

## Bacterias Nativas: Una Solución para la Contaminación por Plomo en Suelos Bananeros Native Bacteria: A Solution for Lead Contamination in Banana Soils

Maria Del Cielo Macias-Cusme<sup>1</sup> , Fernando Abasolo-Pacheco<sup>1</sup> ,  
Karen Carolina Vera-Veliz<sup>1</sup> , Milena Nicole Menendez-Toala<sup>1</sup>  y Yarelys Ferrer-Sánchez<sup>1†</sup> 

<sup>1</sup> Universidad Técnica Estatal Quevedo. Av. Quito km 1.5, Vía a Santo Domingo de los Tsáchilas. 120501 Quevedo, Los Ríos, Ecuador; (M.C.M.C.), (F.A.P.), (K.C.V.V.), (M.N.M.T.), (Y.F.S.).

† Autora para correspondencia: yferrer@uteq.edu.ec

### RESUMEN

La presencia de plomo (Pb) en suelos agrícolas de zonas bananeras representa riesgos para el ambiente, la salud y la economía de Ecuador; por ello, es esencial aprovechar los microorganismos nativos del suelo para la inmovilización de este metal. Se evaluó el potencial de bacterias nativas como agentes capaces de disminuir la concentración de Pb en una plantación del cantón Valencia. Se recolectaron 27 muestras, se aislaron y caracterizaron bacterias resistentes al Pb mediante pruebas bioquímicas y morfológicas, así como su resistencia a antibióticos y su crecimiento en concentraciones de Pb de 350, 750 y 1 200 mg L<sup>-1</sup>. Se conformaron consorcios bacterianos con alta tolerancia al metal, los cuales se inocularon en suelos del área de estudio. Durante 90 días se monitoreó la fisiología de plántulas de banano como indicador de la salud del suelo, y se realizaron análisis fisicoquímicos para determinar la disminución aparente del Pb. El suelo presentó Pb superior al límite agrícola (119.33 y 106.08 mg kg<sup>-1</sup>) con un pH de 5.78-5.96. *Pseudomonas* spp. y *Bacillus* spp. mostraron tolerancia al Pb, destacando LB18 y LB20, con mejor crecimiento y CL<sub>50</sub> de 994.06 y 570.83 mg L<sup>-1</sup>. El consorcio mixto promovió el mayor crecimiento vegetal (23.73 cm; ≈7 hojas) y redujo la respuesta negativa al metal, alcanzando la mayor disminución aparente de Pb (88.58%), la eficacia de estas comunidades microbianas como estrategia biotecnológica sostenible para restaurar suelos y preservar la productividad del banano.

**Palabras clave:** biorremediación, inmovilización, metales pesados, microorganismo, suelos agrícolas.

### SUMMARY

The presence of lead (Pb) in agricultural soils of banana-growing areas poses risks to the environment, health, and economy of Ecuador; therefore, the use of native soil microorganisms for the immobilization of this metal is essential. The potential of native bacteria as agents capable of reducing Pb concentrations in a plantation in the Valencia canton was evaluated. Twenty-seven samples were collected, and Pb-resistant bacteria were isolated and characterized using biochemical and morphological tests, as well as by evaluating their antibiotic resistance and growth at Pb concentrations of 350, 750, and 1200 mg L<sup>-1</sup>. Bacterial consortia with high tolerance to the metal were formed and inoculated into soils in the study area. The physiology of banana seedlings was monitored for 90 days as an indicator of soil health, and physicochemical analyses were performed to determine the apparent reduction in Pb. The soil showed Pb levels exceeding the agricultural limit (119.33 and 106.08 mg kg<sup>-1</sup>) with a pH of 5.78-5.96. *Pseudomonas* spp. and *Bacillus* spp. exhibited lead tolerance, with LB18 and LB20 showing the best growth and CL<sub>50</sub> de 994.06 y 570.83 mg L<sup>-1</sup>, respectively. The mixed consortium promoted



check for  
updates

#### Cita recomendada:

Macias-Cusme, M. C., Abasolo-Pacheco, F., Vera-Veliz, K. C., Menendez-Toala, M. N., & Ferrer-Sánchez, Y. (2026). Bacterias Nativas: Una Solución para la Contaminación por Plomo en Suelos Bananeros. *Terra Latinoamericana*, 44, 1-15. e2444. <https://doi.org/10.28940/terralatinoamericana.v44i.2444>

Recibido: 3 de noviembre de 2025.

Aceptado: 15 de enero de 2026.

Artículo. Volumen 44.

Abril de 2026.

Editor de Sección:

Dr. Fernando Abasolo Pacheco



**Copyright:** © 2026 by the authors.

Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC ND) License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

the greatest plant growth (23.73 cm;  $\approx 7$  leaves) and reduced the negative response to the metal, achieving the highest apparent reduction in Pb (88.58%), demonstrating the effectiveness of these microbial communities as a sustainable biotechnological strategy for soil restoration and the preservation of banana productivity.

**Index words:** *bioremediation, immobilization, heavy metals, microorganism, agricultural soils.*

## INTRODUCCIÓN

El cultivo de banano constituye uno de los principales pilares de la agricultura mundial, ubicándose en el cuarto lugar después del arroz, el maíz y el trigo. Este fruto representa un alimento esencial para cerca de 400 millones de personas. Su superficie cultivada alcanza 6 719 720 ha, con una producción anual estimada en 93 390 721 Mg (León-Armijos, Espinoza, Carvajal y Quezada, 2022). En 2023, América Latina y el Caribe concentraron el 77% de las exportaciones mundiales (14.73 millones Mg), de las cuales Sudamérica aportó el 44% (8.45 millones Mg). En Ecuador ocupa el primer lugar como exportador mundial, con 6.19 millones Mg, lo que corresponde al 32.30% del mercado global y representa el 3.84% del PIB nacional. Dentro del territorio ecuatoriano, la provincia de Los Ríos constituye el principal centro de producción, con una participación del 39.80% de la producción nacional, equivalente a 7 558 208 Mg de producción en 175 818 ha (INEC, 2024). En esta región, el cantón Valencia registra 15 972.23 ha dedicadas al cultivo, lo que representa el 17.41% del área total cantonal. La productividad de las plantaciones depende de factores como el régimen climático, las propiedades físico-químicas del suelo y la presión de plagas y enfermedades (Mendoza, Lozano, Nieto y Guamán, 2023). No obstante, el monocultivo prolongado ha generado un deterioro progresivo de la fertilidad edáfica (Panigrahi, Thompson, Zobelzu y Knox, 2021). Con el propósito de mantener la producción, los agricultores recurren de manera frecuente al uso de agroquímicos; sin embargo, su aplicación excesiva ha producido efectos adversos sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos (Cruz-Cárdenas *et al.*, 2021).

El uso reiterado de agroquímicos que contienen metales pesados, como el plomo (Pb), ha provocado una contaminación acumulativa en los suelos agrícolas (Vilela y Abasolo-Pacheco, 2022; Ramos-González *et al.*, 2026). La presencia de este metal altera las propiedades físicas y químicas del suelo, generando compactación, pérdida de materia orgánica, disminución de la porosidad e infiltración, reducción de la capacidad de retención de agua y aumento de la erosión. Estos procesos degradan la estructura y la fertilidad del suelo (Rashid *et al.*, 2023). Frente a este escenario, la gestión sostenible del recurso edáfico se vuelve prioritaria. En este marco, la biorremediación se presenta como una alternativa ecológica y económica para el manejo de suelos contaminados. En el caso de metales pesados como el Pb, los procesos microbianos relevantes incluyen la inmovilización, el secuestro y la precipitación, que reducen la movilidad y la biodisponibilidad del metal sin degradarlo. Las bacterias autóctonas adaptadas a ambientes contaminados presentan ventajas competitivas que facilitan la adsorción, bioacumulación y precipitación de Pb, disminuyendo su toxicidad efectiva y contribuyendo a la recuperación de las funciones del suelo (González y Ghneim, 2021). De manera complementaria, los consorcios bacterianos potencian la eficiencia de estos procesos mediante interacciones sinérgicas entre las cepas participantes (Dar y Kaushik, 2023).

Los mecanismos microbianos que intervienen en la inmovilización del Pb incluyen la biosorción, la bioacumulación, la bioprecipitación y la biomineralización. La eficacia de estos procesos depende de condiciones edáficas como el pH, la concentración del metal, el contenido de materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico, que influyen en la disponibilidad del Pb y en su interacción con los microorganismos (Gul *et al.*, 2024). A pesar del potencial demostrado, son escasos los estudios que evalúan bacterias autóctonas en suelos bananeros tropicales. Pocas investigaciones analizan la eficiencia de cepas nativas bajo condiciones reales de contaminación o valoran la persistencia a mediano plazo de la inmovilización del Pb y su influencia sobre la calidad del suelo y la transferencia del metal a los frutos.

Por ello, la presente investigación busca generar evidencia científica sobre la eficacia y estabilidad de bacterias nativas como agentes de biorremediación orientada a la inmovilización del Pb, aportando una alternativa sostenible para la mejora de la calidad y funcionalidad de suelos contaminados en sistemas de cultivo bananero.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Descripción del Área de Estudio

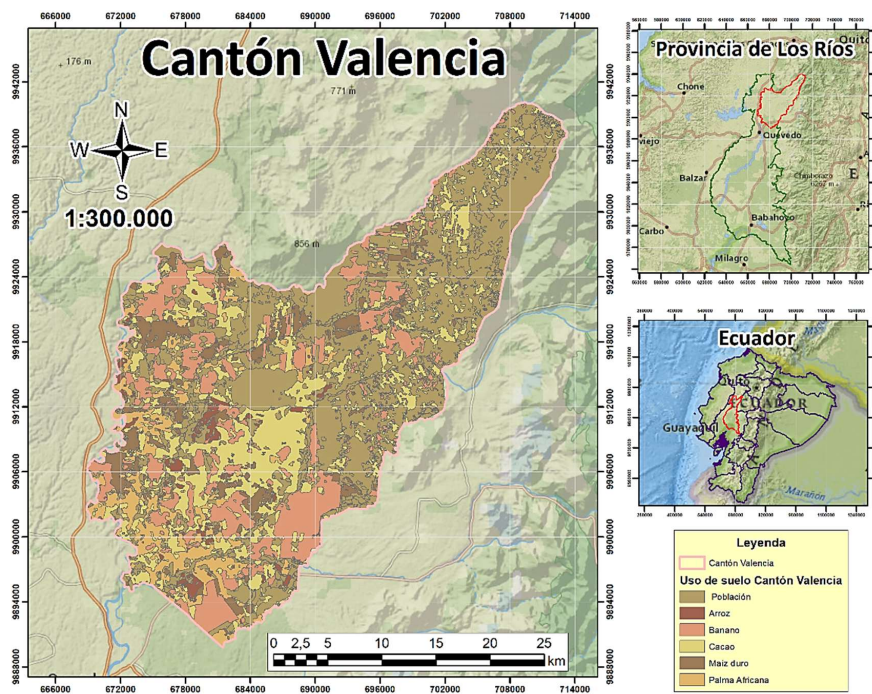
La investigación se estableció en una plantación bananera ubicada en el cantón Valencia, perteneciente a la provincia de Los Ríos, Ecuador. Este cantón limita al norte con la provincia de Santo Domingo de los Tsáchilas, al sur con los cantones Quevedo y Quinsaloma, al este con el cantón La Maná de la provincia de Cotopaxi y al

oeste con el cantón Buena Fe (Figura 1). La zona se localiza en la región tropical húmeda del litoral ecuatoriano, caracterizada por un relieve plano a ligeramente ondulado y suelos fértiles tipo Fluvisol y Cambisol, de textura franco-arcillosa y alta capacidad de retención de humedad (IEE, 2013).

Posee un clima monzónico, con dos estaciones definidas; lluviosa (enero - mayo) y seca (junio-diciembre), temperatura media anual es 24 °C, humedad media anual del 91% y la precipitación media anual es 2510 mm, condiciones que favorecen el desarrollo continuo del banano (Mendoza *et al.*, 2023). Estas condiciones han impulsado una alta productividad y relevancia agroexportadora en Valencia que cuenta con numerosas empacadoras de banano y donde la agricultura es uno de los sectores más desarrollados de la provincia.

**Muestreo y caracterización del suelo.** Se muestrearon suelos contaminados por Pb, asociado al uso excesivo de agroquímicos, en una plantación bananera del cantón Valencia, provincia de Los Ríos, Ecuador. Se recolectaron 27 submuestras mediante muestreo aleatorio: 14 en el centro de la plantación y 13 en la franja próxima a un cuerpo de agua. En cada punto se delimitó un área de 1 m<sup>2</sup> y se extrajo suelo a una profundidad de 20 cm (100-200 g por punto). Las submuestras se reservaron para el aislamiento y caracterización microbiológica. Para la caracterización físico-química del suelo se conformaron dos muestras compuestas representativas mediante el método del cuarteo, de acuerdo con los lineamientos de Agrocalidad (FAO, ITPS, GSBI, SCBD y EC, 2020), hasta obtener 1 kg por muestra: M1, integrada por submuestras del centro de la plantación, y M2, integrada por submuestras procedentes de la zona cercana al cuerpo de agua. Todas las muestras se colocaron en bolsas herméticas debidamente etiquetadas y se transportaron en hielera hacia un laboratorio acreditado, manteniendo la cadena de custodia (Soto *et al.*, 2022).

Las muestras compuestas M1 y M2 fueron analizadas para determinar pH, conductividad eléctrica (CE, dS m<sup>-1</sup>), contenido de materia orgánica y textura (porcentaje de arena, limo y arcilla), así como macronutrientes (P, K, Ca, Mg, N y S) y micronutrientes (Cu, Fe, Zn, Mn y B). La concentración de Pb y de los elementos metálicos se determinó mediante digestión ácida con agua regia (HNO<sub>3</sub>:HCl, 3:1) digestión pseudo-total y cuantificación por espectrometría de absorción atómica con horno de grafito (EAA-HG), en el Laboratorio de Análisis de Suelos y Plantas el método analítico empleado cuenta con validación interna del laboratorio, la cual incluye límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ) establecidos para la determinación de Pb en matrices de suelo, garantizando la sensibilidad analítica requerida para los niveles evaluados. Los valores obtenidos se compararon con los límites establecidos en el Anexo 2, tabla 3, del TULSMA (MAE, 2015).



**Figura 1. Localización geográfica del sitio de muestreo de suelo en la plantación bananera establecida en el cantón Valencia, provincia de Los Ríos.**

**Figure 1. Geographic location of the soil sampling site on the banana plantation established in the Valencia canton, Los Ríos province.**

## Aislamiento y Caracterización de Cepas Bacterianas Nativas

Las 27 submuestras de suelo recolectadas se procesaron bajo condiciones asépticas para el aislamiento de bacterias nativas de suelos contaminados con Pb. Se prepararon suspensiones de 1 g de suelo en 50 mL de agua destilada estéril y se realizaron diluciones seriadas de  $10^{-1}$  a  $10^{-6}$ , sembrándose 20  $\mu$ L de cada dilución en medios sólidos: Agar nutritivo Difco™ 213000 (BD, Detroit, EE. UU.) y Peptona bacteriológica Difco™ 218071 (BD, Detroit, EE. UU.). Las placas se incubaron a 30 °C por 24-48 h, descartando las contaminadas. Las colonias aisladas se purificaron por estrías sucesivas en medio King B preparado en laboratorio (para 500 mL; Peptona bacteriológica 5 g, fosfato 0.74 g, sulfato de magnesio 0.74 g, glicerina 1 mL y agar 7.50 g) y Trypticasein Soy Agar (TSA) Difco™ 236950 (BD, Detroit, EE. UU.), incubándose 48 h a 30 °C, seleccionándose las colonias representativas para caracterización.

La caracterización macroscópica se basó en forma, tamaño, borde, elevación, consistencia y coloración de las colonias (Cappuccino y Sherman, 2014). Se realizaron pruebas bioquímicas: Kit Gram (Cat. #212539, BD y Company, Franklin Lakes, EE. UU) (Gram, 1884), catalasa con peróxido de hidrógeno  $H_2O_2$  3 % (Reiner, 2010), oxidasa con STR00150, Sigma-Aldrich, ureasa siguiendo la formulación del medio preparado en laboratorio (Zuluaga y Martínez, 2018), amilasa en medio con agar y fosfato según Cedeño y Canchignia (2022). La resistencia bacteriana a Pb se determinó en medios King B y TSA suplementados con 800 mg  $L^{-1}$ , observando crecimiento y pigmentación como indicadores de tolerancia.

## Conorcios Bacterianos a Partir de Cepas Seleccionadas por su Capacidad de Tolerancia al Pb

Evaluación de la resistencia a diferentes antibióticos. Se aplicó la técnica de antibiograma por difusión en disco. Se inocularon 27 cepas sobre cajas Petri con medio sólido King B y TSA, para cada cepa se utilizaron cinco discos de papel Whatman® No. 1 (5 mm) uno por antibiótico, impregnados a una concentración de 20 mg  $L^{-1}$  con ampicilina, ciprofloxacina, cloranfenicol, amoxicilina y tetraciclina distribuidos en cinco cuadrantes por placa. Las placas se incubaron a  $28 \pm 1$  °C durante 24 h y se midieron los diámetros de los halos de inhibición, registrando la respuesta de cada cepa. Siguiendo los rangos de Normas CLSI-NCCLS (2005), las cepas se clasificaron como sensibles, intermedias o resistentes. Esta prueba es relevante porque la resistencia a antibióticos permite predecir la capacidad de las bacterias para tolerar metales pesados como el Pb, facilitando la selección de cepas con potencial para biorremediación.

**Evaluación del crecimiento bacteriano y Concentración Letal Media ( $CL_{50}$ ).** Para evaluar tolerancia al Pb, se cultivaron las cepas seleccionadas con 350, 750 y 1200 mg  $L^{-1}$  de Pb y controles sin inóculo. Se incorporó 1 mL del preinóculo de cada cepa o consorcio bacteriano a matraces Erlenmeyer con 99 mL de medio líquido King B (1 % v/v), preparado con peptona 20 g  $L^{-1}$ , glicerol 15 mL  $L^{-1}$ ,  $K_2HPO_4$  1.50 g  $L^{-1}$ ,  $MgSO_4 \cdot 7H_2O$  1.50 g  $L^{-1}$  y agua destilada ajustada a pH 7. Los cultivos se incubaron a 30 °C con agitación constante a 150 rpm en un shaker Benchmark IncuShaker®, determinándose densidad óptica ( $OD_{600}$ ) cada 3 h durante 24 h mediante espectrofotometría Unico® BW-54 (Cedeño y Canchignia, 2022). Generando así, curvas de crecimiento y evaluando la  $CL_{50}$  (Rath, Sahu, Dubey, Debata y Padhy, 2011) para comparar la tolerancia frente a distintos niveles de contaminación por plomo. Todos los ensayos se realizaron por duplicado.

**Prueba de interacción y compatibilidad entre cepas.** Para generar los consorcios, se seleccionaron las cepas resistentes a los antibióticos evaluando su compatibilidad en TSA mediante co-cultivos. Los inóculos se ajustaron a densidades comparables y se sembraron con estrías en contacto, incubándose a 30 °C por 24-48 h, clasificando las interacciones como compatibles, parcialmente compatibles o incompatibles según presencia de inhibición, continuidad del crecimiento y cambios de pigmentación, realizándose todas las pruebas por duplicado. Esto asegura que los consorcios formados mantengan la funcionalidad metabólica y la eficiencia en la inmovilización de contaminantes, evitando efectos negativos por antagonismo entre cepas (Villacís-Aldaz et al., 2016).

## Bacterias y consorcios bacterianos para la inmovilización del Pb en suelos: plántulas de banano como bioindicador

Para evaluar la inmovilización del Pb en suelos se establecieron dos ensayos experimentales complementarios: (i) un ensayo indirecto, realizado en suelo no esterilizado, en el que se inocularon las cepas bacterianas aisladas y se emplearon plántulas de banano como bioindicadores, manteniendo la interacción con la microbiota nativa; y (ii) un ensayo directo, desarrollado en suelo esterilizado, que permitió atribuir la inmovilización del Pb exclusivamente a las cepas bacterianas inoculadas, bajo condiciones controladas.

**Evaluación de parámetros fisiológicos en plántulas.** Para el ensayo indirecto, la inmovilización del Pb en un suelo franco-arenoso se evaluó mediante un enfoque basado en la interacción plántulas-bacteria-metal. Las bacterias se cultivaron en medio King B líquido [peptona 20 g L<sup>-1</sup>, glicerol 15 mL L<sup>-1</sup>, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 1.50 g L<sup>-1</sup>, MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 1.50 g L<sup>-1</sup>; pH 7.20] (King, Ward y Raney, 1954) e incubaron a 28 °C durante 24 h en un agitador orbital, favoreciendo el desarrollo de células viables. A continuación, el suelo se colocó en fundas plásticas para cultivo y se ajustó a capacidad de campo, inoculándose 2 mL del cultivo bacteriano (1 × 10<sup>8</sup> UFC mL<sup>-1</sup>) por unidad experimental (Cedeño y Canchignia, 2022). Se trasplantaron plántulas de banano de cuatro semanas de edad. El experimento se desarrolló bajo condiciones controladas de invernadero. Se establecieron tres repeticiones por tratamiento bacteriano y un control sin inoculación, conforme a las recomendaciones de la Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD, 2006), que representó las condiciones naturales del suelo. Adicionalmente, se realizó un ensayo con la aplicación directa de mayores concentraciones de Pb y sin tratamiento bacteriano, con el propósito de observar la respuesta fisiológica de las plántulas frente al incremento del contaminante. La salud de las plántulas se evaluó mediante el monitoreo quincenal de parámetros fisiológicos: altura (cm), número de hojas, y proporción de hojas afectadas por clorosis y necrosis, con registro de datos para cada repetición, con el fin de determinar visualmente su estado de salud y de manera indirecta la eficiencia de los tratamientos bacterianos en la inmovilización del Pb en el suelo. La altura de las plántulas de banano, se midió quincenalmente durante el periodo experimental, con una duración de 90 días, la altura de las plántulas se midió desde el nivel de la superficie del suelo hasta el primer entrenudo ubicado en la parte superior de los brotes de las plántulas utilizando una cinta métrica en cada medición.

### Cuantificación del Número de Hojas y Evaluación Foliar en Plántulas de *Musa x paradisiaca* variedad Formosana

Se monitoreó el número de hojas totalmente expandido de cada plántula incluyendo aquellas en estado emergente, cada hoja visible, incluso las puntas de las hojas nuevas. El total de hojas por plántula se registró sistemáticamente en la ficha de datos de crecimiento. Para evitar errores en el conteo, la medición se efectuó bajo condiciones controladas (por ejemplo, colocando cada plántula sobre papel cuadriculado durante la observación) (Science Buddies Staff, 2025). La presencia de clorosis (amarillamiento) y necrosis (tejido marrón o muerto) en las hojas se evaluó mediante inspección visual directa de cada plántula. Se registró cuántas plántulas mostraban estos síntomas y cuántas hojas se veían afectadas en cada caso. Para cada unidad experimental, se calculó la proporción de hojas afectadas (P) mediante la siguiente fórmula según Lima et al. (2024).

$$P = \frac{\text{Número de hojas con síntomas}}{\text{Número total de hojas por plántulas}} \quad (1)$$

Donde: P es la proporción de hojas afectadas, con valores entre 0 y 1; el valor 0 indica ausencia total de daño, mientras que 1 indica daño total (todas las hojas afectadas).

**Evaluación de la inmovilización de Pb utilizando cepas bacterianas y consorcios.** Para evaluar de forma directa la interacción bacteria-metal, se utilizaron contenedores plásticos con 50 g de suelo franco arenoso, previamente esterilizado y contaminado de forma natural con Pb. A cada unidad experimental se le inocularon las mismas cepas bacterianas seleccionadas, aplicadas tanto de forma individual como en consorcio bacteriano, pero sin la presencia de plántulas con el fin de atribuir la inmovilización del Pb exclusivamente a la actividad bacteriana. Cada tratamiento se dispuso con tres repeticiones. Al finalizar el periodo experimental de 90 días, las repeticiones correspondientes a cada tratamiento se homogenizaron para obtener una muestra representativa. Posteriormente, se recolectaron muestras de suelo para la determinación de la concentración de Pb mediante espectrometría de absorción atómica (EAA). Lo anterior se realizó en un laboratorio acreditado, empleando un método con validación interna que incluye límites de detección y cuantificación establecidos para matrices de suelo.

### Análisis Estadísticos

Los datos obtenidos fueron organizados y analizados para garantizar su confiabilidad. Se utilizaron RStudio 2025 (Posit Team, 2025) y Microsoft Excel incluyendo análisis descriptivos, ANOVA, cumpliendo con los supuestos, y pruebas de Tukey para comparaciones de medias, con un nivel de significancia de  $p < 0.05$ . Se determinó la CL<sub>50</sub> mediante el método probit utilizando el software estadístico R2025 (R Core Team, 2025).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan las condiciones del suelo contaminado por la actividad bananera, donde las muestras M1 y M2 registraron concentraciones de Pb de 119.33 mg kg<sup>-1</sup> y 106.08 mg kg<sup>-1</sup>, valores que exceden el límite máximo permitido de 100 mg kg<sup>-1</sup> para uso agrícola según el Anexo 2 del TULSMA. Estas concentraciones son superiores a las reportadas por Lin, Ouyang, Huang y Huang (2010) en China (15.98-58.42 mg kg<sup>-1</sup>) y por Islam *et al.*, (2024) en Bangladés (0.60- 91.80 mg kg<sup>-1</sup>), diferencias atribuibles principalmente a las condiciones edáficas locales. El pH ácido (5.78-5.96) favorece la solubilización del Pb y reduce su sorción sobre carbonatos y óxidos, incrementando su fracción bioaccesible (Lu, Yang, Wang y Zhu, 2023; Cuadro 1).

Asimismo, la alta conductividad eléctrica (5.09-6.18 dS m<sup>-1</sup>) actúa como cofactor al desplazar cationes y desestabilizar sitios de adsorción, promoviendo la movilización del metal en la solución del suelo (Cui *et al.*, 2024) (Cuadro 1). M1 es un suelo franco arenoso marrón oscuro, presentó 14 aislamientos bacterianos (51.85%), mientras que la M2, de textura franco-limosa amarillo-café, registró 13 aislamientos (48.15%). Estas diferencias concuerdan con lo reportado por Vilela y Abosolo-Pacheco (2022), quienes atribuyen la mayor proliferación bacteriana en suelos arenosos a su aireación y disponibilidad de nutrientes, en contraste con la menor competencia microbiana en suelos limosos, donde predomina la retención de humedad y la menor disponibilidad de oxígeno.

El análisis morfológico de las 27 cepas aisladas mostró predominio de colonias circulares (55.56%), seguidas por irregulares (40.74%) y filamentosas (3.70%). En elevación, el 40.74% fueron planas y otro 40.74% elevadas; las convexas y pulvinadas representaron 11.11% y 7.41%. El borde predominante fue entero (48.15%), seguido por ondulado (40.74%), filamentosos (7.41%) y rizoidal (3.70%). Bioquímicamente, el 74.07% fueron Gram negativas y el 25.93% Gram positivas. La oxidasa fue positiva en 66.67% y la catalasa positiva en 96.30%. Enzimáticamente, se observó actividad ureasa en 29.63%, amilasa en 81.48% y fosfatasa en 96.30%, lo que refleja alta capacidad metabólica (Cuadro 2).

Se identificaron cepas del género *Pseudomonas* spp. (LB9, LB18, LB20) y *Bacillus* spp. (LB8, LB13, LB21), determinadas por su morfología, pruebas bioquímicas, metabolismo y crecimiento en medios selectivos. Debido a que no se realizó identificación molecular, la asignación taxonómica se limitó al nivel de género. Todas las cepas crecieron bajo estrés con 800 mg L<sup>-1</sup> de Pb, evidenciando tolerancia al metal. Esta tolerancia concuerda con reportes que describen resistencias de *Pseudomonas* spp. y *Bacillus cereus* a 750 - 1000 mg L<sup>-1</sup> de Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, atribuida a mecanismos fisiológicos como el bombeo activo de iones metálicos, la precipitación extracelular, la producción de sideróforos y la formación de biofilms, que mitigan la toxicidad del Pb (Harun *et al.*, 2023).

**Cuadro 1. Determinación fisicoquímica de suelos contaminados por plantaciones bananeras en el cantón Valencia en referencia a los valores máximos permisibles.**

**Table 1. Physicochemical determination of soils contaminated by banana plantations in the Valencia canton in reference to the maximum permissible values.**

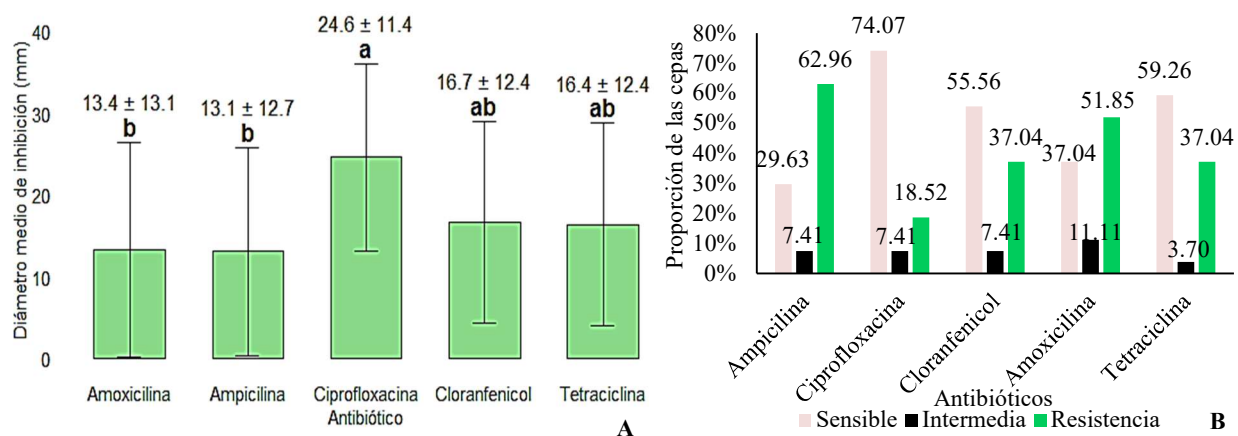
Parámetros	Máximos permisibles	Muestra 1	Muestra 2
Conductividad eléctrica (dS m <sup>-1</sup> )	0.2	5.09	6.18
pH	6 - 8	5.78	5.96
Nitrógeno (N, mg kg <sup>-1</sup> )		68.10	69.14
Fósforo (P, mg kg <sup>-1</sup> )		11.24	9.31
Potasio (K, mg kg <sup>-1</sup> )		36.31	38.47
Magnesio (Mg, mg kg <sup>-1</sup> )		2.30	2.47
Manganeso (Mn, mg kg <sup>-1</sup> )		13.14	12.03
Boro (B, mg kg <sup>-1</sup> )	2	13.07	14.11
Calcio (Ca, mg kg <sup>-1</sup> )		4.28	3.09
Materia Orgánica (mg kg <sup>-1</sup> )		9.11	12.34
Plomo (Pb, mg kg <sup>-1</sup> )	100	119.33	106.08
Cobre (Cu, mg kg <sup>-1</sup> )	63	1.16	1.27
Zinc (Zn, mg kg <sup>-1</sup> )	200	3.57	3.10

**Cuadro 2. Caracterización morfológica y bioquímica de 27 cepas bacterianas aisladas de suelos contaminados con Pb por actividad bananera, ubicada en el cantón Valencia.****Table 2. Morphological and biochemical characterization of 27 bacterial strains isolated from soils contaminated with lead due to banana production in the Valencia canton.**

Característica de colonias	Proporción de cepas (%)	Prueba bioquímica	Proporción de cepas (%)
Circulares	55.56	Gram (+)	25.93
Irregulares	40.74	Gram (-)	74.07
Filamentosas	3.70	Oxidasa (+)	66.67
Planas	40.74	Oxidasa (-)	33.33
Elevadas	40.74	Catalasa (+)	96.30
Convexas	11.11	Catalasa (-)	3.70
Pulvinadas	7.41	Amilasa (+)	81.48
Borde entero	48.15	Amilasa (-)	18.52
Borde ondulado	40.74	Ureasa (+)	29.63
Borde filamentososo	7.41	Ureasa (-)	70.37
Borde rizoidal	3.70	Fosfatasa (+)	96.30
		Fosfatasa (-)	3.70

**Consorcios Bacterianos con Cepas Seleccionadas por su Capacidad de Inmovilización de Pb**

En la Figura 2A, la ciprofloxacina mostró el mayor diámetro medio de inhibición ( $24.6 \pm 11.4$  mm), significativamente superior al resto. Amoxicilina y ampicilina presentaron diámetros similares y menores ( $13.4 \pm 13.1$  mm y  $13.1 \pm 12.7$  mm, respectivamente). Cloranfenicol ( $16.7 \pm 12.4$  mm) y tetraciclina ( $16.4 \pm 12.4$  mm) tuvieron valores intermedios sin diferencias estadísticamente relevantes frente a los otros antibióticos. En la Figura 2B, la resistencia fue mayor frente a ampicilina (62.96%) y amoxicilina (51.85%), y menor frente a ciprofloxacina (18.52%); cloranfenicol y tetraciclina presentaron 37.04% cada una. Este patrón sugiere una predominancia de resistencia a  $\beta$ -lactámicos, posiblemente asociada a la presión selectiva por exposición a metales pesados en suelos contaminados, lo que puede favorecer la co-localización y transferencia horizontal de ARGs y MRGs.



**Figura 2. Actividad antibacteriana y perfil de sensibilidad de cepas bacterianas nativas frente a distintos antibióticos: A) Diámetro medio de inhibición de antibióticos con desviación estándar y comparación de Tukey HSD. B) Distribución de sensibilidad y resistencia de cepas bacterianas nativas de suelos contaminados con Pb frente a antibióticos.**

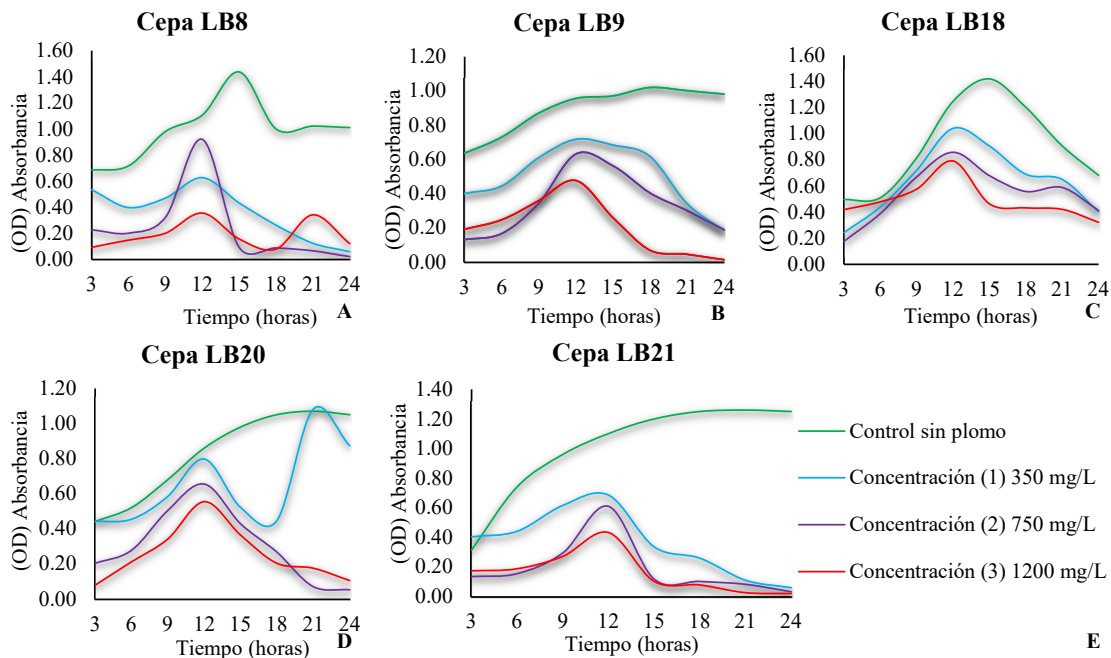
**Figure 2. Antibacterial activity and sensitivity profile of native bacterial strains against different antibiotics: A) Mean inhibition diameter of antibiotics with standard deviation and Tukey HSD comparison. B) Distribution of sensitivity and resistance of native bacterial strains from Pb-contaminated soils against antibiotics.**

Estas adaptaciones incluyen mecanismos fisiológicos como la activación de bombas de eflujo, la reducción de la permeabilidad de la membrana y la respuesta a estrés oxidativo, que potencian la supervivencia microbiana. Dichos procesos facilitan la formación de consorcios resistentes, especialmente de los géneros *Pseudomonas* y *Bacillus*, caracterizados por su doble capacidad para tolerar tanto metales pesados como antibióticos y contribuir a la inmovilización del Pb en el suelo (Gillieatt y Coleman, 2024; Jimoh, Ajao, Aborisade y Abdulsalam, 2025). La aplicación de estas cepas nativas puede realizarse de manera controlada, acompañada de un antibiótico de control no evaluado en este estudio, como amikacina, que ha demostrado eficacia frente a *Pseudomonas* y *Bacillus*. Esta estrategia debe implementarse en sistemas confinados (microcosmos o mesocosmos), con monitoreo de ARGs/ MRGs y medidas de contención, garantizando la seguridad ambiental y la trazabilidad del proceso.

En el control (sin Pb), todas las cepas mostraron crecimiento sostenido con picos entre 15 y 21 h (LB8 1.44 a 15 h; LB9 1.02 a 18 h; LB18 1.42 a 15 h; LB20 1.07 a 21 h; LB21 1.26 a 18 h), evidenciando proliferación óptima sin estrés. A 350 mg L<sup>-1</sup>, el crecimiento inicial ocurrió entre 3 y 12 h, seguido de divergencias entre 15 y 24 h: LB20 presentó el mejor desempeño con pico a 21 h (1.08) y alta absorbancia final (0.87), LB18 mostró pico temprano a 12 h (1.04) y mantenimiento razonable (0.40), mientras que LB8 y LB21 alcanzaron picos tempranos (0.63 y 0.69 a 12 h) pero colapsaron; LB9 presentó tolerancia intermedia (0.18 a 24 h) (Figura 3).

A 750 mg L<sup>-1</sup>, todos los picos se concentraron alrededor de 12 h (LB8 0.92; LB9 0.63; LB18 0.86; LB20 0.66; LB21 0.61) con descenso marcado hacia 24 h (LB8 0.02; LB9 0.19; LB20 0.05; LB21 0.03) reflejando la presión tóxica del Pb; LB18 mantuvo la mayor biomasa (0.41), evidenciando resistencia y persistencia. A 1200 mg L<sup>-1</sup>, la toxicidad fue evidente: picos modestos cerca de 12 h (LB8 0.35; LB9 0.48; LB18 0.79; LB20 0.55; LB21 0.43) y colapso pronunciado a 24 h (LB8 0.12; LB9 0.01; LB18 0.32; LB20 0.10; LB21 0.02), demostrando estrés agudo y limitan la supervivencia poblacional. Las cepas LB20 y LB18 mostraron mejor desempeño global frente al Pb, combinando proliferación y persistencia; LB9 presentó tolerancia intermedia, mientras que LB8 y LB21, aunque alcanzaron picos tempranos, colapsaron bajo concentraciones moderadas y altas (Figura 3).

La alta tolerancia de cepa LB18 y LB20 se asemeja a lo reportado por Alvarado-Campo *et al.* (2023), donde *Pseudomonas* sp. mostró capacidad de sobrevivir y mantener crecimiento en presencia de Pb hasta 750 mg L<sup>-1</sup>. La menor tolerancia de la LB8 y LB21 coincide con la sensibilidad variable observada en cepas de *Bacillus* aisladas de suelos contaminados, aunque Harun *et al.* (2023) describieron cepas capaces de resistir concentraciones superiores a 3000 mg L<sup>-1</sup>, lo que sugiere que las diferencias pueden deberse a variaciones en la biodisponibilidad del Pb en el suelo, la forma química del metal y las condiciones fisiológicas de las bacterias.



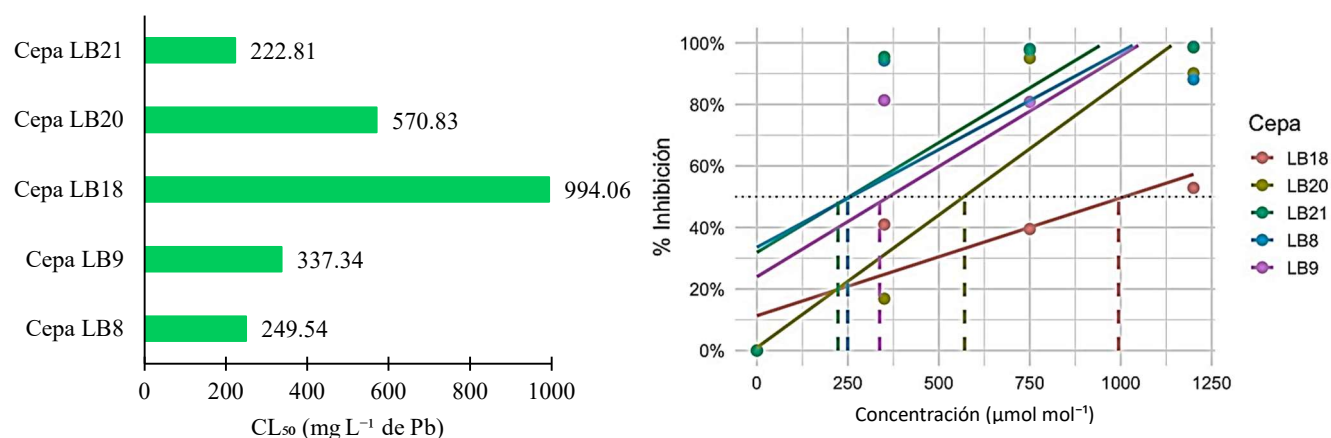
**Figura 3. Determinación del crecimiento celular inducido por la exposición a Pb en medios contaminados: (a) Cepa LB8; (b) Cepa LB9; (c) Cepa LB18; (d) Cepa LB20; (e) Cepa LB21. Evaluados por 24 horas.**  
**Figure 3. Determination of cell growth induced by exposure to Pb in contaminated media: (a) Strain LB8; (b) Strain LB9; (c) Strain LB18; (d) Strain LB20; (e) Strain LB21. Evaluated for 24 hours.**

En la Figura 4, la comparación de los valores de  $CL_{50}$  ( $mg L^{-1}$  de Pb) revela diferencias notables en la tolerancia al Pb entre las cepas bacterianas evaluadas. En general *Pseudomonas* spp. mostraron mayor tolerancia al plomo, a diferencia de *Bacillus* spp. La cepa LB18 mostró la mayor resistencia al metal pesado, con una  $CL_{50}$  de  $994.06 mg L^{-1}$ , lo que indica una alta capacidad de sobrevivir y adaptarse bajo condiciones de estrés por Pb. En segundo lugar, LB20 presentó una tolerancia intermedia ( $570.83 mg L^{-1}$ ), seguida de LB9 ( $337.34 mg L^{-1}$ ), que refleja una resistencia moderada. Los resultados concuerdan con los patrones descritos en la literatura, donde cepas del género *Pseudomonas* suelen presentar elevada capacidad de tolerancia y biosorción de Pb (Bedoya-Vélez, Martínez, Tobón y Ochoa, 2021; Naik y Dubey, 2013). La alta tolerancia observada en *Pseudomonas* se ha asociado con mecanismos multifactoriales, incluyendo la producción de exopolisacáridos y sideróforos que quelan o inmovilizan metales, la elevada capacidad de biosorción tanto en biomasa viva como inactiva, y la existencia de sistemas de eflujo que reducen la carga intracelular de metal (Pardo, Herguedas, Barrado y Vega, 2003; Breidenstein, de la Fuente y Hancock, 2011). Por el contrario, LB8 ( $249.54 mg L^{-1}$ ) y LB21 ( $222.81 mg L^{-1}$ ) fueron las más sensibles, evidenciando menor capacidad de supervivencia ante concentraciones crecientes del contaminante. Con relación a esto, las cepas de *Bacillus* spp. también han demostrado capacidad para inmovilizar y adsorber Pb, principalmente a través de biosorción extracelular y uso de grupos funcionales de la pared celular que facilitan la captura iónica del metal (Qiao *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2025). Sin embargo, en la mayoría de los estudios, su tolerancia tiende a ser menor que la de *Pseudomonas*, aunque suficiente para contribuir a procesos de remediación. La variabilidad intra-genérica observada entre las cepas de *Pseudomonas* en este estudio sugiere que la tolerancia al plomo depende no solo del género, sino también de factores específicos de cepa, tales como la presencia de genes reguladores de eflujo, diferencias en la composición de la pared celular o variaciones en la producción de metabolitos quelantes (Naik y Dubey, 2013). En conjunto, las  $CL_{50}$  elevadas registradas en *Pseudomonas* spp. confirman su potencial como agentes microbianos promisorios para la inmovilización y adsorción de Pb en suelos y aguas contaminadas.

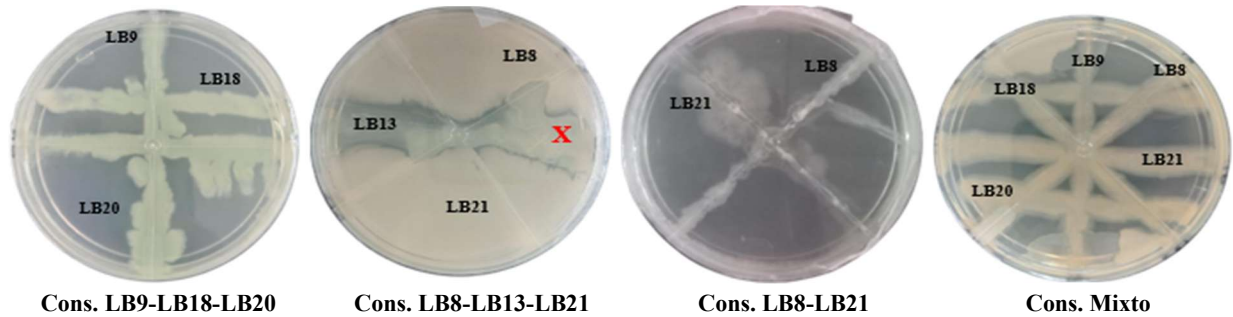
Con un pH de 7.20 las cepas LB9, LB18 y LB20 mostraron compatibilidad completa, sin zonas de inhibición, lo que permitió su inclusión en consorcios específicos y mixtos. LB8 y LB21 fueron compatibles entre sí y formaron un consorcio conjunto. LB13 presentó incompatibilidad con LB8 y LB21, generando zonas de inhibición que condujeron a su exclusión del consorcio y del consorcio mixto. En el caso de estudio de Jimoh *et al.* (2025) señalan que las incompatibilidades bacterianas son el resultado de interacciones complejas entre factores bióticos y abióticos, tales como la competencia por nutrientes, la producción de metabolitos antimicrobianos y la variabilidad en la composición de la microbiota del suelo (Figura 5).

### Inmovilización de Pb en Suelos Mediante Bacterias y Consorcios Bacterianos Evaluada con Plántulas de Banano como Bioindicador de Salud del Suelo

El análisis mostró diferencias significativas en altura entre tratamientos (ANOVA,  $p < 0.0001$ ). A los 90 días T1 alcanzó la mayor altura (23.73 cm) y el mayor número de hojas ( $\approx 7$ ), seguido por tratamientos con cepas individuales o consorcios simples (T5 LB9  $\approx 23.30$  cm; T6 LB20  $\approx 23$  cm; T7 LB18  $\approx 23$  cm; T8 LB8-LB21  $\approx 22.94$  cm; T9 LB9-LB18-LB20  $\approx 21.80$  cm). El tratamiento simulado de contaminación continua (T2, Pb directo) mostró la respuesta más adversa: altura  $\approx 4.83$  cm,  $\approx 1$  hoja, clorosis  $\approx 0.88$  y necrosis  $\approx 0.92$ ; las plántulas en T2 estaban marchitas a los 90 días. El control sin intervención (T11) presentó un estado intermedio pero persistente de

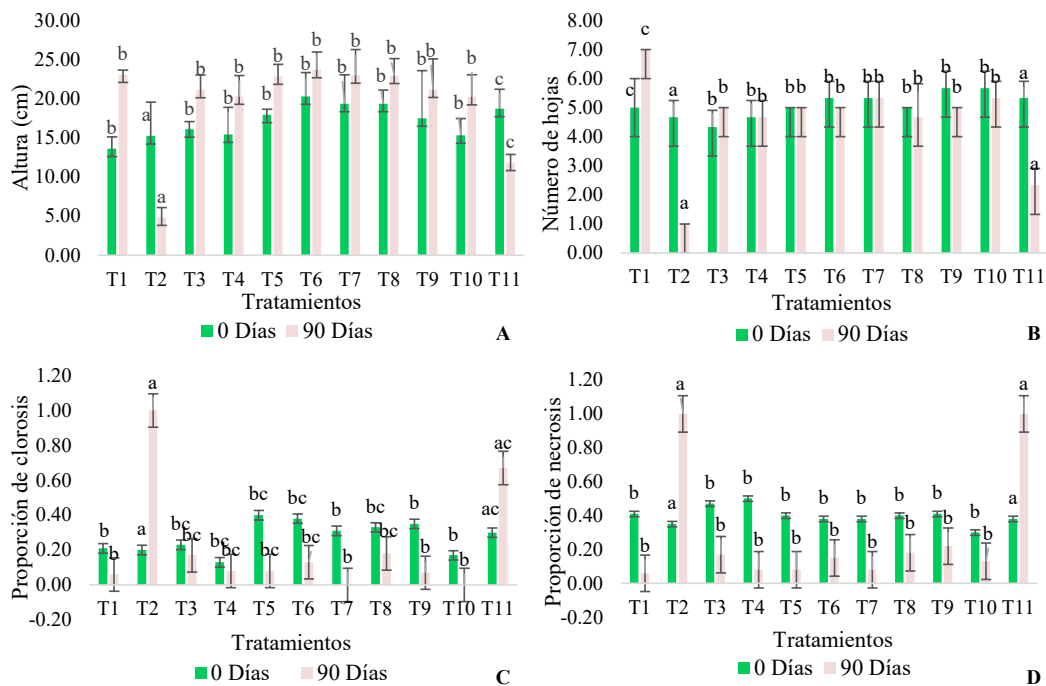


**Figura 4. Comparación de la CL de cepas bacterianas aisladas de suelos contaminados frente al Pb.**  
**Figure 4. Comparison of CL in bacterial strains isolated from soils contaminated against lead Pb.**



**Figura 5. Consorcios de cepas bacterianas nativas para la compatibilidad y el potencial de biorremediación de suelos con Pb: Consorcio LB9-LB18-LB20, Consorcio LB8-LB13-LB21, Consorcio LB8-LB21 y Consorcio mixto, elaborados en medio King B. Figure 5. Native bacterial strain consortia for compatibility and potential for bioremediation of Pb-contaminated soils: LB9-LB18-LB20 consortium, LB8-LB13-LB21 consortium, LB8-LB21 consortium, and mixed consortium, developed in King B medium.**

enfermedad (altura  $\approx 11.83$  cm; hojas  $\approx 2.33$ ; clorosis  $\approx 0.69$ ; necrosis  $\approx 0.90$ ) y su condición empeoró con el tiempo. Por el contrario, los tratamientos con consorcios mostraron una evolución favorable: aumento sostenido de altura y número de hojas hasta 90 días y reducción marcada de la proporción de clorosis y necrosis (T1 clorosis  $\approx 0.04$ ; necrosis  $\approx 0.03$ ) (Figura 6).



**Figura 6. Efecto de los tratamientos bacterianos sobre la fisiología de plántulas de banana cultivadas en suelos con contaminación por plomo producto de la actividad bananera: (a) Altura de las plántulas de banana; (b) Números de hojas en las plántulas; (c) Proporción de clorosis de la plántula; (d) Proporción de necrosis de la plántula. T1: Suelo estéril consorcio mixto, T2: Aplicación de Pb. Directo, T3: Cepa LB21, T4: Cepa LB8, T5: Cepa LB9, T6: Cepa LB20, T7: Cepa LB18, T8: Consorcio LB8-LB21, T9: Consorcio LB9-LB18-LB20, T10: Consorcio Mixto, T11: Control (condición original del suelo). Letras diferentes indican diferencias significativas (Tukey  $\alpha = 0.05$ ). Los valores son medias +ES.**

**Figure 6. Effect of bacterial treatments on the physiology of banana seedlings grown in soils with lead contamination resulting from banana activity: (a) Height of the banana seedling; (b) Numbers of leaves on the seedling; (c) Seedling chlorosis ratio; (d) Seedling necrosis rate. T1: Sterile mixed consortium soil, T2: Pb application. Direct, T3: Strain LB21, T4: Strain LB8, T5: Strain LB9, T6: Strain LB20, T7: Strain LB18, T8: Consortium LB8-LB21, T9: Consortium LB9-LB18-LB20, T10: Mixed Consortium, T11: Control (original soil condition). Different letters indicate significant differences (Tukey  $\alpha = 0.05$ ). Values are means +ES.**

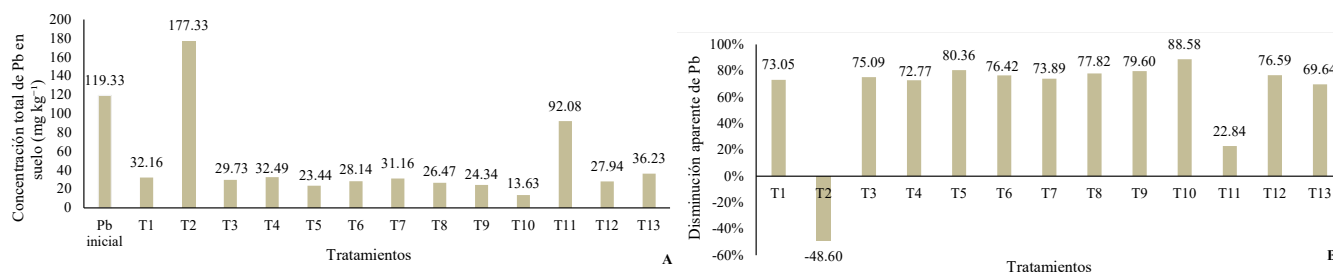
Indicando que, si la contaminación por Pb en suelos bananeros continúa sin intervención (simulada por T2), las plántulas colapsan antes de los 90 días, mientras que un suelo no tratado, pero no sometido a aporte continuo (T11) muestra deterioro progresivo; ambos escenarios ilustran la urgencia de medidas de remediación. La recuperación observada en los tratamientos con consorcios mayor altura y número de hojas y menor clorosis/necrosis mediante se asocia a mecanismos de inmovilización del Pb en rizosfera por EPS y biofilms, producción de sideróforos y ácidos orgánicos que mejoran la disponibilidad de nutrientes y la respuesta antioxidante de las plántulas, reduciendo daño oxidativo y mejorando crecimiento y productividad (Alvarado-Campo *et al.*, 2023). En consecuencia, la aplicación inmediata de consorcios bacterianos nativos se justifica como intervención práctica para recuperar suelos contaminados y preservar la productividad del cultivo de banano.

Este enfoque constituye un método indirecto para evaluar la funcionalidad del suelo, donde la salud y el desarrollo de las plántulas reflejan la eficacia de los consorcios bacterianos bajo contaminación por Pb. Aunque no se cuantificaron Pb en raíces y hojas, un ensayo complementario en unidades controladas confirmó que la mejora observada se debió a la actividad de las cepas aisladas, descartando efectos por lixiviación o acumulación en las plántulas.

La concentración inicial de Pb en el suelo fue  $119.33 \text{ mg kg}^{-1}$ . Tras 90 días, el consorcio mixto (T10) presentó la mayor eficacia, disminuyendo la concentración de Pb a  $13.63 \text{ mg kg}^{-1}$ , equivalente a una disminución aparente del 88.6%. Este resultado indica una interacción sinérgica entre las cepas que favorece la inmovilización del metal, en concordancia con Lu *et al.* (2023), quienes demostraron que los consorcios microbianos superan a las cepas individuales por cooperación metabólica y estabilidad ecológica. Cabe señalar que la disminución medida mediante digestión con agua regia no implica que el Pb haya salido del sistema, sino que permanece en formas menos móviles o bioadsorbidas; ensayos complementarios en unidades controladas confirmaron que la reducción se debió a la actividad de las cepas inoculadas, descartando pérdidas por lixiviación o acumulación significativa en las plántulas.

El tratamiento T1 también mostró una disminución significativa a  $32.16 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $\approx 73.05\%$ ), evidenciando que la eliminación de la microbiota nativa facilitó la colonización del consorcio inoculado, como señalan Wang *et al.* (2022) respecto a la competencia microbiana en suelos no esterilizados. En contraste, el tratamiento simulado de contaminación continua (T2) registró un aumento a  $177.33 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $-48.6\%$  respecto al valor inicial), reflejando la ausencia de procesos biológicos de inmovilización (Figura 7).

Este comportamiento coincide con Oorts, Smolders, Lanno y Chowdhury, (2021), quienes indican que, en ausencia de actividad microbiana, el Pb permanece soluble y biodisponible, reproduciendo los efectos de contaminación persistente en suelos agrícolas. Entre las cepas individuales, LB9 (T5) y LB20 (T6) lograron disminuciones significativas de Pb a  $23.44 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $28.14 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $\approx 80.36\%$  y  $76.42\%$ , respectivamente), evidenciando alta capacidad de bioadsorción e inmovilización. Estos resultados respaldan hallazgos de Kumar *et al.* (2020) sobre la función de los exopolisacáridos en la inmovilización de metales, aunque la variabilidad observada puede atribuirse a factores físico-químicos del suelo y al pH. El control sin intervención (T11) mantuvo  $92.08 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $\approx 22.84\%$  de disminución), confirmando la limitada capacidad natural de atenuación del Pb, en línea con Khalid *et al.* (2025), quienes destacan la necesidad de tratamientos biológicos en suelos tropicales para lograr disminuciones efectivas (Figura 7).



**Figura 7. Inmovilización del Pb en suelos contaminados por actividad bananera mediante cepas individuales y consorcios bacterianos durante 90 días: (a) Concentración inicial y final de Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelos tratados con bacterias durante 90 días; (b) Disminución aparente de Pb (%) tras la aplicación de los tratamientos bacterianos en el mismo periodo.** T1: Suelo estéril consorcio mixto; T2: Pb. Directo; T3: Cepa LB21; T4: Cepa LB8; T5: Cepa LB9; T6: Cepa LB20; T7: Cepa LB18; T8: Consorcio. LB8-LB21; T9: Consorcio. LB9-LB18-LB20; T10: Consorcio mixto; T11: Control; T12: Suelo estéril consorcio LB8-LB21; T13: Suelo estéril consorcio LB9-LB18-LB20.

**Figure 7. Lead (Pb) immobilization in soils contaminated by banana cultivation using individual strains and bacterial consortia for 90 days: (a) Initial and final Pb concentration ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) in soils treated with bacteria for 90 days; (b) Apparent decrease in Pb (%) after the application of bacterial treatments over the same period.** T1: Sterile soil, mixed consortium; T2: Direct Pb treatment; T3: Strain LB21; T4: Strain LB8; T5: Strain LB9; T6: Strain LB20; T7: Strain LB18; T8: Consortium LB8-LB21; T9: Consortium LB9-LB18-LB20; T10: Mixed consortium; T11: Control; T12: Sterile soil, consortium LB8-LB21; T13: Sterile soil consortium LB9-LB18-LB20.

## CONCLUSIONES

El suelo contaminado por actividad bananera presentó concentraciones de Pb superiores al límite agrícola (119.33–106.08 mg kg<sup>-1</sup>), asociadas con pH ácido (5.78–5.96) y alta conductividad eléctrica (5.09–6.18 dS m<sup>-1</sup>), condiciones que favorecen la movilidad del metal. Se aislaron 27 cepas bacterianas, predominando morfotipos circulares y Gram negativas con alta actividad amilasa y fosfatasa, evidenciando adaptación metabólica al estrés por Pb. Las cepas LB18 y LB20 mostraron mayor tolerancia (CL<sub>50</sub> = 994.06 y 570.83 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente), confirmando su potencial como agentes de inmovilización de Pb.

En condiciones de suelo, los consorcios bacterianos nativos disminuyeron la toxicidad del Pb y mejoran la salud del suelo, promoviendo un crecimiento vegetal superior (23.73 cm; ≈7 hojas) y redujeron significativamente clorosis (0.04) y necrosis (0.03). El consorcio mixto (T10) logró la mayor eficiencia de la inmovilización del Pb (88.58%, de 119.33 a 13.63 mg kg<sup>-1</sup>), mientras que el tratamiento contaminado continuo (T2) incrementó la concentración a 177.33 mg kg<sup>-1</sup>. Confirmando que la inoculación de consorcios bacterianos presuntos *Bacillus-Pseudomonas* constituye una estrategia biotecnológica eficaz y sostenible para recuperar suelos bananeros contaminados y preservar la productividad agrícola.

## DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

## CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

## DISPONIBILIDAD DE DATOS

Los conjuntos de datos utilizados o analizados durante el estudio actual están disponibles del autor correspondiente a solicitud razonable.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia

## FINANCIACIÓN

Proyecto FOCICYT 10ma convocatoria: "Potencial de actinomicetos en cultivos de interés agrícola en Ecuador: Biocontrol, biorremediación y promotores de crecimiento". Beca por excelencia académica otorgada por la Universidad Técnica Estatal de Quevedo (M.C.M.C.).

## CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: M.C.M.C., F.A.P. y Y.F.S.; metodología: M.C.M.C., F.A.P., Y.F.S., M.N.M.T. y K.C.V.V.; software: M.C.M.C. y Y.F.S.; análisis formal: M.C.M.C., F.A.P. y Y.F.S.; investigación: M.C.M.C., M.N.M.T. y K.C.V.V.; recursos: F.A.P.; curación de datos: M.C.M.C., F.A.P. y Y.F.S.; escritura: revisión y edición: M.C.M.C., F.A.P., M.N.M.T., K.C.V.V. y Y.F.S.

## AGRADECIMIENTOS

Al equipo académico y técnico del Laboratorio de Microbiología de la Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Campus La María

## LITERATURA CITADA

- Alvarado-Campo, K. L., Quintero, M., Cuadrado-Cano, B., Montoya-Giraldo, M., Otero-Tejada, E. L., Blandón, L., ... & Gómez-León, J. (2023). Heavy metal tolerance of microorganisms isolated from coastal marine sediments and their lead removal potential. *Microorganisms*, 11(11), 2708. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11112708>
- Bedoya-Vélez, J. M., Martínez, J. G., Tobón-Ospina, J., & Ochoa-Agudelo, S. (2021). Bioremediation potential of *Pseudomonas* genus isolates from residual water, capable of tolerating lead through mechanisms of exopolysaccharide production and biosorption. *Biotechnology Reports*, 32, e00685. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2021.e00685>
- Breidenstein, E. B. M., de la Fuente-Núñez, C., & Hancock, R. E. W. (2011). *Pseudomonas aeruginosa*: all roads lead to resistance. *Trends in Microbiology*, 19(8), 419-426. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2011.04.005>
- Cappuccino, J. G., & Sherman, N. (2014). *Microbiology: a laboratory manual* (10th ed.). Boston, MA, USA: Pearson.
- Cedeño-Moreira, A. V., & Canchignia-Martínez, H. F. (2022). Empleo de bacterias como alternativa de biorremediación en suelos contaminados con mercurio (Hg), zinc (Zn), aluminio (Al) y cobre (Cu). Quevedo, Ecuador: Universidad Técnica Estatal de Quevedo (UTEQ).
- Cruz-Cárdenas, C. I., Zelaya-Molina, L. X., Sandoval-Cancino, G., de los Santos-Villalobos, S., Rojas-Anaya, E., Chávez-Díaz, I. F., & Ruiz-Ramírez, S. (2021). Utilización de microorganismos para una agricultura sostenible en México: consideraciones y retos. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 12(5), 899-913. <https://doi.org/10.29312/remexca.v12i5.2905>
- Cui, J., Li, H., Shi, Y., Zhang, F., Hong, Z., Fang, D., ... & Xu, R. (2024). Influence of soil pH and organic carbon content on the bioaccessibility of lead and copper in four spiked soils. *Environmental Pollution*, 360, 124686. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124686>
- Dar, M. A., & Kaushik, G. (2023). Biodegradation of malathion in amended soil by indigenous novel bacterial consortia and analysis of degradation pathway. *Soil Systems*, 7(4), 81. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7040081>
- FAO, ITPS, GSBI, SCBD., & EC. (2020). *Estado del conocimiento sobre la biodiversidad del suelo: Situación, desafíos y potencialidades. Resumen para los formuladores de políticas*. Roma, Italia: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb1929es>
- Gillieatt, B. F., & Coleman, N. V. (2024). Unravelling the mechanisms of antibiotic and heavy metal resistance co-selection in environmental bacteria. *FEMS Microbiology Reviews*, 48(4), fuae017. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuae017>
- González-Henao, S., & Ghneim-Herrera, T. (2021). Heavy metals in soils and the remediation potential of bacteria associated with the plant microbiome. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 604216. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.604216>
- Gram (1884). Ueber die isolirte Färbung der Schizomyceten in Schnitt- und Trockenpräparaten. *Fortschritte der Medicin*, 2, 185-189. <https://doi.org/10.1055/s-0029-1209285>
- Gul, I., Adil, M., Lv, F., Li, T., Chen, Y., Lu, H., ... & Feng, W. (2024). Microbial strategies for lead remediation in agricultural soils and wastewater: mechanisms, applications, and future directions. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1434921. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1434921>
- Harun, F. A., Yusuf, M. R., Usman, S., Shehu, D., Babagana, K., Sufyanu, A. J., ... & Yakasai, H. M. (2023). Bioremediation of lead contaminated environment by *Bacillus cereus* strain BUK\_BCH\_BTE2: Isolation and characterization of the bacterium. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100540. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100540>
- Islam, M. N., Ganguli, S., Saha, N., Huda, M. M., Hoque, M. A., Peng, C., & Ng, J. C. (2024). Uncovering the impact of mega-scale shipbreaking yards on soil and crop quality in Bangladesh: A spatiotemporal dynamics and associated health risks of metal/loid contamination. *Journal of Hazardous Materials*, 464, 132931. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132931>
- IEE (Instituto Espacial Ecuatoriano). (2013). *Memoria técnica: Cantón Valencia. Proyecto "Generación de geoinformación para la gestión del territorio a nivel nacional, escala 1:25 000" – Geopedología*. Quito, Ecuador: Instituto Espacial Ecuatoriano. Geoportal IGM.
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). (2024). *Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC): Presentación de resultados*. Quito, Ecuador: INEC. ESPAC.
- Jimoh, F. A., Ajao, A. T., Aborisade, W. T., & Abdulsalam, Z. B. (2025). Co-selection of antibiotic resistance and heavy metal tolerance in bacterial species isolated from automobile scrapyards soils. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 41(5), 141. <https://doi.org/10.1007/s11274-025-04356-0>
- Khalid, A., Maqbool, H., Khan, I., Khan, B., Naz, I., Qayyum, S. A., ... & Chaudhary, H. J. (2025). Assessment of microbial remediation potential of indigenous bacterial and fungal communities for toxic heavy metal sequestration. *Environmental Geochemistry and Health*, 47(11), 485. <https://doi.org/10.1007/s10653-025-02787-0>
- King, E. O., Ward, M. K., & Raney, D. E. (1954). Two simple media for the demonstration of pyocyanin and fluorescein. *The Journal of Laboratory and Clinical Medicine*, 44(2), 301-307.
- Kumar, A., Kumar, A., Chaturvedi, A. K., Shabnam, A. A., Subrahmanyam, G., Mondal, R., ... & Yadav, K. K. (2020). Lead toxicity: health hazards, influence on food chain, and sustainable remediation approaches. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(7), 2179. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072179>
- León-Armijos, F. L., Espinoza-Aguilar, M. A., Carvajal-Romero, H. R., & Quezada-Campoverde, J. M. (2022). Análisis económico de la producción bananera orgánica y convencional de la parroquia La Iberia. *Polo del Conocimiento*, 7(1), 1404-1420.
- Lima, J. M. D., Fagherazzi, A. F., Nerbass, F. R., Petry, D., Kretschmar, A. A., Baruzzi, G., ... & Bogo, A. (2024). Epidemiology of *mycosphaerella* leaf spot and powdery mildew and agronomic parameters of strawberry cultivars and genotypes in the Highland Region of Southern Brazil. *Agriculture*, 14(8), 1373. <https://doi.org/10.3390/agriculture14081373>
- Lin, D., Ouyang, Y., Huang, C. H., & Huang, D. Y. (2010). Characterization of heavy metals from banana farming soils. *Clean-Soil, Air, Water*, 38(5-6), 430-436. <https://doi.org/10.1002/clen.201000020>
- Lu, X., Yang, Q., Wang, H., & Zhu, Y. (2023). A global meta-analysis of the correlation between soil physicochemical properties and lead bioaccessibility. *Journal of Hazardous Materials*, 453, 131440. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131440>
- Mendoza, M., Lozano, J., Nieto, F., & Guamán, R. (2023). Génesis y dinámica climática de los ecosistemas tropicales de Los Ríos, Ecuador. *Revista Climatología Latinoamericana*, 23, 117-124. <https://doi.org/10.59427/rcli/2023/v23.117-124>
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador). (2015). Norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados. Libro VI, Anexo 2 del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA). Quito, Ecuador: Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- Naik, M. M., & Dubey, S. K. (2013). Lead resistant bacteria: lead resistance mechanisms, their applications in lead bioremediation and biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.039>

- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). (2006). *Test No. 227: Terrestrial Plant Test: Vegetative Vigour Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2*. Paris, France: OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264067295-en>
- Alvarado-Campo, K. L., Quintero, M., Cuadrado-Cano, B., Montoya-Giraldo, M., Otero-Tejada, E. L., Blandón, L., ... & Gómez-León, J. (2023). Heavy metal tolerance of microorganisms isolated from coastal marine sediments and their lead removal potential. *Microorganisms*, 11(11), 2708. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11112708>
- Bedoya-Vélez, J. M., Martínez, J. G., Tobón-Ospina, J., & Ochoa-Agudelo, S. (2021). Bioremediation potential of *Pseudomonas* genus isolates from residual water, capable of tolerating lead through mechanisms of exopolysaccharide production and biosorption. *Biotechnology Reports*, 32, e00685. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2021.e00685>
- Breidenstein, E. B. M., de la Fuente-Núñez, C., & Hancock, R. E. W. (2011). *Pseudomonas aeruginosa*: all roads lead to resistance. *Trends in Microbiology*, 19(8), 419-426. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2011.04.005>
- Cappuccino, J. G., & Sherman, N. (2014). *Microbiology: a laboratory manual* (10th ed.). Boston, MA, USA: Pearson.
- Cedeño-Moreira, A. V., & Cancignia-Martínez, H. F. (2022). Empleo de bacterias como alternativa de biorremediación en suelos contaminados con mercurio (Hg), zinc (Zn), aluminio (Al) y cobre (Cu). Quevedo, Ecuador: Universidad Técnica Estatal de Quevedo (UTEQ).
- Cruz-Cárdenas, C. I., Zelaya-Molina, L. X., Sandoval-Cancino, G., de los Santos-Villalobos, S., Rojas-Anaya, E., Chávez-Díaz, I. F., & Ruiz-Ramírez, S. (2021). Utilización de microorganismos para una agricultura sostenible en México: consideraciones y retos. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 12(5), 899-913. <https://doi.org/10.29312/remexca.v12i5.2905>
- Cui, J., Li, H., Shi, Y., Zhang, F., Hong, Z., Fang, D., ... & Xu, R. (2024). Influence of soil pH and organic carbon content on the bioaccessibility of lead and copper in four spiked soils. *Environmental Pollution*, 360, 124686. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124686>
- Dar, M. A., & Kaushik, G. (2023). Biodegradation of malathion in amended soil by indigenous novel bacterial consortia and analysis of degradation pathway. *Soil Systems*, 7(4), 81. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7040081>
- FAO, ITPS, GSBI, SCBD., & EC. (2020). *Estado del conocimiento sobre la biodiversidad del suelo: Situación, desafíos y potencialidades. Resumen para los formuladores de políticas*. Roma, Italia: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb1929es>
- Gillieatt, B. F., & Coleman, N. V. (2024). Unravelling the mechanisms of antibiotic and heavy metal resistance co-selection in environmental bacteria. *FEMS Microbiology Reviews*, 48(4), fuae017. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuae017>
- González-Henao, S., & Ghneim-Herrera, T. (2021). Heavy metals in soils and the remediation potential of bacteria associated with the plant microbiome. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 604216. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.604216>
- Gram (1884). Ueber die isolirte Färbung der Schizomyceten in Schnitt- und Trockenpräparaten. *Fortschritte der Medicin*, 2, 185-189. <https://doi.org/10.1055/s-0029-1209285>
- Gul, I., Adil, M., Lv, F., Li, T., Chen, Y., Lu, H., ... & Feng, W. (2024). Microbial strategies for lead remediation in agricultural soils and wastewater: mechanisms, applications, and future directions. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1434921. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1434921>
- Harun, F. A., Yusuf, M. R., Usman, S., Shehu, D., Babagana, K., Sufyanu, A. J., ... & Yakasai, H. M. (2023). Bioremediation of lead contaminated environment by *Bacillus cereus* strain BUK\_BCH\_BTE2: Isolation and characterization of the bacterium. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100540. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2023.100540>
- Islam, M. N., Ganguli, S., Saha, N., Huda, M. M., Hoque, M. A., Peng, C., & Ng, J. C. (2024). Uncovering the impact of mega-scale shipbreaking yards on soil and crop quality in Bangladesh: A spatiotemporal dynamics and associated health risks of metal/lloid contamination. *Journal of Hazardous Materials*, 464, 132931. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132931>
- IEE (Instituto Espacial Ecuatoriano). (2013). *Memoria técnica: Cantón Valencia. Proyecto "Generación de geoinformación para la gestión del territorio a nivel nacional, escala 1:25 000" – Geopedología*. Quito, Ecuador: Instituto Espacial Ecuatoriano. Geoportal IGM.
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). (2024). *Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC): Presentación de resultados*. Quito, Ecuador: INEC. ESPAC.
- Jimoh, F. A., Ajao, A. T., Aborisade, W. T., & Abdulsalam, Z. B. (2025). Co-selection of antibiotic resistance and heavy metal tolerance in bacterial species isolated from automobile scrapyard soils. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 41(5), 141. <https://doi.org/10.1007/s11274-025-04356-0>
- Khalid, A., Maqbool, H., Khan, I., Khan, B., Naz, I., Qayyum, S. A., ... & Chaudhary, H. J. (2025). Assessment of microbial remediation potential of indigenous bacterial and fungal communities for toxic heavy metal sequestration. *Environmental Geochemistry and Health*, 47(11), 485. <https://doi.org/10.1007/s10653-025-02787-0>
- King, E. O., Ward, M. K., & Raney, D. E. (1954). Two simple media for the demonstration of pyocyanin and fluorescin. *The Journal of Laboratory and Clinical Medicine*, 44(2), 301-307.
- Kumar, A., Kumar, A., Chaturvedi, A. K., Shabnam, A. A., Subrahmanyam, G., Mondal, R., ... & Yadav, K. K. (2020). Lead toxicity: health hazards, influence on food chain, and sustainable remediation approaches. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(7), 2179. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072179>
- León-Armijos, F. L., Espinoza-Aguilar, M. A., Carvajal-Romero, H. R., & Quezada-Campoverde, J. M. (2022). Análisis económico de la producción bananera orgánica y convencional de la parroquia La Iberia. *Polo del Conocimiento*, 7(1), 1404-1420.
- Lima, J. M. D., Fagherazzi, A. F., Nerbass, F. R., Petry, D., Kretschmar, A. A., Baruzzi, G., ... & Bogo, A. (2024). Epidemiology of *mycosphaerella* leaf spot and powdery mildew and agronomic parameters of strawberry cultivars and genotypes in the Highland Region of Southern Brazil. *Agriculture*, 14(8), 1373. <https://doi.org/10.3390/agriculture14081373>
- Lin, D., Ouyang, Y., Huang, C. H., & Huang, D. Y. (2010). Characterization of heavy metals from banana farming soils. *Clean-Soil, Air, Water*, 38(5-6), 430-436. <https://doi.org/10.1002/clen.201000020>
- Lu, X., Yang, Q., Wang, H., & Zhu, Y. (2023). A global meta-analysis of the correlation between soil physicochemical properties and lead bioaccessibility. *Journal of Hazardous Materials*, 453, 131440. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131440>
- Mendoza, M., Lozano, J., Nieto, F., & Guamán, R. (2023). Génesis y dinámica climática de los ecosistemas tropicales de Los Ríos, Ecuador. *Revista Climatología Latinoamericana*, 23, 117-124. <https://doi.org/10.59427/rcli/2023/v23.117-124>
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador). (2015). Norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados. Libro VI, Anexo 2 del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA). Quito, Ecuador: Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- Naik, M. M., & Dubey, S. K. (2013). Lead resistant bacteria: lead resistance mechanisms, their applications in lead bioremediation and biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.039>
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). (2006). *Test No. 227: Terrestrial Plant Test: Vegetative Vigour Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2*. Paris, France: OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264067295-en>

- Panigrahi, N., Thompson, A. J., Zobelzu, S., & Knox, J. W. (2021). Identifying opportunities to improve management of water stress in banana production. *Scientia Horticulturae*, 276, 109735. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109735>
- Pardo, R., Herguedas, M., Barrado, E., & Vega, M. (2003). Biosorption of cadmium, copper, lead and zinc by inactive biomass of *Pseudomonas putida*. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 376(1), 26-32. <https://doi.org/10.1007/s00216-003-1843-z>
- Posit Team. (2025). *RStudio: Integrated development environment for R*. Boston, MA: Posit Software, PBC.
- Qiao, W., Zhang, Y., Xia, H., Luo, Y., Liu, S., Wang, S., & Wang, W. (2019). Bioimmobilization of lead by *Bacillus subtilis* X3 biomass isolated from lead mine soil under promotion of multiple adsorption mechanisms. *Royal Society Open Science*, 80, 83-91. <https://doi.org/10.1098/rsos.181701>
- Oorts, K., Smolders, E., Lanno, R., & Chowdhury, M. J. (2021). Bioavailability and ecotoxicity of lead in soil: Implications for setting ecological soil quality standards. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(7), 1948-1961. <https://doi.org/10.1002/etc.5051>
- Ramos-González, B. C., Lunagómez-Rocha, M. A., Morales-Bautista, C. M., Márquez-Herrera, C. E., Cordero-García, A., Pérez-Vidal, H., & Chávez-Hernández, G. (2026). Assessment of Heavy Metal Contamination in Agricultural Soils with Organic and Inorganic Production Systems in Cunduacán, Tabasco, Mexico. *Terra Latinoamericana*, 44, 1-16. <https://doi.org/10.28940/terralatinoamericana.v44i.2273>
- Rashid, A., Schutte, B. J., Ulery, A., Deyholos, M. K., Sanogo, S., Lehnhoff, E. A., & Beck, L. (2023). Heavy metal contamination in agricultural soil: environmental pollutants affecting crop health. *Agronomy*, 13(6), 1521. <https://doi.org/10.3390/agronomy13061521>
- Rath, S., Sahu, M. C., Dubey, D., Debata, N. K., & Padhy, R. N. (2011). Which value should be used as the lethal concentration 50 (LC50) with bacteria?. *Interdisciplinary Sciences: Computational Life Sciences*, 3(2), 138-143. <https://doi.org/10.1007/s12539-011-0081-x>
- Reiner, K. (2010). *Catalase test protocol*. Washington, DC: American Society for Microbiology. Consultado el 15 de abril de 2026, desde: <https://asm.org/protocols/catalase-test-protocol>
- R Core Team. (2025). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Science Buddies Staff. (2025). Measuring plant growth. Fremont, CA: Science Buddies. Consultado el 15 de abril de 2026, desde <https://www.sciencebuddies.org/science-fair-projects/references/measuring-plant-growth>
- Soto, Z. G., Navarrete, A. M., Alarcón, A. V., Pelcastre, M. I., Torres, E. A., Méndez, J. P., & González, C. R. D. (2022). Aislamiento de consorcio bacteriano localmente adaptado a suelo con antecedentes de acetoclor: Isolation of bacterial consortium locally adapted to soil with a history of acetochlor. *South Florida Journal of Development*, 3(2), 2699-2707. <https://doi.org/10.46932/sfjdv3n2-088>
- Vilela, J., & Abasolo, F. (2022). Bacterias biotransformadoras de hidrocarburos y metales pesados. Universidad Técnica Estatal de Quevedo.
- Villacis-Aldaz, L. A., Zapata-Vela, J. J., León-Gordón, O. A., Vásquez-Freitez, C. L., Mullo-Sarzosa, J. G., Zapata-Vela, A. C., & Gutierrez-Alban, A. C. (2016). Compatibilidad y sobrevivencia de microorganismos benéficos de uso agrícola (*Beauveria bassiana*, *Bacillus thuringiensis* y *Paecilomyces lilacinus*) en compost. *Journal of the Selva Andina Biosphere*, 4(2), 93-99.
- Wang, Z., Li, Z., Gao, C., Jiang, Z., Huang, S., Li, X., & Yang, H. (2025). *Bacillus subtilis* as an excellent microbial treatment agent for environmental pollution: A review. *Biotechnology Journal*, 20(4), e70026. <https://doi.org/10.1002/biot.70026>
- Zuluaga, A. M., & Martínez, J. R. (2018). Diagnóstico de *Helicobacter* spp. en mucosa gástrica de equinos, mediante pruebas de actividad ureasa. *Revista Científica Facultad de Ciencias Veterinarias*, 28(1), 19-24.
- Panigrahi, N., Thompson, A. J., Zobelzu, S., & Knox, J. W. (2021). Identifying opportunities to improve management of water stress in banana production. *Scientia Horticulturae*, 276, 109735. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109735>
- Pardo, R., Herguedas, M., Barrado, E., & Vega, M. (2003). Biosorption of cadmium, copper, lead and zinc by inactive biomass of *Pseudomonas putida*. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 376(1), 26-32. <https://doi.org/10.1007/s00216-003-1843-z>
- Posit Team. (2025). *RStudio: Integrated development environment for R*. Boston, MA: Posit Software, PBC.
- Qiao, W., Zhang, Y., Xia, H., Luo, Y., Liu, S., Wang, S., & Wang, W. (2019). Bioimmobilization of lead by *Bacillus subtilis* X3 biomass isolated from lead mine soil under promotion of multiple adsorption mechanisms. *Journal of Environmental Sciences*, 80, 83-91. <https://doi.org/10.1098/rsos.181701>
- Oorts, K., Smolders, E., Lanno, R., & Chowdhury, M. J. (2021). Bioavailability and ecotoxicity of lead in soil: Implications for setting ecological soil quality standards. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(7), 1948-1961. <https://doi.org/10.1002/etc.5051>
- Rashid, A., Schutte, B. J., Ulery, A., Deyholos, M. K., Sanogo, S., Lehnhoff, E. A., & Beck, L. (2023). Heavy metal contamination in agricultural soil: environmental pollutants affecting crop health. *Agronomy*, 13(6), 1521. <https://doi.org/10.3390/agronomy13061521>
- Rath, S., Sahu, M. C., Dubey, D., Debata, N. K., & Padhy, R. N. (2011). Which value should be used as the lethal concentration 50 (LC50) with bacteria?. *Interdisciplinary Sciences: Computational Life Sciences*, 3(2), 138-143. <https://doi.org/10.1007/s12539-011-0081-x>
- Reiner, K. (2010). *Catalase test protocol*. Washington, DC: American Society for Microbiology. Consultado el 15 de abril de 2026, desde: <https://asm.org/protocols/catalase-test-protocol>
- R Core Team. (2025). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Science Buddies Staff. (2025). Measuring plant growth. Fremont, CA: Science Buddies. Consultado el 15 de abril de 2026, desde <https://www.sciencebuddies.org/science-fair-projects/references/measuring-plant-growth>
- Soto, Z. G., Navarrete, A. M., Alarcón, A. V., Pelcastre, M. I., Torres, E. A., Méndez, J. P., & González, C. R. D. (2022). Aislamiento de consorcio bacteriano localmente adaptado a suelo con antecedentes de acetoclor: Isolation of bacterial consortium locally adapted to soil with a history of acetochlor. *South Florida Journal of Development*, 3(2), 2699-2707. <https://doi.org/10.46932/sfjdv3n2-088>
- Vilela, J., & Abasolo, F. (2022). Bacterias biotransformadoras de hidrocarburos y metales pesados. Universidad Técnica Estatal de Quevedo.
- Villacis-Aldaz, L. A., Zapata-Vela, J. J., León-Gordón, O. A., Vásquez-Freitez, C. L., Mullo-Sarzosa, J. G., Zapata-Vela, A. C., & Gutierrez-Alban, A. C. (2016). Compatibilidad y sobrevivencia de microorganismos benéficos de uso agrícola (*Beauveria bassiana*, *Bacillus thuringiensis* y *Paecilomyces lilacinus*) en compost. *Journal of the Selva Andina Biosphere*, 4(2), 93-99.
- Wang, Z., Li, Z., Gao, C., Jiang, Z., Huang, S., Li, X., & Yang, H. (2025). *Bacillus subtilis* as an excellent microbial treatment agent for environmental pollution: A review. *Biotechnology Journal*, 20(4), e70026. <https://doi.org/10.1002/biot.70026>
- Zuluaga, A. M., & Martínez, J. R. (2018). Diagnóstico de *Helicobacter* spp. en mucosa gástrica de equinos, mediante pruebas de actividad ureasa. *Revista Científica Facultad de Ciencias Veterinarias*, 28(1), 19-24.