			
	20	1	20	0.02	0.0002	474	16.6700	16.5500	-0.1200	0.0010	10.1200	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0833	4.9140	1.5987	0.9230	5.9797
	21	1	21	0.02	0.0002	519	16.3600	16.2500	-0.1100	0.0010	10.1100	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0817	5.2070			
T8	22	1	22	0.1	0.001	691	16.4100	16.4000	-0.0100	0.0013	10.0100	0.0000	0.0010	0.0009	0.0005	0.4741	1.3276			
	23	1	23	0.1	0.001	733	16.4200	16.4300	0.0700	0.0014	9.9300	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4750	1.3853	0.1056	0.0610	1.2978
	24	1	24	0.1	0.001	607	16.4100	16.4800	0.0700	0.0012	9.9300	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4783	1.1805			
T9	25	1	25	0.2	0.002	936	16.4300	16.3200	-0.1100	0.0017	10.1100	0.0000	0.0020	0.0019	0.0010	0.9685	0.8731			
	26	1	26	0.2	0.002	870	16.3700	16.3300	-0.0400	0.0016	10.0400	0.0000	0.0020	0.0019	0.0010	0.9712	0.8129	0.0674	0.0389	0.8082
	27	1	27	0.2	0.002	776	16.4700	16.3900	-0.0800	0.0015	10.0800	0.0000	0.0020	0.0019	0.0010	0.9711	0.7386			
T10	28	1	28	0.5	0.005	1450	16.5600	16.5000	-0.0600	0.0026	10.0600	0.0000	0.0049	0.0049	0.0024	2.4431	0.5168			
	29	1	29	0.5	0.005	1652	16.4500	16.3900	-0.0600	0.0029	10.0600	0.0000	0.0049	0.0049	0.0024	2.4430	0.5833	0.0358	0.0207	0.5576
	30	1	30	0.5	0.005	1610	16.6000	16.4800	-0.1200	0.0028	10.1200	0.0000	0.0049	0.0049	0.0024	2.4442	0.5729			
T11	31	2	31	0.005	0.00005	395	16.6300	16.6800	0.0500	0.0008	9.9500	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0151	16.7531			
	32	2	32	0.005	0.00005	241	16.5100	16.6100	0.1000	0.0006	9.9000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0161	11.6787	3.1924	1.8431	13.0973
	33	2	33	0.005	0.00005	223	16.4900	16.8000	0.3100	0.0006	9.6900	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0174	10.8601			
T12	34	2	34	0.02	0.0002	241	16.2800	16.7600	0.4800	0.0006	9.5200	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0915	2.8076			
	35	2	35	0.02	0.0002	250	16.4000	16.6700	0.2700	0.0006	9.7300	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0915	2.9412	0.2669	0.1541	3.0236
	36	2	36	0.02	0.0002	289	16.4500	16.5100	0.0600	0.0007	9.9400	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0911	3.3213			
T13	37	2	37	0.1	0.001	320	16.5200	16.2900	-0.2300	0.0007	10.2300	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4887	0.7357			
	38	2	38	0.1	0.001	349	16.4600	16.5300	0.0700	0.0008	9.9300	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4881	0.7612	0.0159	0.0092	0.7539
	39	2	39	0.1	0.001	358	16.4200	16.6300	0.2100	0.0008	9.7900	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4882	0.7649			
T14	40	2	40	0.2	0.002	453	16.3800	16.6000	0.2200	0.0009	9.7800	0.0000	0.0020	0.0020	0.0010	0.9850	0.4581			
	41	2	41	0.2	0.002	445	16.4500	16.6300	0.1800	0.0009	9.8200	0.0000	0.0020	0.0020	0.0010	0.9844	0.4535	0.0231	0.0133	0.4691
	42	2	42	0.2	0.002	498	16.4600	16.6500	0.1900	0.0010	9.8100	0.0000	0.0020	0.0020	0.0010	0.9856	0.4956			
T15	43	2	43	0.5	0.005	793	16.3600	16.5100	0.1500	0.0015	9.8500	0.0000	0.0050	0.0049	0.0025	2.4724	0.2942			
	44	2	44	0.5	0.005	674	16.4300	16.6100	1.3502	0.0013	8.6498	0.0000	0.0050	0.0049	0.0025	2.4747	0.2246	0.0423	0.0244	0.2733
	45	2	45	0.5	0.005	796	16.4200	16.3700	-0.0500	0.0015	10.0500	0.0000	0.0050	0.0049	0.0025	2.4721	0.3011			
T16	46	4	46	0.005	0.00005	210	16.4900	16.6000	0.1100	0.0005	9.8900	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0196	10.6634			
	47	4	47	0.005	0.00005	357	16.6100	16.6400	0.0300	0.0008	9.9700	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0182	15.5467	3.4701	2.0035	11.6815
	48	4	48	0.005	0.00005	156	16.5400	16.7400	0.2000	0.0005	9.8000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0202	8.8342			
T17	49	4	49	0.02	0.0002	258	16.5400	16.7900	0.2500	0.0006	9.7500	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0944	3.0111			
	50	4	50	0.02	0.0002	164	16.4500	16.5000	0.0500	0.0005	9.9500	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0949	2.3075	0.6231	0.3598	2.3623
	51	4	51	0.02	0.0002	100	16.4500	16.6000	0.1500	0.0004	9.8500	0.0000	0.0002	0.0002	0.0001	0.0957	1.7685			
T18	52	4	52	0.1	0.001	167	16.6600	16.3200	0.2600	0.0005	9.7400	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4947	0.4565			
	53	4	53	0.1	0.001	544	16.4300	16.5900	0.1600	0.0011	9.8400	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4917	1.0683	0.3367	0.1944	0.6812
	54	4	54	0.1	0.001	202	16.5000	16.6400	0.1400	0.0005	9.8600	0.0000	0.0010	0.0010	0.0005	0.4947	0.5186			
T19	55	4	55	0.2	0.002	177	16.5800	16.8300	0.2500	0.0005	9.7500	0.0000	0.0020	0.0020	0.0010	0.9944	0.2365			
	56	4	56	0.2	0.002	197	16.4400	16.5200	0.0800	0.0005	9.9200	0.0000	0.0020	0.0020	0.0010	0.9937	0.2568	0.0102	0.0059	0.2473
	57	4	57	0.2	0.002	192	16.3700	16.6200	0.2500	0.0005	9.7500	0.0000	0.0020	0.0020	0.0010	0.9933	0.2485			
T20	58	4	58	0.5	0.005	292	16.5600	16.6300	0.0700	0.0007	9.9300	0.0000	0.0050	0.0050	0.0025	2.4906	0.1337			
	59	4	59	0.5	0.005	267	16.4600	16.6100	0.1500	0.0006	9.8500	0.0000	0.0050	0.0050	0.0025	2.4906	0.1245	0.0048	0.0028	0.1283
	60	4	60	0.5	0.005	268	16.4800	16.5000	0.0200	0.0006	9.9800	0.0000	0.0050	0.0050	0.0025	2.4909	0.1266			

"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 : WENDY SABRINA MIO CESPEDES
DNI/Carnet de Extranjería/Pasaporte N° : 72714854
Correo electrónico : wendysabrina136@gmail.com
Teléfono/Celular : 908796530

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 : "EVALUACIÓN DE LA MOVILIDAD DEL CIPROFLOXACINO EN SUELO, DEBIDO AL USO DE BIOCARBÓN DE PENCA DE TUNA (Opuntia ficus-indica)"
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
c) Fecha de publicación : 15/07/26

6. DATOS DEL ASESOR:

a) Nombres y Apellidos : Dr. FRANZ ZIRENA VILCA
b) DNI/Pasaporte/Cédula : 01341834
c) ORCID : https://orcid.org/0000-0002-4534-0733

FIRMA :

DOCUMENTO DE IDENTIDAD : 72714854
NOMBRES Y APELLIDOS : WENDY SABRINA MIA CESPEDES

"UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA"

VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN

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 : .....

DOCUMENTO DE IDENTIDAD : 72714854

NOMBRES Y APELLIDOS : WENDY SABRINA MIO CESPEDES

FECHA : 21 de agosto de 2026



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

Yo, WENDY SABRINA MIO CESPEDES,
bachiller de la Escuela Profesional de: INGENIERIA AMBIENTAL,
de la Universidad Nacional de Moquegua, identificado(a) con DNI Nº 72714854, autor(a) del Trabajo de Investigación / Tesis / Trabajo de suficiencia profesional, denominado:

"EVALUACIÓN DE LA MOVILIDAD DEL CIPROFLOXACINO EN SUELO, DEBIDO AL USO DE BIOCARBÓN DE PENCA DE TUNA (Opuntia ficus-indica)"

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, 26/08/26



Huella digital

Nombres y Apellidos: WENDY SABRINA MIO CESPEDES
DNI: 72714854

Firmado digitalmente por ZIRENA VILCA Franz FAU 20449347448 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 12.06.2026 22:35:40 -05:00

SABRINA MIO

TESIS

PROYECTOS DE TESIS

tesis

Universidad Nacional de Moquegua

Detalles del documento

Identificador de la entrega
trn:oid:::1:3593299467

Fecha de entrega
12 jun 2026, 10:31 p.m. GMT-5

Fecha de descarga
12 jun 2026, 10:35 p.m. GMT-5

Nombre del archivo
TESIS_FINAL_2025final.docx

Tamaño del archivo
14.8 MB

112 páginas

24.175 palabras

128.358 caracteres

10% Similitud general

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

Fuentes principales

8% Fuentes de Internet

3% Publicaciones

3% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

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

8% Fuentes de Internet
3% Publicaciones
3% 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 Trabajos del estudiante
Universidad Nacional de Moquegua <1%

2 Internet
hdl.handle.net <1%

3 Internet
www.coursehero.com <1%

4 Internet
www.repositorio.unam.edu.pe <1%

5 Internet
www.jeesci.com <1%

6 Internet
unam.edu.pe <1%

7 Publicación
Ccamapaza Aguilar, Juan Luis. "Zonificación de áreas contaminadas por efectos d... <1%

8 Internet
1library.co <1%

9 Internet
qdoc.tips <1%

10 Internet
dokumen.pub <1%

11 Publicación
Diego Miguel Dasí Camaró. "Estudio del agua como fuente de entrada y dispersió... <1%

12 Trabajos del estudiante
Universidad del Desarrollo <1%

13 Internet
www.researchgate.net <1%

14 Publicación
Xiao, Yu, Lu Huang, Yulian Chen, Shanshan Zhang, Xin Rui, and Mingsheng Dong. ... <1%

15 Internet
bdigital.unal.edu.co <1%

16 Trabajos del estudiante
Universidad Rey Juan Carlos <1%

17 Internet
patents.google.com <1%

18 Internet
apirepositorio.unh.edu.pe <1%

19 Internet
dilemascontemporaneoseducacionpoliticayvalores.com <1%

20 Trabajos del estudiante
Universidad Autónoma de Nuevo León <1%

21 Publicación
Pertinez, Concepcion Castro. "Desarrollo y optimizacion de implantes osteointegr... <1%

22 Trabajos del estudiante
Universidad Continental <1%

23 Trabajos del estudiante
Universidad San Marcos <1%

24 Trabajos del estudiante
Universitat Oberta de Catalunya <1%

25 Internet
worldwidescience.org <1%

26 Internet
www.scielo.org.bo <1%

27 Internet
doi.org <1%

28 Internet
eprints.uanl.mx <1%

29 Internet
inba.info <1%

30 Trabajos del estudiante
Universidad de Cádiz <1%

31 Internet
repositorio.ucv.edu.pe <1%

32 Publicación
Martinez Bellido, Katherine Maritza. "Estudio de la adsorcion del fosfato y glifosat... <1%

33 Publicación
Ruiz Balaguera, Sonia Esperanza. "Evaluación de la remoción del colorante INDIG... <1%

34 Trabajos del estudiante
Universidad de Almeria <1%

35 Internet
aphorticultura.pt <1%

36 Internet
es.scribd.com <1%

37 Internet
diposit.ub.edu <1%

38 Internet
repositorio.cinvestav.mx <1%

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

40 Trabajos del estudiante
Universidad del Valle de Guatemala <1%

41 Internet
digibuo.uniovi.es <1%

42 Internet
pt.slideshare.net <1%

43 Internet
repositorio.upsc.edu.pe <1%

44 Internet
www.fibl.org <1%

45 Internet
www.sech.info <1%

46 Trabajos del estudiante
Universidad de Manizales <1%

47 Internet
d-nb.info <1%

48 Internet
moam.info <1%

49 Internet
noesis.uis.edu.co <1%

50 Internet
www.doschivos.com <1%

51 Internet
repositorio.uac.edu.co <1%

52 Internet
www.revolutionenglish.org <1%

53 Internet
ricerca.uniba.it <1%

54 Publicación
Maldonado Jimenez, Ingrid. "Evaluación de la remoción de antibióticos mediante ... <1%

55 Trabajos del estudiante
Universidad Tecnologica de los Andes <1%

56 Trabajos del estudiante
Universidad de León <1%

57 Internet
repositorio.lamolina.edu.pe <1%

58 Internet
revista.cnic.edu.cu <1%

59 Trabajos del estudiante
Docentes <1%

60 Trabajos del estudiante
Universidad Católica de Santa María <1%

61 Internet
doczz.es <1%

62 Internet
rodin.uca.es <1%

63 Internet
www.gtz.org.mx <1%

64 Internet
www.t-nb.com <1%

65 Internet
13989122166.srv040146.webreus.net <1%

66 Trabajos del estudiante
UTEC Universidad de Ingenieria & Tecnologia <1%

67 Internet
issuu.com <1%

68 Internet
link.springer.com <1%

69 Internet
mundoagropecuario.com <1%

70 Internet
www.grafiati.com <1%

71 Trabajos del estudiante
Escuela Politecnica Nacional <1%

72 Publicación
José Augusto Micheletti Burgarelli. "Análise de resíduos de agrotóxicos em flores ... <1%

73 Publicación
Juan Carlos A. Floriani. "On the History of Electronics to a Century of its Birth: The... <1%

74 Internet
es.slideshare.net <1%

75 Internet
filosofia.uc.cl <1%

76 Internet
inchem.org <1%

77 Internet
rstudio-pubs-static.s3.amazonaws.com <1%

78 Internet
solgelnanophotonics.blogspot.mx <1%

79 Internet
www.mdpi.com <1%

80 Internet
www.sac.org.ar <1%

81 Publicación
Cynthia Esmeralda Lizárraga-Velázquez, Crisantema Hernández, Gustavo Adolfo ... <1%

82 Publicación
Ghinwa Mortada, Emmanuel Guillon, Amor Keziou, Stéphanie Sayen. "Is the predi... <1%

83 Publicación
HILDA FABIANA ROUSSERIE. "EVOLUCIÓN DE LOS RESIDUOS DE PLAGUICIDAS EN ... <1%

84 Publicación
J. C. González Hidalgo, M. T. Echeverría, F. Pellicer. "Variaciones espaciales de la te... <1%

85 Internet
cicese.repositorioinstitucional.mx <1%

86 Internet
core.ac.uk <1%

87 Internet
dehesa.unex.es:8080 <1%

88 Internet
gresis.osc.int <1%

89 Internet
islandscholar.ca <1%

90 Internet
repositorio.unam.edu.pe <1%

91 Internet
www.acgg.org.co <1%

92 Internet
www.engormix.com <1%

93 Internet
www.iqb.es <1%

94 Internet
www.jove.com <1%

95 Internet
www.notebookcheck.org <1%

96 Internet
www.scielo.sa.cr <1%

97 Internet
www.scribd.com <1%

98 Publicación
Diana Ibáñez Peinado. "Estudio de la capacidad antimicrobiana de sustancias nat... <1%

99 Publicación
Elsy Consuelo Segura-Berttolini, Manuel Mendoza-Carranza. "Importance of male... <1%

100 Publicación
María Gabriela Albán, Clara Elena Villacrés Poveda, Diego Geovanny Rodriguez Or... <1%

101 Publicación
Milinovic, Jelena. "Interaction of Alkylphenolic and Perfluorinated Compounds Wi... <1%

102 Publicación
Montserrat Blasco, Conxita Barbeta, Paloma Amil, Cristina Rojals et al. "Del diagn... <1%

103 Publicación
Oscar Enrique Andreu Sánchez. "Evaluación de riesgos ambientales del uso de pla... <1%

104 Publicación
Roberto Alvarez, Haydee S. Steinbach, Josefina L. De Paepe. "Cover crop effects o... <1%

105 Publicación
SONIA SOLDEVILA SERRANO. "ESTUDIO DE LA FOTOREACTIVIDAD DE LAS FLUORO... <1%

106 Publicación
Yan Dong, John R. Parsons, Antonia Praetorius, Eva de Rijke, J. Chris Slootweg, Bor... <1%

107 Internet
agrociencia-colpos.mx <1%

108 Internet
boletin.invemar.org.co <1%

109 Internet
info.undp.org <1%

110 Internet
investigacion.unirioja.es <1%

111 Internet
m.moam.info <1%

112 Internet
patents.glgoo.top <1%

113 Internet
repositorio.udec.cl <1%

114 Internet
repository.uamerica.edu.co <1%

115 Internet
upc.aws.openrepository.com <1%

116 Internet
www.deblauweshop.nl <1%

117 Internet
www.imsociety.org <1%

118 Internet
www.ruaf.org <1%

119 Internet
www.scielo.org.co <1%

120 Internet
www.sinembargo.mx <1%

121 Internet
www.theinsightpartners.com <1%

122 Publicación
Botero, Yesica Lorena. "Flotation Process of Porphyry Copper Ore to Prevent Acid ... <1%

123 Internet
eprints.ucm.es <1%

124 Publicación

Julio César Benítez-Villalba, Noemí Dorival-García, Nadia Mabel Villalba-Villalba, F... <1%

125 Internet

idoc.pub <1%

126 Internet

repository.javeriana.edu.co <1%

RESOLUCIÓN DE CONSEJO UNIVERSITARIO
N° 712-2026-CU

Moquegua, 14 de octubre de 2026

VISTOS:

La Resolución de Consejo de Facultad N° 523-2026-CF-FAIN-UNAM, de la Facultad de Ingenierías; el Informe N° D0547-2026-UNAM-R-FAIN, emitido por la Decana de la Facultad de Ingenierías; el Informe Técnico N° D0157-2026-UNAM-SG-GT, emitido por la Especialista Administrativo II de Grados y Títulos; el Informe N° D0537-2026-UNAM-R-SG, emitido por el Secretario General de la UNAM; el Proveído N° 5190-2026-R, emitido por el señor Rector; el Acuerdo del Pleno del Consejo Universitario de Sesión Extraordinaria N° 40-2026-SE-CU-UNAM, de fecha 14 de octubre de 2026; y,

CONSIDERANDO:

Que, conforme al 4.° 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 N° 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 N° 31520, Ley que establece 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 numeral 59.14 del artículo 59 de la Ley N° 30220-Ley Universitaria, establece como una de las atribuciones del Consejo Universitario la de conocer y resolver todos los demás asuntos que no estén encomendados a otras autoridades universitarias, en concordancia con el numeral 28 del artículo 20 del Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua;

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, mediante Resolución de Asamblea Universitaria N° 006-2026-AU, de fecha 20 de abril de 2026, se aprobó la incorporación de la Disposición Transitoria N° 22 al Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua, referida a la excepción para la emisión de los grados académicos de bachiller y títulos profesionales consignando la denominación de "Facultad de Ingeniería y Arquitectura";

Que, mediante la Resolución de Consejo de Facultad N° 523-2026-CF-FAIN-UNAM, de fecha 23 de setiembre de 2026, el Consejo de Facultad de Ingenierías aprobó el otorgamiento del Título Profesional de Ingeniero Ambiental, por la modalidad de Tesis, a cuatro (4) Bachilleres de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Nacional de Moquegua, de acuerdo al siguiente detalle: CALCINA FUENTES JOSUE SADOC, MIO CESPEDES WENDY SABRINA, ARI ACERO MAYRA PIERINA y QUISPE CHAMBILLA STRAKER BERLING;

Que, mediante Informe N° D0547-2026-UNAM-R-FAIN, de fecha 28 de setiembre de 2026, la Decana de la Facultad de Ingenierías remite a Secretaría General la Resolución de Consejo de Facultad N° 523-2026-CF-FAIN-UNAM, de fecha 23 de setiembre de 2026;

Que, mediante Informe Técnico N° D0157-2026-UNAM-SG-GT de fecha 01 de octubre de 2026, e Informe N° D0537-2026-UNAM-R-SG de fecha 02 de octubre de 2026, el Secretario General de la UNAM remite al Rectorado los expedientes para el trámite de Título Profesional de Ingeniero Ambiental a favor de los Bachilleres: CALCINA FUENTES JOSUE SADOC, MIO CESPEDES WENDY SABRINA, ARI ACERO MAYRA PIERINA y QUISPE CHAMBILLA STRAKER BERLING, 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, 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 14 de octubre de 2026;

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

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

RESOLUCIÓN DE CONSEJO UNIVERSITARIO
N° 712-2026-CU

Moquegua, 14 de octubre de 2026

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 N° 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, modificado mediante las Resoluciones de Comisión Organizadora N° 410, 453 y 890-2022, N° 880-2023-UNAM y N° 081 y 484-2024-UNAM; dicho Reglamento establece los requisitos y regula los procedimientos para la obtención de los grados académicos y títulos profesionales que confiere esta Casa Superior de Estudios;

Que, bajo el amparo de los considerandos precedentes, el Pleno del Consejo Universitario en Sesión Extraordinaria N° 40-2026-SE-CU-UNAM, de fecha 14 de octubre de 2026, emitió el siguiente acuerdo, POR UNANIMIDAD: CONFERIR, a nombre de la Nación el Título Profesional de Ingeniero Ambiental por la modalidad de Tesis a los Bachilleres: CALCINA FUENTES JOSUE SADOC, MIO CESPEDES WENDY SABRINA, ARI ACERO MAYRA PIERINA y QUISPE CHAMBILLA STRAKER BERLING, de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Nacional de Moquegua;

En uso de las facultades y atribuciones conferidas por el artículo 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:

- **CALCINA FUENTES JOSUE SADOC**
- **MIO CESPEDES WENDY SABRINA**
- **ARI ACERO MAYRA PIERINA**
- **QUISPE CHAMBILLA STRAKER BERLING**

El **TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL,** por la modalidad de TESIS, de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Nacional de Moquegua.

ARTÍCULO 2°: ENCARGAR al Secretario General de la UNAM realizar las acciones pertinentes relacionadas con la inscripción correspondiente en el Registro Nacional 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

MTRO. JOSE LUIS PACHECO CACERES
SECRETARIO GENERAL

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA CONSEJO UNIVERSITARIO

DR. HUGO RUBEN MARCA MAQUERA
RECTOR
PRESIDENTE DEL CONSEJO UNIVERSITARIO

DISTRIBUCIÓN: VRA, VRI, FAIN, EPIAM, OIT, DASA, OTI, Interesados, C.c. Arch. // SVR

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