

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA
AMBIENTAL



T E S I S

**CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA *Urtica urens* L.(ortiga) EN SUELOS
CONTAMINADOS CON PLOMO EN AMBIENTE CONTROLADO**

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL

PRESENTADO POR

Bach. Dina del Carmen Chávez Rodrigo

Asesor: Ing. M. Cs. Edgar Darwin Díaz Mori

CELENDÍN – PERÚ

2025

CONSTANCIA DE INFORME DE ORIGINALIDAD

1. Investigador:
DINA DEL CARMEN CHÁVEZ RODRIGO
DNI N° 72356218
Escuela Profesional/Unidad UNC:
DE INGENIERÍA AMBIENTAL
2. Asesor:
ING. M. Cs. EDGAR DARWIN DÍAZ MORI
Facultad/Unidad UNC:
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
3. Grado Académico o título profesional:
☐ Bachiller ☒ Título profesional ☐ Segunda especialidad
☐ Maestro ☐ Doctor
4. Tipo de investigación:
☒ Tesis ☐ Trabajo de investigación ☐ Trabajo de suficiencia profesional
☐ Trabajo académico
5. Título del trabajo de investigación:
CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA *Urtica urens* L. (ortiga) EN SUELOS CONTAMINADOS CON PLOMO EN AMBIENTE CONTROLADO.
6. Fecha de evaluación: 06/01/2025
7. Software antiplagio: ☒ TURNITIN ☐ URKUND (ORIGINAL) (*)
8. Porcentaje de Informe de Similitud: 5%
9. Código documento:
10. Resultado de la evaluación de Similitud:
☒ APROBADO ☐ PARA LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES O DESAPROBADO

Fecha de Emisión: 21/10/2025

Firma y/o Sello
Emisor Constancia



ING. M. Cs. EDGAR DARWIN DÍAZ MORI

DNI: 27041767

*En caso se realizó la evaluación hasta setiembre de 2023



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA
"NORTE DE LA UNIVERSIDAD PERUANA"
Fundada por Ley N° 14015, del 13 de febrero de 1962
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
Secretaría Académica

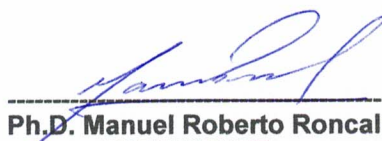


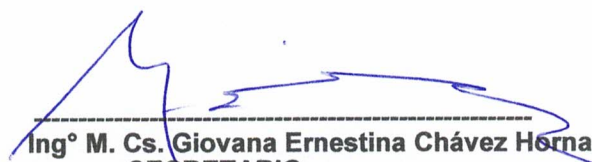
ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

En la ciudad de Celendín, a los dos días del mes de octubre del año dos mil veinticinco, se reunieron en el **aula 102** de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental - Sede Celendín, los miembros del Jurado, designados según **Resolución de Consejo de Facultad N° 106-2025-FCA-UNC, de fecha 07 de febrero del 2025**, con la finalidad de evaluar la sustentación de la **TESIS** titulada: "**CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA *Urtica urens* L. (ortiga) EN SUELOS CONTAMINADOS CON PLOMO EN AMBIENTE CONTROLADO**", realizada por la Bachiller **DINA DEL CARMEN CHÁVEZ RODRIGO** para optar por el Título Profesional de **INGENIERO AMBIENTAL**.

A las **CATORCE** horas con **CUARENTA** minutos, de acuerdo a lo establecido en el **Reglamento Interno para la Obtención de Título Profesional de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cajamarca**, el presidente del Jurado dio por iniciado el Acto de Sustentación, luego de concluida la exposición, los miembros del Jurado procedieron a la formulación de preguntas y posterior deliberación. Acto seguido, el presidente del Jurado anunció la **APROBACIÓN** por **UNANIMIDAD** con calificativo de **DIECISÉIS (16)** por tanto, la Bachiller queda expedido para proceder con los trámites que conlleven a la obtención del Título Profesional de **INGENIERO AMBIENTAL**.

A las **QUINCE** horas y **CINCUENTA** minutos del mismo día, el presidente del Jurado dio por concluido el Acto de Sustentación.


Ph.D. Manuel Roberto Roncal Rabanal
PRESIDENTE


Ing° M. Cs. Giovana Ernestina Chávez Horna
SECRETARIO


Ing. M. Cs. Adolfo Máximo López Aylas
VOCAL


Ing° M. Cs. Edgar Darwin Díaz Mori
ASESOR

COPYRIGHT © 2025 by
DINA DEL CARMEN CHÁVEZ RODRIGO
Todos los derechos reservados

DEDICATORIA

A mi madre, por su incansable esfuerzo para que yo pueda ejercer mi derecho a la educación y convertirme en una profesional, derecho que a ella le negaron desde muy pequeña.

AGRADECIMIENTO

Agradezco a mi asesor de tesis, Ing. M. Cs. Edgar Darwin Díaz Mori, por haberme guiado en este camino y hacerlo más lironde; al ingeniero Alex Enrique Aquino Chalco, por sus consejos y apoyo incondicional; a la empresa IAMGOLD PERÚ S.A. por impulsarme a culminar esta etapa dentro de mi desarrollo académico.

CONTENIDOS

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTO	IV
CONTENIDOS	V
ÍNDICE DE TABLAS	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	VIII
RESUMEN	IX
ABSTRACT	X
CAPÍTULO I	1
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO II	5
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	5
2.1. Antecedentes de la investigación	5
2.2. Bases teóricas	10
2.2.1. Metales pesados en el ambiente	10
2.2.2. El suelo	12
2.2.3. Movilidad de los metales pesados en el suelo	14
2.2.4. El plomo	17
2.2.5. Reacciones químicas del plomo más sales	19
2.2.6. Efectos del plomo en el suelo	20
2.2.7. Fitorremediación	22
2.2.8. Proceso de fitorremediación de metales pesados en las plantas	24
2.2.9. <i>Urtica urens</i> L. (ortiga)	28
2.3. Términos básicos	29
CAPÍTULO III	31
MARCO METODOLÓGICO	31
3.1. Localización de la investigación	31
3.2. Materiales experimentales	32
3.3. Factores, variables, niveles y tratamientos en estudio	32
3.4. Croquis del experimento	33
3.5. Diseño experimental	34
3.6. Procedimiento	36
3.7. Tratamiento y análisis de datos	41
3.8. Presentación de la información	42
CAPÍTULO IV	43

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	43
4.1. Características del suelo agrícola	43
4.2. Concentración de plomo en el suelo	45
4.3. Concentración del plomo en la parte caulinar (aérea) y radicular de las plantas de la <i>U. urens</i> L. (ortiga).....	46
4.4. Concentración de plomo en los suelos fitorremediados con la <i>U. urens</i> L. (ortiga)	50
CAPÍTULO V	58
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	58
4.1. Conclusiones	58
4.2. Recomendaciones	59
CAPÍTULO VI	60
REFERENCIAS	60
CAPÍTULO VII.....	69
ANEXOS	69
Anexo 1. Panel fotográfico.....	69
Anexo 2. Resultados del análisis de laboratorio	70
Anexo 3. Evidencia de utilización del Laboratorio de Química de la EAPIAC	81

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Factores evaluados.....	33
Tabla 2 Tratamientos y repeticiones.....	33
Tabla 3 Análisis de varianza de un factor.....	35
Tabla 4 Concentraciones del plomo utilizados en suelo agrícola.....	37
Tabla 5 Características del suelo agrícola	44
Tabla 6 Concentración inicial de plomo incorporado al suelo	45
Tabla 7 Cálculo del índice de translocación.....	48
Tabla 8 Factor de bioconcentración (BCF) del plomo para cada tratamiento con <i>U. urens</i> L.....	52
Tabla 9 Porcentaje de remoción del plomo en el suelo contaminado con plomo.....	54
Tabla 10 Análisis estadístico para la comprobación de la hipótesis en estudio	55

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Referencias del lugar El Tingo de José Gálvez, en donde se desarrolló el proyecto de investigación	31
Figura 2 Croquis del experimento	34
Figura 3 Concentración de plomo en la parte caulinar (aérea) y radicular las plantas de la <i>U. urens</i> L.....	46
Figura 4 Variación de la concentración de plomo en los suelos fitorremediados	51
Figura 5 Porcentaje de remoción de plomo obtenida por las plantas <i>U. urens</i> L,	54
Figura 6 Prueba de Tukey.....	57

RESUMEN

Se determinó la capacidad fitorremediadora de la *Urtica urens* L. (ortiga) en suelos contaminados con plomo en ambiente controlado, para este estudio se utilizó suelo agrícola previamente caracterizado y posteriormente contaminado con tres diferentes concentraciones de plomo; dejando un tiempo de reacción de 7 días para obtener las concentraciones de plomo iniciales de 1474 ppm, 1687 ppm y 2178 ppm respectivamente para cada tratamiento, T1, T2 y T3, se procedió con la fitorremediación utilizando la *U. urens* L. (ortiga), por un tiempo aproximado de cuatro meses, con seis plantas de ortiga por cada tratamiento, se analizaron las concentraciones de plomo en el suelo fitorremediado obteniendo para T1, 147.20 ppm, para T2, 239.9 ppm y para T3, 903 ppm, se analizó también la parte caular (aérea) de la *U. urens* L. obteniendo para T1, la concentración de 316.75 ppm; para T2, 460.50 ppm y para T3, 512.25 ppm; del mismo modo se analizaron las concentraciones de plomo en la parte radicular de cada tratamiento, obteniendo para T1, 626.75 ppm; para T2, 982.75 ppm y para T3, 903 ppm; concluyendo que la *U. urens* L. logra concentrar mayor cantidad de plomo en la parte radicular. El análisis ANOVA reveló diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($F = 43.6$, $p < 0.05$), confirmando que la presencia de *U. urens* L. disminuye de manera significativa los niveles de plomo en el suelo, lo cual indica que todos los tratamientos fueron efectivos, independientemente de la dosis o condiciones específicas; finalmente se concluye que *U. urens* L. es una especie con capacidad de fitoextracción y fitoestabilización, con una mayor incidencia en este último proceso siendo eficiente para la fitorremediación de suelos contaminados con plomo.

Palabras clave: *Urtica urens* L. (ortiga), fitorremediación, suelo, plomo, remoción.

ABSTRACT

The phytoremediation capacity of *Urtica urens* L. (nettle) in soils contaminated with lead in a controlled environment was determined, for this study agricultural soil previously characterized and subsequently contaminated with three different concentrations of lead was used; leaving a reaction time of 7 days to obtain the initial lead concentrations of 1474 ppm, 1687 ppm and 2178 ppm respectively for each treatment, T1, T2 and T3, phytoremediation was carried out using *U. urens* L. (nettle), for an approximate time of four months, with six nettle plants for each treatment, lead concentrations in the phytoremediated soil were analyzed, obtaining for T1, 147.20 ppm, for T2, 239.9 ppm and for T3, 903 ppm, the cauline part (aerial) of the *U. urens* L. was also analyzed, obtaining for T1, the concentration of 316.75 ppm; For T2, 460.50 ppm and for T3, 512.25 ppm; lead concentrations in the root system of each treatment were similarly analyzed, obtaining 626.75 ppm for T1; 982.75 ppm for T2; and 903 ppm for T3; concluding that *U. urens* L. concentrates a greater amount of lead in the root system. The ANOVA analysis revealed statistically significant differences between treatments ($F = 43.6$, $p < 0.05$), confirming that the presence of *U. urens* L. significantly decreases lead levels in the soil. This indicates that all treatments were effective, regardless of the dose or specific conditions. Finally, it is concluded that *U. urens* L. is a species capable of phytoextraction and phytostabilization, with a greater incidence of the latter process, making it efficient for the phytoremediation of lead-contaminated soils.

Keywords: *Urtica urens* L. (stinging nettle), phytoremediation, soil, lead, removal.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

La contaminación de suelos con metales pesados es ampliamente documentada y criticada, en el Perú, es notoria la falta de responsabilidad ambiental por parte de las empresas involucradas en actividades industriales, sumado a esto, la escasa fiscalización, prevención, control y sanción por parte de las autoridades, lo que ha implicado a través de los años, el incremento de los impactos negativos generados por metales pesados en los suelos, dejando como consecuencia pasivos ambientales.

El Ministerio de Energía y Minas (2019), informó que, en la más reciente actualización de pasivos ambientales en la nación, se identificaron 8448 pasivos ambientales, de los cuales 1156 pertenecen al departamento de Cajamarca. De acuerdo con la base de datos de Pasivos Ambientales Mineros del 2019 vinculada a la Resolución Ministerial No 010-2019-MEM/DM, se identificaron 6 cuencas en Cajamarca que presentan pasivos ambientales mineros. La cuenca del Llaucano posee 1036 pasivos identificados; la cuenca del Crisnejas, 48 y la cuenca del Jequetepeque, 43 pasivos ambientales (Chávez Ortiz, 2019).

Cajamarca es el departamento más observado por el sector minero, es la región donde se concentra la mayor cantidad de inversión en proyectos mineros del país, con una

inversión de US\$ 18 200 millones, posee 1874 derechos mineros (titulados y en trámite) (Ministerio de Energía y Minas (MINEM), 2023), teniendo en cuenta este panorama, es necesario tener en cuenta la necesidad de tomar las medidas necesarias para contrarrestar los impactos medioambientales que esta actividad genera. Por otro lado, es relevante señalar que Cajamarca es una de las regiones con presencia predominante de conflictos sociales a causa de la actividad minera. Según la Defensoría del Pueblo (2019), Cajamarca presenta 11 conflictos, de los cuales 7 se encuentran activos y 4 en condición latente, y del total, 9 pertenecen al ámbito socioambiental.

Lo descrito conlleva a presentar opciones que permitan minimizar los impactos propiciados por los metales pesados como el plomo que son generados por diversas actividades industriales en la región de Cajamarca. En ese sentido, la fitorremediación utilizando la *U. urens* L. (ortiga) conocida como ortiga, se presenta como una alternativa sustentable para el tratamiento de suelos contaminados con plomo, considerándose una opción de bajo costo y amigable con el medio ambiente, ya que constituye un proceso natural y no implica daños colaterales en su aplicación; es importante tener en cuenta que, el plomo es un contaminante ambiental altamente tóxico, que puede permanecer como residuo en suelos hasta 3000 años, provocando problemas de toxicidad en las plantas, animales y humanos (Chávez Rodríguez, 2014).

En tal sentido y considerando que la actividad minera está y seguirá vigente en nuestra región de Cajamarca, es de prioridad identificar tecnologías que permitan minimizar o contrarrestar los impactos que esta actividad ocasiona en el medio ambiente, con la presente investigación se busca proponer a la fitorremediación como biotecnología para recuperar suelos contaminados con plomo, teniendo en cuenta que el plomo, es uno

de los metales pesados identificado con concentraciones que superan los ECAS para suelo en las cuencas más afectadas por la actividad minera.

En la investigación realizada, para determinar la capacidad fitorremediadora de la *U. urens* L. (ortiga) en suelos contaminados con plomo en ambiente controlado, se utilizaron macetas con tres muestras experimentales y una muestra control; las muestras experimentales con tres kilogramos de sustrato de suelo agrícola cada una, se contaminaron con una solución de acetato de plomo, diluido en agua destilada, para obtener tres diferentes concentraciones de plomo, se dejó pasar un tiempo de reacción de siete días desde este procedimiento hasta el envío de muestras al laboratorio para determinar la concentración inicial de plomo en el suelo, y posteriormente se procedió a plantar la *U. urens* L. (ortiga), en cada maceta, las cuales permanecieron por un período de cuatro meses, que fue el tiempo determinado por el ciclo de vida de las plantas, para luego poder ser enviadas a laboratorio y realizar el análisis correspondiente de concentraciones de plomo en las plantas tanto en la parte caulinar (aérea), como en la parte radicular; del mismo modo, se enviaron a laboratorio, las muestras de suelo para su análisis y de esta manera obtener las concentraciones de plomo en el suelo después de haber pasado por el proceso de tratamiento con *U. urens* L. (ortiga), y de esta manera, con los resultados de laboratorio obtenidos, finalizar determinando el porcentaje de remoción logrado con el proceso fitorremediador de la ortiga.

La investigación tuvo como objetivo general determinar la capacidad fitorremediadora de la *U. urens* L. (ortiga) en suelos contaminados con plomo en ambiente controlado y como objetivos específicos caracterizar al suelo agrícola que se utilizó en la experimentación, determinar la concentración de plomo en el suelo antes del experimento, y concluido el proceso experimental ,determinar la concentración de plomo

en las plantas de la *U. urens* L. (ortiga) y la concentración de plomo en los suelos fitorremediados con la *U. urens* L. (ortiga).

CAPÍTULO II

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Antecedentes de la investigación

Bonilla Valencia (2019), utilizando la técnica de fitorremediación, determinó la capacidad de tres especies vegetales *Amaranto hybridus*, *Beta vulgaris* y *Medicago sativa*, para absorción de plomo en suelos contaminados, las plantas fueron germinadas en semilleros, para luego ser transplantadas a una matriz de suelos contaminados con plomo. Para calcular la absorción de plomo por las plantas, se empleó el método de espectrofotometría de absorción para medir la cantidad de plomo. Se llevaron a cabo mediciones en terrenos sin contaminación y en terrenos contaminados durante los 20, 30, 45, 60 y 90 días de exposición de las especies al suelo contaminado y al suelo final fitorremediado; concluyendo que las tres especies presentan capacidad de acumular plomo en sus tejidos, la capacidad de hiper acumulación de plomo de las especies *Amaranto hybridus* y *Medicago sativa* se presentó a medida que aumentaron de tamaño y de edad, por lo tanto se consideran como especies potenciales para remediación de suelos contaminados con plomo, sin embargo la especie *Beta vulgaris*, no presentó la capacidad hiper acumuladora pero sí la característica de acumular plomo en sus tejidos; asimismo, las semillas que germinaron utilizando abono, presentaron

mayor cantidad de absorción de plomo en comparación con las semillas que germinaron sin la utilización de abono.

También se tiene a Peña Álvarez (2019), que analizó la habilidad de absorción del *Helianthus annuus* como agente fitorremediador en terrenos contaminados con plomo, utilizó tierra de siembra en dos contenedores, que albergaban los suelos contaminados con 700 mg/kg y 1200 mg/kg de plomo, respectivamente. Se escogieron brotes de girasol con propiedades parecidas para ser trasladados a los dos contenedores de cultivo. Después del periodo de estudio, examinó tanto las plantas como las muestras de suelo, determinando que el *Helianthus annuus* es un eficiente fitorremediador de terrenos contaminados con plomo, disminuyendo entre un 47% y 62% la cantidad de plomo en el suelo.

Por su lado, Lovera y Rondinel (2024) determinaron el efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas en la remoción de plomo con *Urtica urens* en un suelo contaminado. Los hallazgos indican que el impacto en la primera enmienda aplicando compost no fue considerable ($p=0.019<0.05$) y en la segunda enmienda utilizando estiércol de lombriz tampoco fue considerable ($p=0.021<0.05$). Se deduce que el uso de modificaciones orgánicas no produce un impacto relevante en la eliminación de plomo mediante *Urtica urens* en un terreno contaminado.

En este mismo contexto encontramos a Prieto Mostacero y Fernández Lamberto (2020), quienes tuvieron como objetivo determinar la capacidad fitorremediadora de las plantas metalofitas *Fuertesimalva echinata*, *Urtica urens* y *Stipa ichu* en suelos contaminados por Pb, Cu y Zn. La habilidad fitorremediadora de *Fuertesimalva echinata*, *Urtica urens* y *Stipa ichu* en terrenos contaminados por Pb, Cu y Zn, es una de las soluciones empleadas para resolver

ciertos problemas ambientales, dado su costo reducido y su consideración como una opción sustentable y segura para el medio ambiente. La evaluación de los artículos concluye revelando que la *Fuertesimalva echinata* fue la que más plomo recolectó con una eficiencia del 70.8%, en contraste, la *Urtica urens* consiguió una acumulación de mayor volumen de cobre con una eficiencia del 49.58% y la *Stipa ichu* demostró una eficiencia superior en la acumulación de zinc del 62.2%.

Asimismo, Quincho Gonzalez & Saldaña Mondragon (2023), en su investigación tuvieron como propósito, evaluar la eficacia de la fitoextracción utilizando *Urtica urens* L. en terrenos contaminados con plomo. Este es un estudio descriptivo de naturaleza cuantitativa, donde se emplea como herramienta una base de datos comparativa. La misma señala que los valores más altos de concentraciones iniciales y finales de plomo en el suelo fueron de 2846 mg/kg a 1889,50 mg/kg, mientras que los valores más bajos fueron de 683,26 mg/kg a 272,36 mg/kg. Además, mediante estos estudios se determinó que la eficacia de la especie *U. urens* L. está vinculada con la inclusión de aditivos en el proceso. Esto confirma que *U. urens* L. es una especie capaz de realizar fitoextracción en terrenos contaminados con plomo.

Por su parte Quiliche Raico (2021) tuvo como propósito, medir la eficacia de *U. urens* L. en la fitorremediación de terrenos contaminados por plomo, determinó que la especie tuvo concentraciones de plomo tanto en sus raíces como en sus hojas. Dentro de este marco, se detectaron niveles de plomo de hasta 510 mg/kg en las raíces y 171 mg/kg en toda la estructura de la especie. Igualmente, en algunos estudios se alcanzó un 70% en la eliminación de plomo del suelo, mientras que en otros no se consiguió una remoción elevada, mostrando porcentajes del 0%. Además, se detectó que la especie muestra una concentración

superior de plomo cuando se le añade algún tipo de fertilizante o cuando la densidad de población es elevada. Adicionalmente, la especie llevó a cabo el tipo de fitorremediación a través de los métodos de fitoextracción y fitoestabilización. Finalmente, al contrastar los resultados obtenidos con los ECA de suelo de Perú y Ecuador, concluyó que gran cantidad de investigaciones posteriores a la fitorremediación, continuaron superando los ECA de ambas naciones.

También, De la Cruz y Rivera (2023), se enfocaron en el análisis retrospectivo de la habilidad de *Solanum pseudoamericanum* y *Urtica urens* para disminuir los niveles de plomo y cadmio en los terrenos contaminados del distrito de Catac, en la región de Ancash, en el año 2023. Este estudio, utilizó un método cuantitativo y un diseño experimental aplicado, detectó niveles preocupantes de concentraciones de plomo y cadmio en el terreno en estudio: 11,553.60 mg/kg de plomo y 10.13 mg/kg de cadmio. Durante una etapa de intervención que abarcó mayo y junio de 2023, durante un periodo de seis semanas, implementaron tratamientos de fitorremediación empleando las especies vegetales previamente mencionadas. Los hallazgos mostraron que el tratamiento con *Solanum pseudoamericanum* condujo a una significativa disminución del 87% en los niveles de plomo y un 53.80% en los de cadmio, en cambio, *Urtica urens* superó estos números logrando una disminución del 91% y 55.60% en plomo y cadmio, respectivamente. El resultado de este estudio evidenció que las especies vegetales *Solanum pseudoamericanum* y *Urtica urens*, son eficientes en la absorción de plomo y cadmio del suelo, y podrían ser utilizadas para la restauración ambiental de áreas impactadas por actividades mineras e industriales.

Por otro lado, Paredes Tello (2021) En su estudio, se propuso evidenciar el impacto de la fitorremediación, utilizando dos especies de ortiga (*U. urens* L. y

U. dioica L.), en la calidad de un terreno utilizado como depósito de residuos a gran escala; para confirmar el impacto, se analizaron las características físicas, químicas y biológicas del suelo, en conjunto con tres metales de gran peso (plomo, cadmio y zinc). Estos se contrastaron con las Normas de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo, ratificadas por el Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. El suelo se clasificó de textura franco arenosa para ambas especies de ortiga, y se observó una reducción significativa de 80.5 ppm de Pb. y 1.64 ppm de Cd con *U. urens* L ; y 92.5 ppm de Pb. y 1.575 partículas por ciento de Cd con *U. dioica* L.; con *U. urens* L., el pH del suelo se modificó de levemente alcalino (7.39) a moderadamente alcalino (7.9), del mismo modo, con *U. dioica* L., el pH del suelo aumentó de 7.38 a 7.8, permaneciendo dentro del espectro de levemente alcalino. Para resumir, *U. urens* L. tuvo un impacto en los parámetros químicos del suelo (pH; M.O.; P; N; K), en la disminución de metales pesados (Pb y Cd) y en la promoción de microorganismos beneficiosos, en contraposición a *U. dioica* L. que evidenció efectos más restringidos en cuanto a los mismos indicadores.

Encontramos también, a Ramírez y Torres (2020), quienes realizaron una investigación en la mina Paredones, ubicada en la región Cajamarca, utilizando *Phragmites australis*, para determinar la eficacia de la fitorremediación y enmienda en la concentración de plomo, mediante tres tratamientos con concentraciones de plomo en las muestras de 14083.04 mg/kg, 17.97 mg/kg, 1981.4 mg/kg, 2049.5 mg/kg y 2000.9 mg/kg, analizaron en laboratorio mediante fitoextracción y como resultado obtuvieron un 86% de eficacia, concluyendo que *Phragmites australis* es una planta excluyente e hiper acumuladora, habiendo absorbido en el tratamiento 1, 170.20 mg/kg de plomo, por lo tanto, la planta es considerada eficaz para la absorción de plomo en el suelo.

Asimismo, Marcelo Silva (2017), efectuó un tratamiento en macetas para evaluar la capacidad fitorremediadora de *U. urens* L. en terrenos con presencia de metales pesados, ubicado en el sector Campanario, en la provincia de Santiago de Chuco, en la región de La Libertad. Implementó un diseño cuasi experimental con pre prueba, post prueba y grupo control; la muestra empleada consistió en 1.5 kg de terreno. Para calcular la concentración de metales en el terreno, se aplicó el método EPA Method 200.7, Rev. 4.4; alcanzó la conclusión tras 14 semanas de crecimiento de *U. urens* L. que logró porcentajes de eliminación del 81.56% y 80.83%, en la eliminación de metales pesados como el cromo y antimonio, respectivamente.

En el mismo contexto tenemos a Díaz Dávila (2017), el propósito de su estudio fue establecer la habilidad de acumulación de la ortiga (*Urtica urens*), para la fitorremediación de terrenos contaminados con plomo en la Oroya, en la región de Junín. De un experimento que se llevó a cabo durante dos meses, se concluyó que la ortiga acumula plomo en sus hojas y raíces, logrando 84,34 mg/kg en sus hojas y 25,06 mg/kg en sus raíces. La concentración inicial fue de 1119.51 mg/kg y la final fue de 1010,05 mg/kg, lo que resultó en una reducción de 109,046 mg/kg de plomo.

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Metales pesados en el ambiente

Se conoce como metales pesados a los elementos químicos con un peso atómico que oscila entre 63.55 y 200.59 como el mercurio y el cobre, con un peso específico que supera los 4 (g/cm³), tales como cromo, mercurio, el plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), el arsénico (As), cobre (Cu) y plata (Ag), y que en concentraciones elevadas pueden ser tóxicos.

Los metales pesados se emplean extensamente en diversas actividades como la minería, la fundición, el refinado del oro y la agricultura (Huaranga Moreno et al., 2022).

Bonilla Valencia (2019), afirma que los micronutrientes, también conocidos como oligoelementos, son esenciales para plantas y animales en pequeñas cantidades, ya que son imprescindibles para que los seres vivos finalicen su ciclo de vida. Además, hay metales pesados que no poseen una función biológica definida y que su presencia en organismos vivos en ciertas cantidades provoca alteraciones en los mismos. En altas concentraciones, son extremadamente tóxicos. Entre estos metales se incluyen: cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb), cobre (Cu), antimonio (Sb), bismuto (Bi) y otros metales pesados (Delgadillo-López et al., 2011).

Cuando un compuesto se halla en niveles superiores a los habituales y usualmente tiene un impacto negativo en los organismos, se transforma en un contaminante; estos compuestos pueden ser modificados por los organismos, es decir, biodegradarse, o pueden persistir de manera indefinida y no biodegradarse. Los contaminantes terrestres poseen un largo período de permanencia, mientras que los contaminantes del aire y agua contribuyen a aumentar su concentración (Cruz-Guzmán, 2007). Es conocido que, dependiendo de su procedencia, los contaminantes del suelo pueden ser de origen geogénico o humano (Bonilla Valencia, 2019).

- Los geogénicos pueden derivarse tanto de la roca inicial que dio lugar al terreno, como de la actividad de los volcanes o del lixiviado de minerales. Por lo tanto, Pb puede hallarse tanto en minerales sulfurosos primarios como la pirita (FeS_2), como en minerales secundarios como

el óxido de manganeso y el carbonato de calcio (Diez Lázaro et al., 2002).

- Los desechos humanos se originan de las actividades industriales, agrícolas, mineras, entre otras, además de los residuos sólidos en las zonas urbanas. El Pb está presente en lodos residuales, riego, fundidoras, pesticidas, fertilizantes, minas, vehículos, pinturas, carbonatos y la quema de carbón (Huaranga Moreno et al., 2022).

Los metales pesados aportan significativamente a la polución del medio ambiente y su disponibilidad está condicionada por factores como el pH, la presencia de arcillas, el contenido de materia orgánica, la habilidad para intercambiar cationes y otras características (Gómez-Puentes et al., 2020). Igualmente, poseen variados niveles de movilidad, el Pb, As, Sb, Zn, Cr, presentan una elevada movilidad, lo que podría provocar la contaminación de amplias zonas del suelo (Podrug et al., 2021). En cambio, el almacenamiento de metales pesados en las plantas obstaculiza o estimula ciertos procesos enzimáticos que afectan su rendimiento. Por ejemplo, el Pb, As, Cd, Zn tienen la capacidad de ser absorbidos y depositados en sus tejidos a niveles tóxicos. Esto puede llevar a la posible introducción de estos metales en la cadena alimenticia, a través del consumo de plantas, ya sea de manera directa o indirecta por los seres humanos (Bonilla Valencia, 2019).

2.2.2. *El suelo*

En las primeras fases de desarrollo, la composición mecánica, química y mineralógica de los suelos se establece por la composición de las rocas formadoras. Cuando se estructuran los perfiles de suelos

maduros, con horizontes claramente establecidos, adquieren características muy distintas a las de la roca original. Las rocas que componen el terreno tienen un impacto significativo en la composición y características de la masa del suelo debido a su composición químico-mineralógica, su consistencia y nivel de permeabilidad, y su procedencia (Rumaldo Ramírez, 2019).

Según su estructura químico-mineralógica, todas las rocas que forman el suelo pueden categorizarse en ácidas, intermedias, básicas y ultra básicas, basándose en su contenido de sílice y minerales ferromagnesianos. Debido a su conformación, pueden ser clasificadas en mullidas y compactadas, lo que afecta la rapidez de las transformaciones que suceden durante los procesos de cimentación del suelo. De acuerdo a su procedencia, pueden ser categorizadas en ígneas, sedimentarias y metamórficas. Además, los sedimentos (aluviales, coluviales, diluviales y cenizas de volcanes) son vistos como componentes antiguos de los suelos (Navarro-Aviñó et al., 2007).

Este procedimiento también influye en el ciclo biológico de los elementos o la rotación biológica de los elementos, que ocurre a causa de la actividad esencial de las plantas y los microorganismos en el suelo; se produce de forma constante e ininterrumpida. El factor biológico es el elemento esencial en la construcción del suelo, y este desempeña el papel más significativo (Jaramillo, 2002). Los microorganismos juegan un papel vital en la modificación y traslado de elementos en el terreno. Estos microorganismos también varían en su cantidad, composición y actividad, dependiendo de las propiedades del terreno y sus condiciones de

edificación. Este componente biológico contribuye de manera significativa a la distinción de los suelos, dependiendo del ambiente geográfico (Marrero-Coto et al., 2012).

La vegetación juega un rol esencial en la pedogénesis, ya que preserva los materiales preliminares y promueve el desarrollo del terreno. Las raíces de las plantas fomentan la creación de agregados y el cambio químico de los minerales mediante la liberación de ácidos orgánicos y dióxido de carbono. El procedimiento de fijación de carbono por parte de las plantas simboliza el progreso inicial en la generación de la materia orgánica en los suelos. Incorporar materia orgánica fomenta el desarrollo y preservación de la comunidad de organismos vivos en el terreno (Diez Lázaro et al., 2002).

Por otro lado, las especies vegetales que se desarrollan en el terreno son la principal fuente de materia orgánica que se inserta en este. Cada estructura vegetal se distingue por sus propiedades únicas en la composición de su materia orgánica, en cómo se inserta en el suelo y en los procesos de degradación con la masa mineral del suelo; las partes muertas de las plantas no solo proporcionan al suelo nutrientes y minerales, sino que también potencian su fuente de energía. Esto facilita un intercambio de materias y energía más activo tanto en el mismo suelo entre sus fases sólidas, líquidas y gaseosas, como entre el suelo, la vegetación y la atmósfera (Navarro-Aviñó et al., 2007).

2.2.3. *Movilidad de los metales pesados en el suelo*

En el suelo, los metales pesados se reubican y distribuyen gradualmente entre los elementos de la fase sólida. Esta redistribución se

distingue por una retención inicial rápida y reacciones graduales posteriores, que varían según el metal, las características del suelo, el nivel de introducción y el tiempo (Galán Huertos & Romero Baena, 2008).

No obstante, esta movilidad está fuertemente determinada por los rasgos del suelo como el pH, el potencial redox, la composición iónica de la solución del suelo, su capacidad de cambio, la existencia de carbonatos, materia orgánica, la textura, el tipo de contaminante, el origen de los metales y su forma de deposición, así como por las condiciones ambientales como la acidificación, modificaciones en las condiciones redox (Sahuquillo et al., 2003).

Por tanto, la movilidad de metales pesados en el suelo se refiere a la facilidad con la que los metales pesados (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Cr, Hg, etc.) se desplazan en el perfil del suelo o pasan a la solución del suelo, pudiendo llegar a las plantas o las aguas subterráneas (Brown et al., 2012).

Por lo general, la movilidad de los metales pesados es bastante limitada, permaneciendo en los primeros centímetros del suelo, y lixiviándose a los horizontes inferiores en cantidades mínimas. La presencia de un elemento también está condicionada por las propiedades del terreno en el que se halla, siendo el pH un indicador relevante que determina la movilidad del catión. Las partículas más móviles de iones se producen en niveles de pH más bajos (suelos ácidos). Los terrenos arcillosos muestran una mayor capacidad para retener agua y contaminantes, una mayor porosidad microscópica y, en consecuencia, una disminución del drenaje interno del terreno. En cambio, en terrenos arenosos, de baja capacidad de fijación y predominante macro porosidad,

los metales pesados se infiltran con rapidez al subsuelo y pueden contaminar los niveles de agua freática (Luna Arenas & Rodríguez Lozada, 2016). Existen diversas reacciones químicas en el suelo, tales como:

Adsorción y desorción. La adsorción es la fijación de iones metálicos en las superficies cargadas de minerales arcillosos, óxidos metálicos y materia orgánica. La desorción es el proceso inverso, donde el metal regresa a la solución del suelo. Por tanto, la adsorción inmoviliza el metal y la desorción aumenta la movilidad y disponibilidad, el pH bajo favorece la desorción de los metales (Bécares, 2004).

Precipitación y disolución. La precipitación es la formación de compuestos sólidos insolubles a partir de iones en solución, inmovilizando el metal y la disolución es la transformación de esos sólidos en iones solubles, en este proceso libera el metal y lo hace móvil (Raymond, 2010).

Intercambio iónico. Es la sustitución de un ion metálico por otro en los sitios de intercambio catiónico del suelo, permite que metales entren o salgan de la fase sólida a la solución (Peña Alvarez, 2019).

Reacciones redox (oxidación – reducción). Transformaciones químicas que cambian el estado de oxidación del metal, modificando su solubilidad y toxicidad. La oxidación o reducción pueden aumentar o disminuir movilidad de los metales pesados.

Disolución asistida por microorganismos. Es la solubilización de minerales metálicos mediada por la actividad metabólica microbiana, a través de reacciones de oxidación, reducción, acidificación o producción de agentes quelantes. Este proceso influye de forma directa en la

movilidad, biodisponibilidad y toxicidad de los metales pesados (Atkins & Paula, 2012).

No obstante, la toxicidad de los metales pesados no solo se basa en su concentración, sino también en su movilidad y su interacción con otros elementos de su área de impacto. Por tanto, como lo menciona Cruz y Guzmán (2007), los metales pesados pueden seguir cuatro diferentes vías:

- Es posible que se mantengan en el suelo, ya sea disueltos en la etapa acuosa del mismo, u ocupando espacios de intercambio o específicamente adsorbidos en componentes inorgánicos del mismo.
- Relacionados con la composición orgánica del terreno y/o depositados en forma de sólidos puros o combinados.
- Las plantas pueden asimilarlos y de esta manera pasar a formar parte de las cadenas tróficas.
- Se introducen en la atmósfera a través de la volatilización y son trasladados a las aguas superficiales o subterráneas.

2.2.4. *El plomo*

El plomo es un metal pesado que rara vez se encuentra en su estado natural, no obstante, generalmente se encuentra en sulfuros. Tiene la capacidad de bioacumularse, su presencia en plantas y animales aumenta a través de la cadena de alimentación. La contaminación del medio ambiente por plomo ha crecido en los últimos cincuenta años; los elementos de plomo se hallan dispersos en el aire, en las plantas y animales que se alimentan de estas, agua, suelo, polvo y en todo el entorno. (Rubio

et al., 2004). Existen elementos orgánicos e inorgánicos de plomo que se emiten al aire durante el proceso de combustión de carbono y aceite. Estas sustancias ingresan al organismo humano mediante tres vías: respiratoria, digestiva y dérmica o cutánea, causando efectos dañinos para la salud a nivel celular y sin ser identificadas rápidamente (Rodríguez et al., 2016).

El plomo presenta las siguientes propiedades: es un metal pesado con número atómico: 82, peso atómico: 207.19, valencias químicas 2 y 4, densidad relativa/gravedad específica 11.4 a 16 °C (61 °F); tiene un tono azulado, flexible, inelástico, se funde con facilidad a 327.4 °C y hierve a 1 725 °C. El plomo tiene una resistencia relativa ante los ataques de los ácidos sulfúrico y clorhídrico. Adicionalmente, su esencia tiene un carácter voluble dado que produce sales de plomo de los ácidos y sales metálicas del ácido plúmbico. Además, en la naturaleza se encuentra dando forma a minerales, como la galena, anglesita y cerusita (Rubio et al., 2004).

Actualmente, el plomo posee múltiples usos, se genera en los procesos industriales y se emplea en su forma sólida y líquida, produciendo polvo, humo o vapores, en función de su uso. Se utiliza en actividades domésticas e industriales para acumuladores eléctricos, mediante la extracción secundaria de plomo de baterías recicladas. El 40% del plomo se utiliza en forma de metal, el 25% en aleaciones y el 35% en compuestos químicos. Se trata de un aditivo empleado en la refinería de petróleo, en el revestimiento de cables, tuberías, fabricación de municiones, tintes para pinturas y barnices, elaboración de cristales, cerámica, utensilios de pesca y caza, y protector frente a la radiación X y radiación gamma. (Rodríguez Rey et al., 2016)

2.2.5. *Reacciones químicas del plomo más sales*

El plomo (Pb) es un metal pesado que puede participar en diversas reacciones químicas, especialmente con sales, formando compuestos como cloruros, nitratos, sulfatos y acetatos de plomo. Estas reacciones suelen ser de tipo doble sustitución, donde el plomo reacciona con otras sales solubles para formar precipitados de sales de plomo poco solubles (Atkins & Paula, 2012).

Según Brown et al. (2012), las sales de plomo (II) como el PbCl_2 , PbSO_4 y PbCrO_4 son poco solubles en agua, y su formación puede observarse mediante una reacción de precipitación, por su parte, Petrucci et al. (2010) explican que el plomo (II) también puede formar complejos solubles al reaccionar con ciertos aniones, lo cual puede afectar la solubilidad de sus sales en soluciones acuosas. Esto es relevante en procesos industriales, análisis químicos y tratamientos de aguas residuales.

Una de las reacciones más comunes del plomo con sales ocurre por doble desplazamiento o reacción de precipitación, donde una sal soluble de plomo reacciona con otra sal soluble para formar un precipitado de una sal de plomo poco soluble. La solubilidad de estas sales se ve influenciada por el tipo de anión con el que el plomo reacciona. Por ejemplo, mientras que el nitrato de plomo es muy soluble, el sulfato y el cromato forman precipitados amarillos o blancos característicos, utilizados como indicadores en análisis químicos (Eróstegui Revilla, 2009).

Desde una perspectiva ambiental, las reacciones del plomo con sales son críticas, ya que muchos compuestos de plomo son tóxicos y

persistentes. La solubilidad de estas sales afecta su movilidad en el ambiente y su disponibilidad para ser absorbidas por organismos vivos. Por esta razón, es importante conocer su comportamiento químico para diseñar estrategias de remediación o tratamiento de residuos (Raymond, 2010).

2.2.6. Efectos del plomo en el suelo

El suelo es el destino principal de los metales pesados, por lo que también se acumulan en él, compuestos de plomo. No obstante, no se comporta como un componente inmóvil, sino que adopta una dirección activa. Este desplazamiento en el suelo se lleva a cabo a través de cuatro procesos, que comprenden: traslado a las aguas superficiales o subterráneas, difusión a la atmósfera mediante la volatilización, absorción por las plantas e incorporación a la cadena trófica, y retención en el suelo mediante los procesos de adsorción (Navarro-Aviñó et al., 2007).

Los niveles de plomo presentes en el terreno provocan desbalances en las proporciones de minerales y nutrientes en los tejidos de las plantas en desarrollo. El plomo asimismo impide el ingreso de cationes (K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , Mn^{+2} , Zn^{+2} , Cu^{+2} , Fe^{+3}) y aniones (NO_3^-) al sistema de las raíces. La presencia de plomo tanto en la planta como en la base de la raíz modifica los niveles de minerales y afecta la distribución de los componentes nutritivos en los distintos órganos de la planta (Rubio et al., 2004).

Los riesgos ambientales más significativos de la transferencia de plomo desde el suelo incluyen su ingreso a la cadena trófica, la disminución de la cobertura vegetal o la cosecha debido a su fitotoxicidad,

y la asimilación del metal desde el suelo por las plantas que son empleadas por los humanos para su consumo. La fitotoxicidad provocada por el plomo causa alteraciones en las funciones fisiológicas habituales de las plantas; hasta elevar las concentraciones de plomo en sus células, las plantas exhiben síntomas tales como la reducción del índice de germinación y la relación de longitud de las raíces, disminución del área de las hojas, surgimiento de manchas pardo rojizas fenólicas en tallos, peciolos y hojas, y finalmente necrosis de las flores (Delgadillo-López et al., 2011).

Sin embargo, existen algunas plantas tolerantes a este metal, al respecto Baker (1981) citado por Chacón (2019), propone dos tácticas fundamentales vinculadas con la asimilación de un metal y la resistencia de las células vegetales. Las reacciones celulares ante el estrés nocivo se presentan como tolerancia por exclusión y tolerancia por acumulación. La primera implica el mantenimiento de niveles bajos y constantes de metal en el suelo, mientras que la segunda implica la concentración activa del metal en los tejidos de las plantas, lo que requiere de procesos fisiológicos extremadamente especializados. Las plantas forman sistemas extremadamente específicos para absorber, trasladar y acumular sustancias; no obstante, ciertos metales y metaloides que no son indispensables para las plantas son absorbidos, trasladados y acumulados en la planta porque muestran un comportamiento electroquímico parecido a los elementos nutritivos necesarios.

Es importante considerar que el plomo no se descompone en otros productos, sino que se acumula gradualmente provocando un desbalance

en los ecosistemas, modificando los procesos naturales de los organismos abióticos y bióticos.

2.2.7. *Fitorremediación*

Según Meagher (2000), la fitorremediación es vista como una opción ecológicamente responsable y a un costo reducido en comparación con los métodos costosos físicos y químicos que se están desarrollando en la actualidad. La fitoextracción de metales pesados ha emergido como una nueva oportunidad lucrativa y alternativa a los métodos de descontaminación tradicionales basados en ingeniería. La flora desempeña un papel crucial en la pedogénesis al conservar los materiales iniciales y facilitar el crecimiento del terreno. Las raíces vegetales promueven el crecimiento de agregados y la meteorización química de los minerales a través de la emisión de ácidos orgánicos y dióxido de carbono. El proceso de fijación de carbono por parte de las plantas representa el avance inicial en la creación de la materia orgánica de los terrenos. El empleo de materia orgánica promueve el crecimiento y conservación de la comunidad de seres vivos en el suelo (Garbisu et al., 2007).

Así pues, se define como una tecnología sustentable que se fundamenta en la utilización de plantas para disminuir, eliminar, trasladar, estabilizar, concentrar y/o eliminar contaminantes (orgánicos e inorgánicos) en suelos. Puede ser empleada tanto en el lugar como en el exterior, y se basa en procesos bioquímicos ejecutados por las plantas y microorganismos vinculados a su sistema de raíz que llevan a la disminución, mineralización y degradación (López-Martínez et al., 2005).

La fitorremediación, según López et al. (2005), se puede realizar según los diversos mecanismos o reacciones bioquímicas:

- La fitoextracción, en la que la planta tiene la habilidad de acumular contaminantes en sus raíces, tallos o flores, las plantas absorben contaminantes del suelo o agua (como metales pesados) a través de sus raíces y los acumulan en sus tejidos. Existen reacciones bioquímicas claves como la formación de quelatos (por ácidos orgánicos como ácidos cítrico, málico, oxálico) que movilizan metales para ser absorbidos. Así como la participación de enzimas como ATPasas de membrana para el transporte activo y metalotioneínas que son proteínas de unión a metales.
- La fitoestimulación o rizodegradación, que produce exudados en las raíces que fomentan el desarrollo de microorganismos capaces de descomponer compuestos orgánicos xenobióticos.
- Fitoestabilización, que facilita la creación de un sistema tupido de raíces con el fin de disminuir la biodisponibilidad y la movilidad de los contaminantes. No hay extracción o degradación, pero las plantas inmovilizan contaminantes en el suelo, reduciendo su movilidad. Entre las reacciones más importantes que se dan en la fitoestabilización es la formación de complejos solubles o precipitados con compuestos exudados por la raíz. Ejemplo: $\text{Pb}^{2+} + \text{PO}_4^{3-} \rightarrow \text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$
- La fitodegradación, que implica la conversión de los contaminantes orgánicos en moléculas más sencillas; es decir, transformar los contaminantes orgánicos en moléculas más sencillas. Las plantas degradan contaminantes orgánicos como pesticidas, solventes o

hidrocarburos dentro de sus tejidos. Entre las reacciones que se generan en el proceso de fitodegradación está la oxidación, la reducción e hidrólisis que son la ruptura de enlaces éster o amida mediante enzimas hidrolasas. Dentro de las enzimas en este proceso, se tiene a las Peroxidasas, Citocromo P450, Lacasas, Glutación-S-transferasas.

- La fitovolatilización, sucede cuando las plantas en proceso de crecimiento absorben agua junto a los contaminantes orgánicos solubles. Algunos contaminantes tienen la capacidad de llegar a las hojas y evaporarse o volatilizarse en el ambiente. Las plantas absorben contaminantes (como mercurio, selenio o tricloroetileno), los transforman en formas volátiles y los liberan al aire.

2.2.8. *Proceso de fitorremediación de metales pesados en las plantas*

Según Carpena y Bernal (2007), indican que las fitotecnologías tienen la capacidad de utilizarse en contaminantes orgánicos e inorgánicos, que se encuentran en sustratos sólidos, líquidos o atmosférico. Para ello, resulta crucial reconocer a la especie adecuada basándose en la descripción del contaminante, estableciendo su grado de tolerancia y capacidad de adaptación.

Por su lado, Chagua y Tardío (2015) mencionan que una planta fitorremediadora tiene la habilidad para tolerar metales pesados, tiene mecanismos homeostáticos que se encargan de regular la acumulación, movimiento y desintoxicación de metales pesados, y mantener la concentración en umbrales fisiológicos. Estos mecanismos son los

procesos de transporte, quelación y retención para reducir los efectos nocivos. (Delgadillo-López et al., 2011)

Conforme a lo mencionado, en la fitorremediación, las plantas desempeñan un rol crucial dado que poseen la habilidad de adaptarse, sobrevivir y acumular tanto los contaminantes como los nutrientes del suelo. Las plantas también liberan enzimas que oxidan los contaminantes, incitándolos a ser degradados, acumulados en la misma planta o eliminados del suelo que ha sido perjudicado por la actividad humana (Ferrer, 2003).

El almacenamiento de metales pesados en las plantas comienza cuando entran en el simplasto de la raíz, que se adentra en la membrana plasmática de la célula endodermo. Asimismo, entran en el apoplasto de la raíz mediante los espacios entre las células. Si el metal es trasladado a los tejidos respiratorios, entonces, ingresa a la xilema y a través del flujo de savia se dirige a las células de la hoja mediante la circulación de savia (Bécares, 2004). Siguiendo en el mismo contexto Bernal (2014), afirma que una planta se considera acumuladora, cuando puede subsistir en un terreno con un elevado contenido de metales, incluyendo al metal en su estructura. Tras atravesar la membrana, los contaminantes se reparten por toda la estructura de la planta. Los contaminantes que se acumulan en las raíces, se mueven hacia las hojas. Las células de las plantas, tienen la capacidad de almacenar metales en función de la especie y la forma del metal.

No obstante, para que la planta se desarrolle adecuadamente en un terreno contaminado, es necesario considerar las condiciones

edafológicas dominantes. La absorción de nutrientes se basará en la humedad, el pH, la conductividad eléctrica, la temperatura y otros factores relevantes, lo que asegurará que este terreno contaminado se transforme en un suelo fitorremediado en su totalidad. Las plantas que asimilan y acumulan metales pesados poseen dos etapas para llevar a cabo estos procedimientos (Bernal, 2014):

- La fase inicial conlleva el traslado de los metales pesados en el interior de la planta, que posteriormente se sitúan en la célula vegetal. La raíz constituye la entrada principal de estos elementos, llegando mediante la expansión en el medio, mediante un flujo masivo o mediante un intercambio catiónico. Posee cargas negativas en sus células a causa de la existencia de grupos carboxilo, los cuales interactúan con las cargas positivas de los metales pesados, creando un equilibrio dinámico que facilita su entrada a las células, ya sea mediante la vía apoplástica o simplástica.
- Durante la segunda etapa, las especies metálicas dentro de la planta se mantienen a través del vínculo de ligando específicos mediante los quelantes generados por las plantas que contienen ácidos orgánicos (cítrico, oxálico y málico), varios aminoácidos (histidina y cisteína), y dos clases de péptidos: fitoquelatinas y metaloteínas. En última instancia, en la tercera etapa se produce la compartimentalización y detoxificación, proceso mediante el cual, el complejo ligando-metal se mantiene en la vacuola (Bécares, 2004).

Las biotransformaciones que suelen suceder en la naturaleza se conocen como atenuación natural. Se ha notado que los niveles de contaminantes disminuyen con mayor rapidez en terrenos con vegetación. López et al. (2005) hace referencia a April y Sims, quienes evidenciaron que la biodegradación de diversos contaminantes se intensificó debido al aumento de pastizales en suelos contaminados con hidrocarburos, descubriendo que la rizósfera poseía una diversidad considerable de microorganismos. Una planta fitorremediadora puede actuar a en base a tres fases (López *et al.*, 2005):

- La absorción de contaminantes ocurre por medio de las raíces y hojas a través de las estomas y la cutícula de la epidermis. Esta absorción tiene lugar en la rizodermis de las raíces tempranas, las cuales asimilan los compuestos a través de la ósmosis, en función de elementos externos como la temperatura y el pH del terreno. Otros elementos cruciales que influyen en la penetración del contaminante son su peso molecular e hidrofobicidad, las cuales establecen que estas moléculas se introduzcan en las membranas celulares de la planta. Una vez que los contaminantes han traspasado la membrana, se reparten por toda la planta (Carpena & Bernal Pilar, 2007).
- Las raíces absorben los contaminantes y, a través de las hojas, se excretan (fitovolatilización). Cuando los contaminantes tienen una alta concentración, únicamente fracciones pequeñas (menos del 5 %) se eliminan sin alterar su estructura química.

- El proceso de desintoxicación de los compuestos orgánicos se realiza mediante la mineralización hasta convertirse en dióxido de carbono.

La fitorremediación es una opción ideal para la recuperación de suelos, gracias a su coste reducido de inversión y mantenimiento, su uso en el lugar, y la reducción mínima de degradación y desestabilización del área a ser liberada de contaminantes.

2.2.9. *Urtica urens* L. (ortiga)

La ortiga pertenece a la clase: *Magnoliopsida*, subclase: *hamamelidae*, su entorno natural se halla en terrenos baldíos, basureros, senderos y zonas húmedas. La ortiga abrasiva es una planta ampliamente reconocida y abundante, que prospera en cualquier clase de terreno. Es una planta herbácea perenne de hasta un metro de alto, llamada mala hierba, presenta una cepa ramificada con un tallo de forma cuadrangular y curvada. Se desarrolla en condiciones de falta de luz solar, en entornos fríos, en suelos húmedos, con un pH de 5.5 a 8, y puede reproducirse a partir de una sola planta presente en cualquier tipo de terreno. (Huerta Ciriza, 2007)

El plomo causa diversos daños en las plantas y en diferentes grados de acumulación. Algunas especies, como la ortiga, pueden acumular metales pesados como el plomo. Los mecanismos de fitotoxicidad de Pb están relacionados con la permeabilidad de la membrana celular, las interacciones de los grupos sulfhidrilos (-SH) con

caciones y su inclinación a interactuar con los grupos fosfatos (Rodríguez Rey et al., 2016).

En el mismo contexto López et al. (2005), indica que, en las plantas de ortiga, la concentración de plomo se encuentra mayoritariamente en las raíces, con poca presencia en otros segmentos u órganos de la especie. Las plantas expuestas al plomo generan cisteína y polipéptidos de escaso peso molecular conocidos como fitoquelatinas. Se ha demostrado en varias especies que metales como el plomo (Pb) se unen a las fitoquelatinas después de inducir su formación, dado que tiene un radio iónico de forma octahedral.

2.3. Términos básicos

Capacidad: Se refiere a la cantidad de un contaminante que puede permanecer durante un periodo específico de tiempo en distintas unidades (Delgadillo-López et al., 2011).

Acumulación: Hace referencia a la capacidad de una planta para desarrollarse en terrenos con altas concentraciones de metales pesados, con niveles que son tóxicos incluso para especies cercanas a su entorno (Rodríguez Rey et al., 2016).

Plomo: Se caracteriza por ser un metal de tonalidad gris y negra, hallado en la corteza terrestre y en diversos materiales producidos por el ser humano. El plomo, al ser inhalado o ingerido, es tóxico, ya que se introduce en la sangre, y se puede acumular en el cuerpo, particularmente en los tejidos de la piel (Rubio et al., 2004).

La fitorremediación: Se define como Phyto, que significa planta y remediación, que significa mal por corregir, es un procedimiento que emplea plantas para eliminar, trasladar, estabilizar, acumular o destruir contaminantes (orgánicos e inorgánicos) en terrenos, lodos y sedimentos, puede ser aplicada tanto en el lugar como fuera de él (Ramírez Briceño & Torres de la Rosa, 2020).

3.2. Materiales experimentales

- *Urtica urens* L. (ortiga)
- Suelo agrícola
- Acetato de plomo ($\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2$)

Materiales de campo

- Guardapolvo
- Guantes
- Mascarilla
- Libreta de campo
- Lapiceros
- Marcador
- Cinta masking Tape
- Rótulos
- Tijera podadora
- Bolsas de papel
- Palana
- Macetas de plástico
- Regadera
- Cámara fotográfica

3.3. Factores, variables, niveles y tratamientos en estudio

Las variables de la investigación son la capacidad fitorremediadora de la *U. urens* L. (ortiga) y el suelo contaminado con acetato de plomo ($\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2$). En la siguiente tabla se muestra las concentraciones iniciales de plomo de cada unidad experimental. Estos resultados fueron obtenidos en el Laboratorio de Agua, Suelo, Medio Ambiente y Fertilización de la Universidad Nacional Agraria la Molina.

Tabla 1*Factores evaluados*

Tratamientos	Factores evaluados
T0	0 mg/kg de plomo en 3kg de suelo
T1	1474 mg/kg de plomo en 3kg de suelo
T2	1687 mg/kg de plomo en 3kg de suelo
T3	2178 mg/kg de plomo en 3kg de suelo

Se contó con cuatro tratamientos y se realizaron tres repeticiones simultáneamente, logrando determinar la capacidad fitorremediadora de la *U. urens* L. (ortiga). la distribución de los tratamientos se realizó según el siguiente croquis experimental:

Tabla 2*Tratamientos y repeticiones*

		Tratamientos		
Repetición 1	T0	T1	T2	T3
Repetición 2	T1	T2	T3	T0
Repetición 3	T2	T3	T0	T1

3.4. Croquis del experimento

El proceso experimental se llevó a cabo con la especie *U. urens* L. (ortiga), en suelos contaminados con tres concentraciones de plomo. La figura 2 muestra las macetas y las codificaciones donde se realizó el proceso de fitorremediación.

Figura 2*Croquis del experimento***Donde:****Rn:** Repetición**M0:** suelo agrícola sin contaminante más la *U. urens* L. (ortiga)**T0, 1, 2, 3:** Tratamientos del suelo contaminado con plomo

3.5. Diseño experimental

El diseño considerado en la investigación, fue el diseño completamente al azar (DCA), con tres repeticiones, teniendo 12 unidades experimentales. Para la comprobación de la hipótesis, se utilizó el análisis de varianza (ANOVA) para muestras experimentales, teniendo en consideración las diferentes concentraciones, y el proceso de fitorremediación con la *U. urens* L. (ortiga):

$$Y_i = \mu + \tau_i + \varepsilon_i$$

Donde:

μ : Parámetro de escala común o efecto medio

τ_i : efecto del tratamiento

ε_j : error experimental

i: 1,2, ..., ésimo tratamientos

La prueba estadística permite la comprobación de la hipótesis, determinando si la *U. urens* L. (ortiga) logra fitorremediar suelos contaminados con plomo.

Tabla 3

Análisis de varianza de un factor

FV (efecto)	SC	GL	CM	F ₀	Valor – p
Tratamientos (T)	SC _{TRAT}	T – 1	CM _{TRAT}	$F_0 = \frac{CM_{TRAT}}{CM_E}$	P(F>F ₀)
Error experimental	SC _E	T(r-1)	CM _E		
Total	SC _T	N – 1			

Dónde:

T: tratamientos

N: Unidades Experimentales

SC_{TRAT}: suma de cuadrados de tratamientos

SC_E: suma de cuadrados del error

SC_T: suma de cuadrados de total

GL: grados de libertad

CM_{TRAT}: cuadrados medios del tratamiento

CM_E: cuadrados medios del error

Hipótesis estadística:

H₀: La capacidad fitorremediadora de la *U. urens* L. (ortiga) en suelos contaminados con plomo en un ambiente controlado no es altamente significativa.

H₁: La capacidad fitorremediadora de la *U. urens* L. (ortiga) en suelos contaminados con plomo en un ambiente controlado es altamente significativa.

La prueba de F para la interacción $F_0 = M1/M2$, se aprecia su significación cuando comparamos alfa con valor p.

- Si $p < 0,05$ entonces se rechazará la hipótesis nula (H_0) y se aceptará la hipótesis alterna (H_1) lo cual implica que la especie la *U. urens* L es eficiente para remediar suelos contaminados con plomo.
- Si $p > 0,05$ entonces se aceptará la hipótesis nula (H_0) y se rechazará la hipótesis alterna (H_1) lo cual implica que la especie la *U. urens* L. (ortiga) no es eficiente para remediar suelos contaminados con plomo.

3.6. Procedimiento

a. Germinación de las semillas de la *U. urens* L. (ortiga)

Se utilizó un recipiente con suelo agrícola, en el cual se germinaron semillas de *U. urens* L. (ortiga), este proceso tuvo una duración aproximada de cuatro semanas. Una vez germinadas las semillas y al haber alcanzado un tamaño aproximado de 3 cm (sin incluir la raíz), estuvieron listas para ser trasplantadas a cada unidad experimental, se consideraron seis plantas de características similares para cada maceta. En esta etapa se tuvo especial cuidado con las condiciones humedad con la intención de facilitar el proceso de repique de la ortiga y trasplante a las macetas.

b. Preparación del suelo agrícola contaminado con diferentes concentraciones de plomo

Para determinar los niveles de concentración de plomo y la preparación del suelo contaminado, se tomó en cuenta la metodología de Peña (2019), quien indica que para obtener un suelo contaminado a una concentración de 700 mg/kg de plomo en dos kilos de suelo agrícola, se necesita diluir 2.56 g de acetato de plomo ($\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2$) en dos litros de agua, para posteriormente saturar los dos kilos del sustrato de suelo agrícola con esta solución, teniendo en cuenta esta información, se determinaron las cantidades de acetato de plomo a utilizarse para obtener las concentraciones de plomo para cada tratamiento en estudio, considerando una cantidad de tres kilos de suelo agrícola para cada tratamiento, tal como se muestra en la siguiente tabla:

Tabla 4

Concentraciones del plomo utilizados en suelo agrícola

Acetato de plomo	Tratamientos	Concentración por kilogramo de sustrato (mg/kg)	Concentración por 3 kilos de sustrato suelo (mg/kg)	Cantidad (g) por los 3 kg de sustrato	Concentración de plomo obtenidos por el laboratorio (Concentración inicial)
	0	0	0	0	0
$\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2$	1	500	1500	3.84	1474
	2	600	1800	5.48	1687
	3	800	2400	6.57	2178
Total (g) de acetato de plomo utilizado por cada repetición				15.89	

Obtenidas las cantidades de acetato de plomo (en gramos) a utilizarse para cada tratamiento, se procedió a preparar la solución, para obtener las

concentraciones de plomo esperadas, diluyendo el acetato de plomo en dos litros de agua destilada, y se repitió este procedimiento para cada concentración, posteriormente se saturó el suelo agrícola con cada solución y se obtuvieron las concentraciones deseadas, es importante indicar que, Peña (2019), menciona que el suelo saturado con la solución de acetato de plomo en cada concentración, debe tener un tiempo de reacción de 7 días para que el contaminante sea absorbido por el suelo, removiendo constantemente para evitar que la solución se concentre en la parte inferior; para obtener las concentraciones exactas de plomo en el suelo contaminado, después de haber esperado el tiempo de reacción de 7 días, se enviaron a analizar al Laboratorio de agua, suelo, medio ambiente y fertirriego de la Universidad Nacional Agraria la Molina; cuatro muestras de suelo, tres contaminadas con las diferentes concentraciones de acetato de plomo y una muestra de suelo agrícola no contaminando, logrando determinar la concentración de plomo, el pH y conductividad eléctrica, de cada muestra. La toma y envío de muestra se realizó considerando el protocolo que el laboratorio emite en cuanto a modalidad de toma de muestra, recipientes y cantidades (kilogramos) de muestra.

Los análisis de la conductividad eléctrica y pH se realizaron en base al método de extracto de relación suelo agua 1:1 y extracto de la pasta saturada, que consiste en mezclar una parte de suelo con una parte de agua destilada (en volumen o peso), agitar la mezcla, dejar reposar y luego medir el pH y la CE de la solución sobrenadante, este método es ampliamente utilizado por su simplicidad y reproducibilidad, especialmente en suelos agrícolas.

c. Siembra de la *U. urens* L. (ortiga) en cada muestra a diferentes concentraciones

Las plantas de la *U. urens* L. (ortiga) de una altura de 3 cm (sin incluir la raíz), que se germinaron por separado, se trasplantaron a cada unidad muestral, considerando 6 plantas de características similares por cada maceta. Para mantener las condiciones de humedad se regaron una vez cada 7 días con agua potable reposada en una cantidad aproximada de 500 ml por maceta; se realizó el monitoreo constante del crecimiento de las plantas de ortiga, observando y evaluando todo el proceso de experimentación, el cual tuvo una duración aproximada de cuatro meses, tiempo en el que la ortiga terminó su desarrollo vegetativo (Marcelo Silva, 2017).

d. Análisis de la concentración de plomo en el suelo remediado por la *U. urens* L. (ortiga)

Para el análisis de la concentración de plomo en el suelo remediado por la *U. urens* L. (ortiga), se enviaron a laboratorio 12 muestras de suelo de 3kg cada una, lo que corresponde al total de kg de suelo utilizados en cada unidad muestral.

Para el análisis, se utilizó el método de espectrofotometría de absorción atómica en el suelo, a espectrofotometría de absorción atómica (EAA) es una técnica instrumental utilizada para la determinación cualitativa y cuantitativa de elementos metálicos presentes en una muestra, especialmente, la EAA se emplea para medir la concentración de metales pesados y micronutrientes como plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), cobre (Cu), hierro (Fe) y manganeso (Mn). Su principio se basa en la capacidad que tienen los átomos en estado gaseoso para absorber radiación electromagnética

de una longitud de onda específica, característica de cada elemento, para ello, el suelo se somete a un proceso de digestión química, generalmente con ácidos, para extraer los metales de la matriz sólida y obtener una solución analizable.

e. Análisis de la concentración de plomo en las plantas de *U. urens* L. (ortiga)

Concluido el proceso de experimentación, que tuvo una duración aproximada de cuatro meses, se enviaron a analizar las plántulas de ortiga, al Laboratorio de suelos, plantas, aguas y fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria la Molina obteniendo resultados de la concentración del plomo en la parte caulinar (aérea) y la parte radicular de la ortiga, verificando la bioacumulación del contaminante en las partes analizadas de la *U. urens* L. (ortiga).

Para el análisis de plomo en la planta, se utilizó la espectrofotometría de absorción atómica (EAA) que es una técnica analítica instrumental utilizada para cuantificar elementos metálicos en diferentes matrices. En el caso de la determinación de plomo (Pb) en plantas de ortiga, el método se basó en medir la absorción de radiación electromagnética por átomos de plomo en estado gaseoso a una longitud de onda específica (283,3 nm para Pb), generada por una lámpara de cátodo hueco. El procedimiento inicia con la recolección, lavado y secado de las muestras vegetales, eliminando impurezas externas que puedan alterar la medición. Luego, las plantas se muelen hasta obtener un polvo fino para garantizar homogeneidad. Posteriormente, se realiza una digestión ácida, comúnmente con una mezcla de ácido nítrico (HNO_3) y ácido perclórico (HClO_4), con el fin de liberar el plomo contenido en la matriz vegetal. La solución resultante se filtra y se lleva a un volumen conocido con

agua destilada. Esta se introduce en el espectrofotómetro de absorción atómica, donde es nebulizada e inyectada en una llama de aire-acetileno o en un horno de grafito, dependiendo de la sensibilidad requerida. Los átomos de plomo en la llama absorben luz de la lámpara de cátodo hueco, y la magnitud de la absorción se compara con una curva de calibración construida con soluciones patrón de plomo.

Este método destaca por su alta precisión, sensibilidad y selectividad, permitiendo detectar concentraciones de plomo en el rango de partes por millón (ppm). Su aplicación en plantas de ortiga resulta útil para evaluar niveles de contaminación ambiental.

3.7. Tratamiento y análisis de datos

Se registraron los resultados emitidos tanto por el Laboratorio de agua, suelo, medio ambiente y fertirriego, como por el Laboratorio de suelos, plantas, aguas y fertilizantes (LASPAF); ambos de la Universidad Nacional Agraria la Molina, los cuales indicaron las concentraciones de plomo en el suelo y en las partes caulinarias (aéreas) y radicales de la *U. urens* L. (ortiga); respectivamente. Con estos datos se procedió a calcular los factores de traslocación y bioconcentración de plomo en las plantas de ortiga, para evaluar la capacidad de la planta para trasladar el contaminante, en este caso, el plomo, a través de sus partes y a la vez evaluar el potencial que tiene para bioacumularlo en sus tejidos.

- Cálculo del factor de traslocación (FT) del plomo en las plantas *U. urens* L. (ortiga), a través de la siguiente fórmula:

$$FT = \frac{\text{Concentración de plomo en la parte aérea (ppm)}}{\text{Concentración de plomo en raíz (ppm)}}$$

- Cálculo del factor de bioconcentración (BCF)

$$BCF = \frac{\text{Concentración del metal en la planta (ppm)}}{\text{Concentración del metal en el suelo (ppm)}}$$

El factor de bioconcentración (BCF) permite evaluar la capacidad de absorción de metales por parte de las plantas en relación con su disponibilidad en el suelo.

- Se calculó el porcentaje de remoción, de las concentraciones del plomo en el suelo de cada tratamiento, verificando la capacidad fitorremediadora de la especie *Urtica urens* L. (ortiga), a través de la siguiente fórmula:

$$\text{Remoción (\%)} = \frac{Ci - Cf}{Ci} \times 100$$

Dónde:

R (%) : Porcentaje de remoción

C_i : Medida inicial de la concentración de plomo de la muestra.

C_f : Medida final de la concentración de plomo en la muestra.

3.8. Presentación de la información

Al finalizar la experimentación y luego de haber obtenido la información esperada y necesaria, se realizó la organización, procesamiento, análisis e interpretación de los datos obtenidos. La presentación de la información se realizó mediante tablas y gráficos, procesados en el software Excel, evidenciando el cumplimiento de los objetivos de investigación y permitiendo la comprobación de la hipótesis en estudio.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Características del suelo agrícola

Se realizó el análisis de caracterización de suelo agrícola utilizado en la experimentación, en el Laboratorio de agua, suelo, medio ambiente y fertirriego de la Universidad Agraria La Molina; según los resultados emitidos que se muestran en la Tabla 5, el suelo es de textura franco, con un contenido del 41.84% de arena, el 32% de limo y 26.16% de arcilla, estas características son semejantes al suelo utilizado por Castro García (2020) que utilizó un suelo distribuido en forma relativa al 30% de arena, 31% de limo y 39% de arcilla, esta característica le da al suelo una buena capacidad de retención de agua, aireación y una baja densidad aparente que son propios de los suelos porosos, con buen drenaje y a la vez permite la penetración de raíces con facilidad.

Asimismo, el pH es de 7.3 clasificando al suelo dentro del rango de pH neutro, este resultado se asemeja al pH del suelo utilizado por Paredes Tello (2021) donde los resultados demuestran un pH de 7.39, este tipo de suelo tiene una alta capacidad de intercambio de calcio y magnesio; sin embargo, por la presencia de carbonato de calcio dificulta la asimilación de hierro, magnesio y zinc, asimismo, disminuye la asimilación de fósforo (Andrades & Matínez, 2022).

El suelo contiene un nivel alto de fósforo y potasio disponible, con valores de 25.81 ppm y 1273 ppm respectivamente, contiene un nivel medio de carbonato de calcio encontrándose entre el rango de 1 a 5 (2.25%) y se podría decir que es un suelo de fertilidad media por el bajo contenido de materia orgánica con un porcentaje de 3.55%, este valor es similar al determinado por Castro García (2020), quien encontró un rango de materia orgánica de nivel medio (MO = 2 - 4 %), que indica la necesidad de agregar materiales orgánicos al suelo para mejorar las propiedades fisicoquímicas y biológicas.

Tabla 5

Características del suelo agrícola

Caracterización del suelo		
Parámetro	Unidad de medida	Valor
CE	dS m ⁻¹	1.78
Arena	%	41.84
Limo	%	32
Arcilla	%	26.16
Textura	-	Franco
pH	-	7.30
M.O.	%	3.55
P	Ppm	25.81
K	Ppm	1273
CaCO ₃	%	2.22
CIC	Cmol(+) Kg ⁻¹	15.74
Ca ⁺⁺	Cmol(+) Kg ⁻¹	10.87
Mg ⁺⁺	Cmol(+) Kg ⁻¹	1.77
Na ⁺	Cmol(+) Kg ⁻¹	0.1
K ⁺	Cmol(+) Kg ⁻¹	0.96

4.2. Concentración de plomo en el suelo

Tabla 6

Concentración inicial de plomo incorporado al suelo

Concentración inicial del plomo (ppm)			
Número de muestreo	CE (dS m ⁻¹)	pH (Unidad de pH)	Plomo inicial Ppm
T1	0.7	7.8	1474
T2	0.63	7.82	1687
T3	0.76	7.84	2178

La tabla 6 muestra los valores con los cuales se inició el tratamiento, asimismo se tiene los resultados de la conductividad eléctrica y pH, donde el suelo agrícola con pH inicial de 7.30, al ser contaminado con el acetato de plomo cambia a un pH de 7.8, siendo este un pH ligeramente alcalino, esto se debe a una combinación de reacciones químicas e interacciones iónicas que ocurren entre el contaminante y los componentes del suelo, esta alteración de pH es similar a los resultados de Paredes Tello (2021) quien al utilizar la misma metodología pasa de tener un pH inicial de 7.39, ligeramente alcalino, a un pH 7.9 moderadamente alcalino.

El acetato de plomo (II) es una sal formada por un ácido débil (ácido acético, CH₃COOH) y una base fuerte (hidróxido de plomo, Pb (OH)₂). Cuando esta sal se disuelve en agua o en la solución del suelo, puede hidrolizarse parcialmente. Esto genera iones OH⁻ (hidroxilo), lo que aumenta la alcalinidad del medio (sube el pH) (Bonilla Valencia, 2019).

Del mismo modo, la conductividad eléctrica presente en las muestras de suelo es en promedio 0.7 clasificándola en no salino, esto determina la cantidad

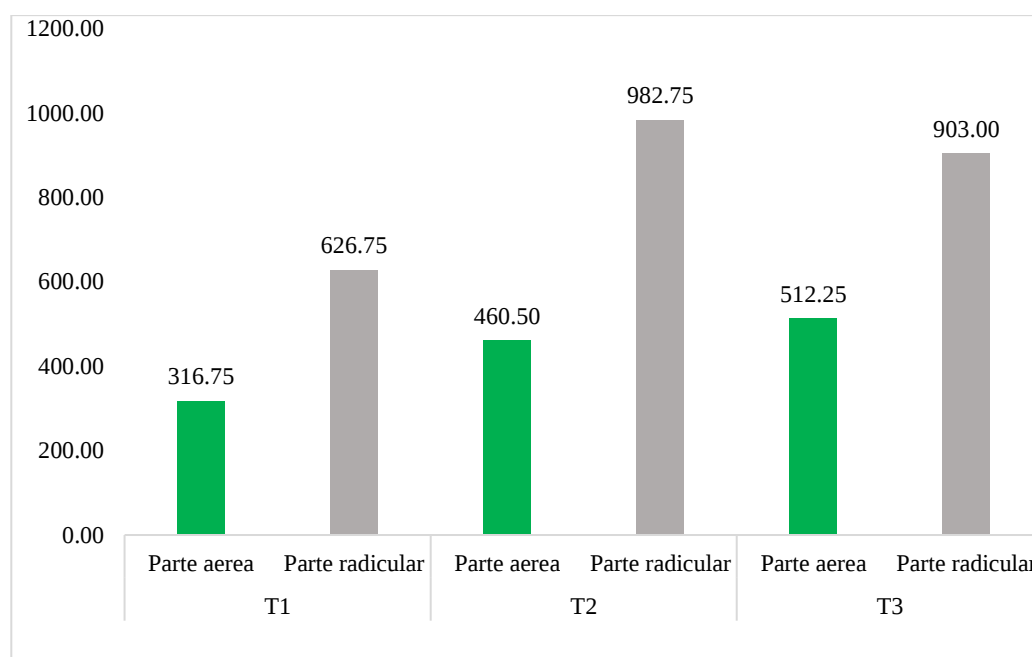
de sales presentes en el suelo, afectando la subsistencia de la vegetación, es decir que, si la cantidad de sales solubles aumenta, afectará al desarrollo de las plantas, considerando que todos los cultivos no tienen la misma resistencia a la salinidad (Andrades & Matínez, 2022).

Las concentraciones iniciales de plomo obtenidas en las muestras de suelo son similares a las concentraciones obtenidas por Rumaldo y Ramírez (2019) que obtuvieron concentraciones iniciales de 1180 ppm , por otro lado Marcelo Silva (2017), también aplicó el mismo método de un diseño cuasi experimental con pre prueba, post prueba y grupo control; la muestra utilizada fue de 1.5 kg de suelo a la cual aplicó contaminantes de plomo, cromo y antimonio, logrando concentraciones iniciales de 1157 ppm.

4.3. Concentración del plomo en la parte caulinar (aérea) y radicular de las plantas de la *U. urens* L. (ortiga)

Figura 3

*Concentración de plomo en la parte caulinar (aérea) y radicular las plantas de la *U. urens* L.*



El plomo es un metal pesado poco móvil, debido a su gran tamaño iónico y fuerte tendencia a formar precipitados o complejos con partículas del suelo (óxidos de Fe, Mn, materia orgánica, fosfatos), al ser absorbido por las raíces, se acumulan mayormente en ellas por que se une a las paredes celulares por intercambio iónico, se forma como fosfato de plomo que es insoluble, en presencia de ácidos orgánicos exudados por las raíces (como cítrico, oxálico, málico), el Pb puede formar complejos solubles, lo que explica por qué una mayor dosis de tratamiento incrementa su absorción total.

Por otro lado, las raíces de *U. urens* L. probablemente utilizan mecanismos bioquímicos de tolerancia al plomo, como síntesis de fitoquelatinas o metalotioneínas, que son péptidos que quelan metales pesados y los inmovilizan en vacuolas. Asimismo, la activación de antioxidantes (como SOD, catalasa y glutatión) para contrarrestar el estrés oxidativo inducido por Pb. Esto explica por qué las raíces retienen más plomo, considerando que actúan como barrera de protección para evitar que el metal dañe tejidos más sensibles como hojas y tallos.

Por su lado, Jara et al. (2014), en su estudio determinaron que la especie de *U. urens* L. concentra el plomo en mayor cantidad en la parte radicular de 854.5 ppm. Por otro lado, Muñoz y Pariona (2022), quienes también estudiaron a la ortiga (*U. urens* L.), encontraron una mayor absorción de plomo, alcanzando 10.8301 ppm y 10.8303 ppm, respectivamente.

Cálculo del índice de traslocación (TF) para cada tratamiento

El TF o factor de translocación, es utilizado para evaluar la capacidad que tiene la *U. urens* L. para mover los metales pesados desde las raíces hacia la parte caulinar (aérea) de la planta, en la siguiente tabla se muestran los resultados obtenidos del factor de translocación.

Tabla 7*Cálculo del índice de translocación*

Tratamientos	Factor de translocación de la <i>U. urens</i> L.	
T1:	TF1 = 316.75/626.75	TF1 = 0.51
T2:	TF2 = 460.50/982.75	TF2 = 0.47
T3:	TF3 = 512.25/903.00	TF3 = 0.57

La determinación del índice de translocación (TF) permite evaluar la capacidad de *U. urens* L. para movilizar el plomo (Pb) desde las raíces hacia los órganos aéreos. Los valores obtenidos en los tres tratamientos fueron $TF_1 = 0.51$, $TF_2 = 0.47$ y $TF_3 = 0.57$, lo que indica que en todos los casos la translocación del metal fue parcial y limitada, con mayor acumulación de Pb en la raíz que en la parte caulinar (aérea). La *U. urens* L. implementa una estrategia de exclusión radicular, posiblemente mediante la inmovilización del plomo en las paredes celulares de la raíz, la formación de complejos con fitoquelatinas, o el almacenamiento del metal en vacuolas para reducir su toxicidad. Asimismo, la limitada translocación podría deberse a una baja expresión de proteínas transportadoras específicas del xilema para el Pb, o a la formación de compuestos insolubles que restringen su movilidad.

El transporte del plomo desde las raíces hacia la parte caulinar (aérea) depende de su carga iónica, capacidad de ser encapsulado o almacenado en vesículas y la expresión de proteínas transportadoras específicas como HMA o ZIP, la menor concentración en la parte caulinar (aérea) indica que *U. urens* L. no es un hiperacumulador de plomo, sino más bien un excluyente parcial, lo cual es típico en especies que toleran la contaminación, pero sin translocar grandes

cantidades al follaje (Muñoz Manosalva & Pariona Sucapuca, 2022), es por ello, que en todos los tratamientos, el contenido de plomo en la parte radicular (raíces) es mayor que en la parte caulinar (tallo y hojas) y su movimiento hacia la parte aérea es aún limitado por reacciones de precipitación o retención en la rizósfera.

Prieto y Fernández (2020), en su investigación determinaron que, con el transcurso de dos meses, la *Urtica urens* consiguió acumular 109.46 mg/kg de plomo en hojas y raíces, alcanzando un nivel de eficiencia del 10% del plomo inicial. Acumuló 25.06 mg/kg en sus raíces y 84.34 mg/kg en sus hojas, lo que redujo el plomo inicial que se encontraba en el terreno.

Podrug et al. (2021) investigaron la capacidad de una variedad de especies autóctonas para tratar los metales pesados con plantas, en particular, se descubrió que la biomasa aérea de *U. urens* L. contenía concentraciones de metales pesados. Debido a sus altas concentraciones en comparación con otras especies analizadas, se consideró una alternativa viable para la fitorremediación de metales pesados. Castro (2020) también realizó un estudio donde evalúa la capacidad de *U. urens* L. como agente fitorremediador de suelos, donde la especie presentó una concentración de 151.617 mgPb en su parte caulinar (aérea) con dosis de EDTA. Por otro lado, Murtic et al. (2019) encontró una concentración de Pb en la parte caulinar (aérea) de *U. urens* L. ($0,21 \pm 0,11$) en su estudio.

Además, Tello (2019) evaluó la eficacia de remediar los suelos contaminados con Pb, obteniendo una acumulación de Pb de 10,09 mg/kg en sus hojas y raíces durante un período de 2 meses. Frente a los resultados encontrados y comparados con los autores que han investigado esta especie como alternativa de fitorremediación, se convierte la *U. urens* L. en una alternativa eficiente en la remoción de metales pesados como el plomo. Díaz (2017) determinó que la ortiga

acumula el plomo en sus hojas y raíces, obteniendo en sus hojas 84,34 mg/kg y en sus raíces 25,06 mg/kg, siendo la concentración inicial de 1119,51 mg/kg y la concentración final de 1010,05 mg/kg, llegando a una disminución de 109,046 mg/kg de plomo.

Luego de haber analizado los resultados, se determina que la *U. urens* L., tiene la capacidad de inmovilizar el contaminante en el suelo, reduciendo su movilidad, es por ello que el plomo se acumula principalmente en las raíces debido a su baja movilidad, su tendencia a formar compuestos insolubles y su interacción con componentes del suelo. La planta activa mecanismos de defensa celular y de detoxificación que retienen el metal en la raíz para proteger los tejidos fotosintéticos. Por ello, aunque las concentraciones en la parte caulinar (aérea) aumentan con el tratamiento, siguen siendo menores que en la raíz, confirmando que la principal estrategia de *U. urens* L. es la inmovilización radicular del plomo, por tanto, es una planta que su principal reacción bioquímica es fitoestabilizar los contaminantes en el suelo.

Desde el enfoque aplicado, la especie muestra un comportamiento más eficiente en fitoestabilización que en fitoextracción, ya que retiene el contaminante principalmente en la zona radicular. Por tanto, *U. urens* L. puede considerarse una planta útil para la estabilización de suelos contaminados con plomo, ayudando a reducir su dispersión hacia otras matrices ambientales.

4.4. Concentración de plomo en los suelos fitorremediados con la *U. urens* L. (ortiga)

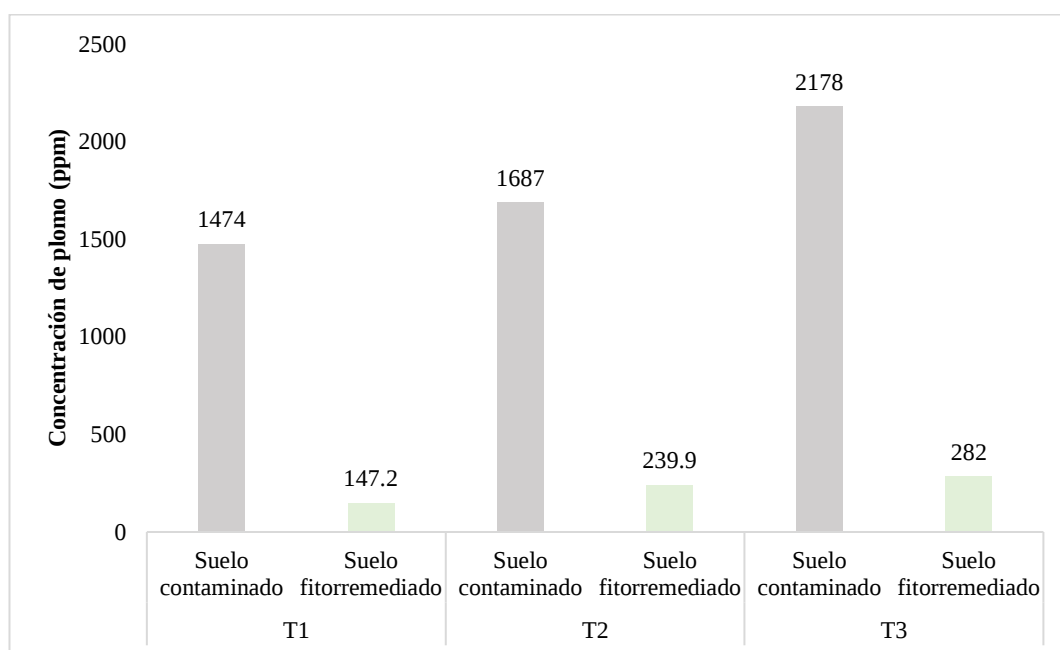
La *U. urens* L., comúnmente conocida como ortiga, ha demostrado ser una especie tolerante a ambientes contaminados, con un notable potencial para acumular metales en sus tejidos, especialmente en el sistema radicular. La evaluación de la concentración de plomo en los suelos después del proceso de

fitorremediación permite determinar la eficiencia de la especie utilizada, así como el grado de recuperación del suelo tratado.

El presente apartado analiza los niveles residuales de plomo en los suelos luego de la aplicación de tratamientos fitorremediadores con *U. urens* L., estos resultados son fundamentales para establecer el potencial de esta especie como agente fitorremediador y su influencia en la disminución del contenido de Pb en el entorno edáfico.

Figura 4

Variación de la concentración de plomo en los suelos fitorremediados



La figura 4, muestra los resultados obtenidos de los tratamientos de la concentración del plomo, evidenciándose que se ha reducido significativamente en el suelo fitorremediado con la *U. urens* L. Con estos resultados es posible calcular el factor de bioconcentración del plomo en la ortiga, para cada tratamiento.

Cálculo del factor de bioconcentración (BCF) del plomo para cada tratamiento

Tabla 8

Factor de bioconcentración (BCF) del plomo para cada tratamiento con U. urens L.

Tratamientos	Pb en suelo (ppm)	Pb en raíz (ppm)	Pb caulinar (ppm)	Pb total (ppm)	BCF raíz	BCF caulinar	BCF total
T1	147.2	626.75	316.75	943.50	4.26	2.15	6.41
T2	239.9	982.75	460.50	1443.25	4.10	1.92	6.02
T3	282.0	903.00	512.25	1415.25	3.20	1.82	5.02

Los resultados muestran que *U. urens* L. presenta una significativa capacidad para absorber y acumular plomo (Pb) en condiciones de suelo contaminado, siendo más eficiente en la retención radicular que en la translocación hacia la parte caulinar (aérea). En todos los tratamientos, el factor de bioconcentración total (BCF total) fue mayor a 5, lo que, según Zhao et al. (2003), clasifica a una especie como potencialmente fitorremediadora cuando su BCF supera el valor de 1, y especialmente eficaz cuando supera el valor de 5.

Los datos reflejan una mayor acumulación de Pb en la raíz que en los órganos aéreos de *U. urens* L., con valores de BCF raíz superiores a los de BCF aéreo. Este comportamiento es consistente con estudios de Yoon et al. (2006), quienes señalan que muchas especies herbáceas adaptadas a ambientes contaminados desarrollan mecanismos de exclusión y confinamiento del metal en la zona radicular, como medida de defensa ante la toxicidad sistémica.

Desde una perspectiva bioquímica, este patrón puede atribuirse a la producción de compuestos quelantes como las fitoquelatinas y metalotioneínas,

que se unen a los iones metálicos y los almacenan en vacuolas, evitando su translocación. Según Clemens (2001), estas moléculas son esenciales para la tolerancia de metales pesados en plantas, especialmente en las raíces, donde ocurre la primera interacción con los contaminantes.

Químicamente, el ligero aumento en el pH del suelo contaminado con acetato de plomo (de 7.30 a 7.8) podría haber influido en la disponibilidad del metal. De acuerdo con Kabata-Pendias y Pendias (2001), en suelos con pH ligeramente alcalino, el plomo puede formar complejos con materia orgánica y carbonatos, lo cual modula su movilidad. No obstante, en este estudio, *U. urens* L. demostró capacidad para absorber el metal incluso en estas condiciones, lo que refuerza su adaptabilidad.

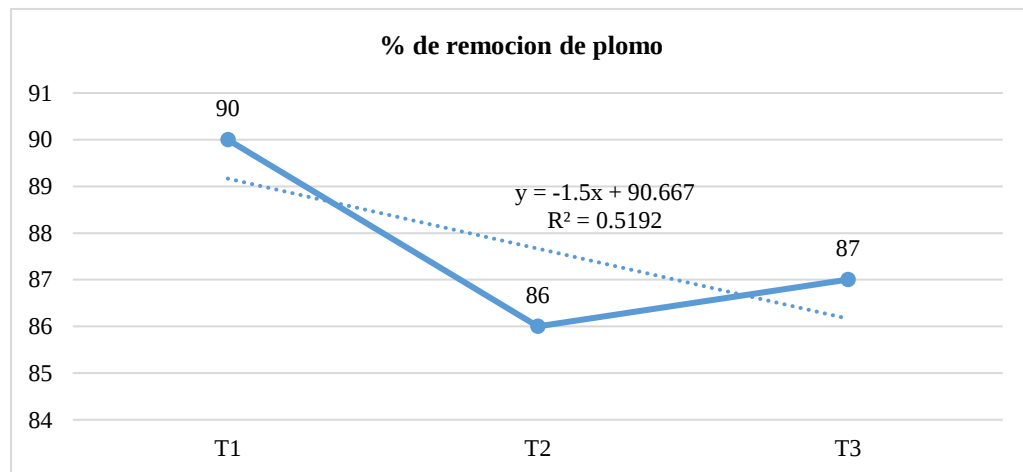
Finalmente, la tendencia decreciente del BCF total (de 6.41 a 5.02) conforme se incrementa la concentración de Pb en el suelo puede explicarse como una respuesta fisiológica a la toxicidad, donde la planta regula la absorción para evitar el colapso celular, fenómeno ya reportado por González-Chávez et al. (2004) en plantas expuestas a metales pesados.

Estos hallazgos respaldan el potencial de *U. urens* L. como una especie eficaz en la fitorremediación de suelos contaminados con Pb, tanto en estrategias de fitoextracción parcial como en fitoestabilización.

Por otro lado, se determinó el porcentaje de remoción de plomo en el suelo, como se muestra en la siguiente Tabla.

Tabla 9*Porcentaje de remoción del plomo en el suelo contaminado con plomo*

		Plomo (ppm)	% de remoción de plomo
T1	Suelo contaminado	1474	90
	Suelo fitorremediado	147.2	
T2	Suelo contaminado	1687	86
	Suelo fitorremediado	239.9	
T3	Suelo contaminado	2178	87
	Suelo fitorremediado	282	

Figura 5*Porcentaje de remoción de plomo obtenida por las plantas *U. urens* L.,*

La *U. urens* L. logra porcentajes de remoción de plomo en el suelo superiores al 50%, demostrando que es una especie vegetativa eficiente en este tipo de tratamiento; asimismo autores como Bernabé y Medina (2018), obtuvieron el mayor porcentaje de remoción de plomo de 70%, Mogollón et al. (2018) obtuvieron 64% de remoción de plomo utilizando *U. urens* L., Castro (2020) obtuvo 70%, 64% y 60% de remoción de plomo con esta misma especie. Asimismo, Marcelo (2017), después de 14 semanas de crecimiento de *U. urens* L. logró porcentajes de remoción de 81.56% y 80.83%, en la remoción de metales

pesados como el Cromo y Antimonio. Bernabé y Medina (2018), lograron reducir de la concentración inicial de plomo de 100 ppm a 30 ppm, Castro (2020) en su estudio con esta misma especie logró reducir una concentración de plomo inicial de 683.26 a 272.36 ppm de plomo. Tello Felix (2019) registró una concentración inicial de 1401,09 mg/kg y una final de 1157,21 mg/kg, Diaz Dávila (2017) registró una concentración inicial de 1120,87 mg/kg y una final de 1006,27 mg/kg, y Rumaldo (2019) alcanzó una concentración inicial de 980,00 mg/kg y una final de 703,90 mg/kg.

Análisis estadístico

Tabla 10

Análisis estadístico para la comprobación de la hipótesis en estudio

Análisis de varianza						
Fuentes	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Tratamientos	5997890.1	3.00	1999296.7	43.6	0.0	4.1
Error experimental	366621.8	8.00	45827.7			
Total	6364511.9	11				
CV. 21.9%						

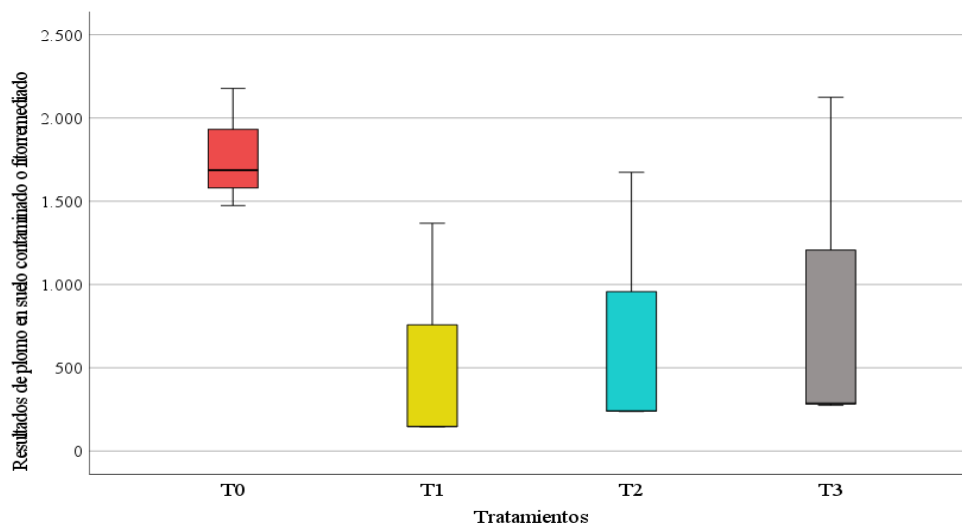
El valor de F obtenido (43.6) es muy superior al valor crítico de F (4.1), y el valor de p es mucho menor al umbral de significancia del 0.05, determinando que existe una diferencia estadísticamente significativa entre al menos uno de los tratamientos, asimismo, el coeficiente de variabilidad es 21.9%, evidenciando que los datos son homogéneos y la media es representativa, esta información estadística permite rechazar la hipótesis nula (H_0) y aceptar la hipótesis alterna (H_1), determinando que la *U. urens* L. es eficiente para fitorremediar suelos contaminados con plomo. Estos resultados confirman que *U. urens* L. tiene un

efecto fitorremediador real sobre suelos contaminados con plomo. Aunque los tratamientos aplicados no presentan diferencias internas significativas, todos son efectivos en comparación con el control.

Estos resultado coincide con Quincho y Saldaña (2023) quienes al aplicar la prueba de ANOVA obtienen un valor de significancia menor a 0.05, determinando que la *U. urens* L. es eficiente en la fitoextracción del plomo en suelos contaminados, el mismo resultado obtuvo Rumaldo Ramírez (2019) quien determinó estadísticamente que el tratamiento de suelos con *U. urens* L. y *Fuertesimalva echinata* con gallinaza a distintas dosis, descontamina suelos con plomo del Callao.

La eficiencia observada de *U. urens* L. puede deberse a su capacidad para acumular metales pesados, activar mecanismos de fitoextracción o modificar el pH del suelo, lo que tiene implicancias positivas para estrategias de biorremediación sostenibles.

Al determinar diferencia significativa entre los tratamientos, según el ANOVA realizado, se realiza la prueba estadística post hoc de Tukey HDS, que permite comparar directamente todos los pares posibles de medias entre los grupos, con el fin de identificar cuáles diferencias son realmente significativas.

Figura 6*Prueba de Tukey*

Los resultados de la prueba de Tukey, indican que todas las comparaciones entre T0 (control) y los tratamientos con *U. urens* L. (T1, T2, T3) muestran diferencias significativas. Sin embargo, en la comparación entre T1, T2 Y T3, no se evidencian diferencias significativas, porque todos los resultados fueron igualmente efectivos.

Por tanto, la prueba de Tukey y el análisis ANOVA evidenciaron diferencias significativas entre los tratamientos, confirmando que la *U. urens* L. tiene un efecto fitorremediador real sobre suelos contaminados con plomo. Aunque los tratamientos aplicados no presentan diferencias internas significativas, todos son efectivos en comparación con el control.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. Conclusiones

El suelo agrícola que se utilizó en la investigación se caracteriza como un suelo de textura franco, contenido del 41.84% de arena, el 32% de limo y 26.16% de arcilla, tiene un pH de 7.3 clasificándolo como ligeramente alcalino, contiene un nivel alto de fósforo y potasio disponible de 25.81 ppm y 1273 ppm respectivamente y es un suelo de fertilidad media por el bajo contenido de materia orgánica con un porcentaje de 3.55%.

Para los tratamientos se tuvo como concentraciones iniciales de plomo en el suelo de 1474 ppm, 1687 ppm y 2178 ppm.

Las concentraciones de plomo que se determinaron en la parte caulinar (aérea) de la *U. urens* L. fueron para T1, 316.75 ppm; para T2, 460.50 ppm y para T3, 512.25 ppm; y en la parte radicular se encontró para T1, 626.75 ppm; para T2, 982.75 ppm y para T3, 903 ppm, concluyendo que la *U. urens* L. logra concentrar mayor cantidad de plomo en la parte radicular.

Con la fitorremediación, se redujo en promedio la concentración de plomo en el suelo, por tratamiento a 147.20 ppm, 239.9 ppm y 282.0 ppm, respaldado a través de los valores de FT (T1:0.51, T2:0.47 y T3:0.57), que indican

que la *Urtica urens* L. tiene la capacidad de movilizar el plomo desde las raíces hacia la parte caular (aérea), lo cual es una característica favorable para la fitorremediación. *U. urens* L. ha logrado una alta capacidad de remoción de plomo en el suelo, de 90%, 86% y 87 % y los valores elevados de BCF total (T1:6.41, T2:6.02 y T3:5.02) esto indica una eficiente acumulación del metal pesado en los tejidos de la planta. El análisis ANOVA reveló diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($F = 43.6$, $p < 0.05$), confirmando que la presencia de *U. urens* L. afecta de manera significativa los niveles de plomo en el suelo. La prueba de Tukey mostró que todos los tratamientos fitorremediados (T1, T2 y T3) difieren significativamente del tratamiento control (T0), pero no entre sí, lo cual indica que todas las aplicaciones fueron efectivas, independientemente de la dosis o condiciones específicas.

4.2. Recomendaciones

Se recomienda seguir investigando esta especie como fitorremediadora con otros contaminantes para poder comparar su porcentaje de remoción y pueda ser utilizada en una escala mayor.

Continuar con la identificación de especies vegetativas y puedan ser vistas como alternativas utilizables en la fitorremediación de metales pesados.

CAPÍTULO VI

REFERENCIAS

- Andrades, M., & Mat3nez, E. (2022). *Fertilidad del suelo y par3metros que lo define* (4 ed.). Universidad de La Rioja. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/libro/267902.pdf>
- Arias Gonzales, J. L. (2020). *Proyecto de tesis. Gu3a para la elaboraci3n* (1 ed.). https://www.academia.edu/69034600/Proyecto_de_Tesis_Gu%C3%ADa_para_la_Elaboraci%C3%B3n_compressed
- B3cares, E. (2004). Biotecnolog3a ambiental. *Revista de divulgaci3n cient3fica*(1), 81-94. <https://revpubli.unileon.es/index.php/ambioc/article/download/4943/3806/16853>
- Bernab3 Garcia, Y. M., & Medina Cerna, H. (2018). *Fitorremediador por densidad poblacional de Urtica Urens en suelos contaminados por metales pesados, caser3o Shiracmaca, distrito de Huamachuco – 2018*. [Tesis de pregrado, Universidad Cesar Vallejo]. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/36186>
- Bernal Figueroa, A. A. (2014). Fitorremediaci3n en la recuperaci3n de suelos: una visi3n general. *RIAA*, 5(2), 245-258. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5590911>
- Bonilla Valencia, S. M. (2019). *Estudio para tratamientos de biorremediaci3n de suelos contaminados con plomo, utilizando el m3todo de fitorremediaci3n*. [Tesis de pregrado, Universidad Polit3cnica Salesiana]. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/4400>
- Carpena, R., & Bernal Pilar, M. (2007). Claves de la fitorremediaci3n: Fitotecnolog3as para la recuperaci3n de suelos. *Ecosistemas*, 16(2), 1-3. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=490>

- Castro García, E. E. (2020). *Efecto del quelato (EDTA) en la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo, con Urtica urens en La Oroya, 2018*. [Tesis de pregrado, Universidad Continental].
<https://repositorio.continental.edu.pe/handle/20.500.12394/8167>
- Chacón Cabanillas, S. L. (2019). *Efecto de cuatro concentraciones de plomo sobre el crecimiento e índice de tolerancia de plántulas in vitro de papa*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Cajamarca]. <http://hdl.handle.net/20.500.14074/3569>
- Chagua Orosco, R. E., & Tardío Osorio, J. J. (2015). *Evaluación de remoción de cobre y zinc por la planta nativa Scirpus californicus (Totora) en la comunidad de Pomachaca – Tarma*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional del Centro del Perú].
<https://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/1939>
- Chávez Ortiz, J. (2019). *Informe de situación actual de pasivos mineros y concesiones mineras del Departamento de Cajamarca*. Grufides.
<https://grufides.org/sites/default/files//documentos/documentos/Informe%20de%20Concesiones%20Mineras%20y%20PAM.%20GRUFIDES.%20Dic.%202019.pdf>
- Chávez Rodríguez, R. (2014). *Fitoremediación con especies nativas en suelos contaminados por plomo*. [Tesis de pregrado, Universidad Agraria la Molina].
<http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/2435>
- Cruz-Guzmán, A. (2007). *La contaminación de suelos y aguas. Su prevención con nuevas sustancias naturales*. Secretariado de publicaciones de la Universidad de Sevilla.
- Cruz-Guzmán, A. (2007). *La contaminación de suelos y aguas. Su prevención con nuevas sustancias naturales*. Universidad de Sevilla. <https://editorial.us.es/es/detalle-libro/40074/la-contaminacion-de-suelos-y-aguas>
- De la Cruz Cárdenas, J. G., & Rivera García, F. C. (2023). *Descontaminación de plomo y cadmio en suelos mediante Solanum pseudoamericanum y Urtica urens en Catac-Ancash, 2023*.

- [Tesis de pregrado, Universidad César Vallejo].
https://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/139212/DelaCruz_CJG-Rivera_GFC-SD.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Defensoria del Pueblo. (2019). *Reporte de conflictos sociales*. <https://www.defensoria.gob.pe/wp-content/uploads/2020/01/Conflictos-Sociales-N%C2%B0-190-diciembre-2019.pdf>
- Delgadillo-López, A., Gonzalez-Pamíerez, C. A., Prieto-García, F., Villagómez-Ibarra, J. R., & Acevedo-Sandoval, O. (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Trop. subtrop. agroecosyt*, 14(2), 597-612.
<https://www.scielo.org.mx/pdf/tsa/v14n2/v14n2a2.pdf>
- Díaz Dávila, M. Y. (2017). *Capacidad de Acumulación de la ortiga (Urtica urens) para la fitorremediación de suelos contaminados con plomo en la Oroya, Junín, 2017*. [Tesis de pregrado, Universidad Cesar Vallejo].
<https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/6866>
- Díez Lázaro, J., Kidd, P., & Monterroso Martínez, C. (2002). Biodisponibilidad de metales en suelos y acumulación en plantas en el área de Trás-os-Montes (NE Portugal): influencia del material original. *Edafologia*, 9(3), 313-328.
https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/43611467/pag313-libre.pdf?1457679279=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DBiodisponibilidad_de_metales_en_suelos_y.pdf&Expires=1724450518&Signature=Ey2-9TmOjm6u4tZeLI5z1TqQ~rQV6iyR5kePEJlrd592b2DPlvQJJ3
- Eróstegui Revilla, C. P. (2009). Contaminación por metales pesados. *Revista Científica Ciencia Médica*, 12(1), 25-37.
http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1817-74332009000100013

- Ferrer, A. (2003). Intoxicación por metales. *Anales del Sistema Sanitario de Navarra*, 26(1), 141-153. <https://scielo.isciii.es/pdf/asisna/v26s1/ocho.pdf>
- Galán Huertos, E., & Romero Baena, A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola*(10), 48-59. https://www.semineral.es/websem/PdfServlet?mod=archivos&subMod=publicaciones&archivo=Macla10_48.pdf
- Garbisu, C., Becerril, J., Epelde, L., & Alkorta, L. (2007). Bioindicadores de la calidad del suelo: herramienta metodológica para la evaluación de la eficacia de un proceso fitorremediador. *Ecosistemas*, 16(2), 44-49. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/127/124>
- Gómez-Puentes, F., Reyes-López, J. A., & Amado-Moreno, M. G. (2020). Fraccionamiento de metales pesados en un suelo contaminado del Valle de Mexicali. *Tecnología en Marcha*, 33(4), 103-113. <https://www.scielo.sa.cr/pdf/tem/v33n4/0379-3982-tem-33-04-103.pdf>
- Gutiérrez Espinoza, L. R., Alarcón Herrera, M. T., Ortega Gutiérrez, J., Prado Tarango, D. E., Cedillo Alcantar, M. E., & Melgoza Castillo, A. (2010). Germinación del girasol (*Helianthus annuus*) bajo diferentes concentraciones de metales. *Repositorio CIMAV*, 1(1), 1-15. <https://cimav.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1004/1538>
- Huaranga Moreno, F., Méndez García, E., Bernui Paredes, F., Costillas Sánchez, N., & Huaranga Arévalo, F. (2022). Fitoextracción de Pb, As y Cd, presentes en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros por el “maíz” (*Zea mays* L.) y “beterraga” (*Beta vulgaris* L.). *Arnaldoa*, 29(1), 1-10. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.22497/arnaldoa.291.29106>
- Huerta Ciriza, J. (2007). Ortiga mayor *Urtica dioica* L. *Medicina naturista*, 1(2), 131-137. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2328600.pdf>

- Jaramillo, D. (2002). *Introducción a la ciencia del suelo*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia].
<https://bibliotecadigital.ciren.cl/server/api/core/bitstreams/5c147280-c27c-4d36-b3d4-06d8be1cfbf7/content>
- Jara-Peña, E., Gómez, J., Montoya, H., Chanco, M., Mariano, M., & Cano, N. (2014). Capacidad fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados con metales pesados. *Revista Peruana de Biología*, 21(2), 145-154.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=195032229004>
- López-Martínez, S., Gallegos-Martínez, M., Pérez Flores, L., & Gutierrez Rojas, M. (2005). Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobióticas. *Rev. Int. Contam. Ambien*, 21(2), 91-100.
<https://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v21n2/0188-4999-rica-21-02-91.pdf>
- Lovera Delgadillo, L. A., & Rondinel Montes, B. X. (2024). *Aplicación de enmiendas orgánicas en la remoción de plomo con Urtica urens en un suelo contaminado de Sicaya, Junín, 2023*. [Tesis de pregrado, Universidad Continental].
https://repositorio.continental.edu.pe/bitstream/20.500.12394/15748/1/IV_FIN_107_TE_Lovera_Rondine_2024.pdf
- Luna Arenas, R. N., & Rodríguez Lozada, V. A. (2016). *Determinación de las concentraciones de cadmio y plomo en papa (Solanum tuberosum) cosechada en las cuencas de los ríos Mashcón y Chonta – Cajamarca*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. <https://cybertesis.unmsm.edu.pe/item/cb156f0a-5e94-41a7-bd45-f6e4c23fbb08>
- Marcelo Silva, J. G. (2017). *Capacidad fitorremediadora de Urtica urens L. en suelos con metales pesados del sector Campanario, Quiruvilca, Santiago De Chuco, La Libertad*. [Tesis de pregrado, Universidad Cesar Vallejo].
<https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/22493>

- Marrero-Coto, J., Amores-Sánchez, I., & Coto-Pérez, O. (2012). Fitorremediación, una tecnología que involucra a plantas y microorganismos en el saneamiento ambiental. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 46(3), 52-61. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223124988007>
- Meagher, R. (2000). Fitorremediación de contaminantes orgánicos y elementales tóxicos. *Current Opinion in Plant Biology*, 3(21), 153-162. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1369-5266\(99\)00054-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1369-5266(99)00054-0)
- Ministerio de Energía y Minas (MINEM). (2023). *Perú minero: historia, presente y perspectivas* (1 ed.). OSINERGMIN. <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/5491579/44169-peru-minero-historia-presente-y-perspectivas.pdf>
- Mogollón Rivera, C. E., Parrilla Vences, Y., Sotero Yglesias, P., & Valderrama Barreto, D. (2018). *Remoción de metales pesados con Urtica Urens l. en suelos contaminados del Distrito de Huamachuco, Provincia Sánchez Carrión, La Libertad*. [Tesis de pregrado, Universidad Cesar Vallejo]. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/32883>
- Muñoz Manosalva, H., & Pariona Sucapuca, G. (2022). *Capacidad fitorremediadora del Geranio (Pelargonium Hortorum) y Ortiga (Urtica Urens L.) para recuperar suelos contaminados por metales pesados*. [Tesis de pregrado, Universidad Cesar Vallejo]. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/132226>
- Murtic, S., Jurkovic, J., Basic, E., & Hekic, E. (2019). Assessment of wild plants for phytoremediation of heavy metals in soils surrounding the thermal power station. *Agronomy Research*, 17(1), 234-244. <https://dspace.emu.ee/server/api/core/bitstreams/04801dea-1a5d-4c33-9519-f8a67e9086ca/content>
- Navarro-Aviñó, J., Aguilar Alonso, I., & López-Moya, J. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y bioacumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*,

16(2),

10-25.

<https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/125/122>

Paredes Tello, E. E. (2021). *Efecto de la fitorremediación con dos variedades de ortiga (Urtica urens L.) y (Urtica dioica L.) en la calidad del suelo usado como botadero a cielo abierto, Marabamba, provincia y departamento de Huánuco, 2021*. [Tesis de pregrado, Universidad de Huanuco].

<https://repositorio.udh.edu.pe/bitstream/handle/123456789/3187/Paredes%20Tello%2c%20Erick%20El%c3%adas.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Peña Alvarez, I. M. (2019). *Evaluación de la Capacidad de Absorcion del Helianthus Annuus, Como Agente Fitorremediador de Suelos Contaminados con Plomo*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Tecnológica de Lima Sur].

<http://repositorio.untels.edu.pe/jspui/handle/123456789/167>

Podrug, A., Murtic, S., Zahirovic, C., & Civic, H. (2021). Phytoaccumulation of heavy metals in native plants growing on soils in the Spreča river valley, Bosnia and Herzegovina. *Plant, Soil and Environment*, 67(9), 533-540. https://www.researchgate.net/profile/Senad-Murtic/publication/354658987_Phytoaccumulation_of_heavy_metals_in_native_plants_growing_on_soils_in_the_Spreca_river_valley_Bosnia_and_Herzegovina/links/614c23b8a3df59440ba4cd1f/Phytoaccumulation-of-heavy-metals-

Prieto Mostacero, K. A., & Fernandez Lamberto, L. H. (2020). Capacidad Fitorremediadora de plantas metalofitas (Fuertesimalva echinata, Urtica urens y Stipa ichu) en suelos contaminados por Pb, Cu y Zn. *Universidad Peruana Unión*, 1(1), 1-17. <https://repositorio.upeu.edu.pe/server/api/core/bitstreams/fcb568ea-db81-49d2-9c98-cb70a8c4ef87/content>

Quiliche Raico, V. D. (2021). *Estudios de la eficiencia de Urtica urens L. en los procesos de fitorremediación de suelos contaminados por plomo en los últimos 15 años*. [Tesis de pregrado, Universidad Privada del Norte].

<https://repositorio.upn.edu.pe/bitstream/handle/11537/29065/Quiliche%20Raico%2c%20Violeta%20Deberlyn.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Quincho Gonzalez, C. L., & Saldaña Mondragon, V. D. (2023). *Análisis de la fitoextracción con Urtica urens L. en suelos contaminados con plomo, en los ultimos 10 años*. [Tesis de pregrado, Universidad Privada del Norte].
<https://repositorio.upn.edu.pe/bitstream/handle/11537/34025/Quincho%20Gonzalez%2c%20Cintya%20Lizbeth%20-%20Salda%2c%20b1a%20Mondragon%2c%20Victor%20David.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Ramírez Briceño, K. E., & Torres de la Rosa, I. C. (2020). *Eficacia de la fitorremediación de suelos contaminados con plomo utilizando Phragmites australis y enmienda en los pasivos ambientales de Paredones- Cajamarca, 2019*. [Tesis de pregrado, Universidad Privada del Norte].
https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/UUPN_ebaf309894d78e68c2a449012adbc772/Details

Rodriguez Rey, A., Cuéllar Luna, L., Maldonado Cantillo, G., & Suardiaz Espinoza, M. E. (2016). Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre. *Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas. Rev. cuba. invest. bioméd*, 35(3), 251-271.
<https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/biblio-844934>

Rubio, C., Gutiérrez, A., Martín, R., Revert, C., Lozano, G., & Hardisson, A. (2004). El plomo como contaminante alimentario. *Revista de Toxicología*, 21(2-3), 72-80.
<https://www.redalyc.org/pdf/919/91921303.pdf>

Rumaldo Ramírez, M. D. (2019). *Descontaminación de Suelos con plomo usando Urtica urens y Fuertesimalva echinata Fertilizada con gallinaza en el Callao*. [Tesiss de pregrado, Universidad César Vallejo] .

https://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/38373/Rumaldo_RMD.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Sahuquillo, A., Rigol, A., & Rauret, G. (2003). Descripción general del uso de pruebas de lixiviación / extracción para la evaluación de riesgos de metales en suelos y sedimentos contaminados. *Tendencias en química analítica*, 22(3), 152-159.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(03\)00303-0](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(03)00303-0)

Sánchez Carlessi, H., & Reyes Meza, C. (2015). *Metodología y diseños en la investigación científica*. Business Support Anneth SRL.
https://www.academia.edu/78002369/METODOLOG%C3%8DA_Y_DISE%C3%91OS_EN_LA_INVESTIGACI%C3%93N_CIENT%C3%8DFICA

Tello Felix, H. A. (2019). *Eficacia de acumulación de la ortiga (urtica urens) para la fitorremediación de suelos contaminados con plomo en la Provincia Constitucional del Callao, 2018*. [Tesis de pregrado, Universidad Alas Peruanas].
https://repositorio.uap.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12990/4807/Tesis_Ortiga_Fitorremediaci%C3%B3n_Plomo.pdf?sequence=1&isAllowed=y

CAPÍTULO VII

ANEXOS

Anexo 1. Panel fotográfico

		
T0R1,T2R1,T3R1	T0R2,T1R2,T3R2	T0R3,T1R3,T2R3
		
Crecimiento de las plantas <i>Urtica Urens</i> L. en el proceso fitorremediador de suelo contaminado con plomo		

Anexo 2. Resultados del análisis de laboratorio

Caracterización del suelo agrícola utilizado en la investigación



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA

DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DRH

LABORATORIO DE AGUA, SUELO MEDIO AMBIENTE, FERTIRRIEGO

Av. La Molina s/n telef.: 614 7800 anexo 226 / 349 3969 E mail: las-fia@lamolina.edu.pe



Nº 019884

ANÁLISIS DE SUELO - CARACTERIZACIÓN

SOLICITANTE

: DINA DEL CARMEN CHAVEZ RODRIGO

PROYECTO

: CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA *Urtica urens* L. (ortiga) EN SUELOS CONTAMINADOS CON PLOMO EN AMBIENTE CONTROLADO

UBICACIÓN

: Celendin - Cajamarca

RESP. ANÁLISIS

: Ing. Elizabeth Monterrey Porras

FECHA DE ANÁLISIS

: La Molina, 10 de noviembre de 2023

Número de muestra Lab.	Campo	CE		Análisis Mecánico				pH	M.O. %	P ppm	K ppm	CaCO ₃ %	Cationes Cambiables				
		Relación 1:1	dS m ⁻¹	Arena %	Limo %	Arcilla %	Textura %						Cic total	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	Al ⁺⁺⁺ + H ⁺
19384	SO	1.78		41.84	32.00	26.16	Franco	7.30	3.55	25.81	1273.00	2.22	15.74	10.87	1.77	0.10	0.98

LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA Y SUELO

Rocio Pastor
Dra. Rocio Pastor Jauregui
JEFA DE LABORATORIO



Resultados de la concentración de plomo en el suelo antes del experimento



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA
DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DRH
LABORATORIO DE AGUA, SUELO, MEDIO AMBIENTE Y FERTIRRIEGO
 Av. La Molina s/n teléf.: 614 7800 anexo 226 / 349 3969 E mail: las-fia@lamolina.edu.pe



Nº 020337

ANÁLISIS DE SUELO

SOLICITANTE : DINA DEL CARMEN CHÁVEZ RODRIGO

PROYECTO : CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA *Urtica urens* L.(ortiga) EN SUELOS CONTAMINADOS CON PLOMO EN AMBIENTE CONTROLADO

UBICACIÓN : Celendín - Cajamarca

RESP. ANÁLISIS : Ing. Elizabeth Monterrey Porras

FECHA DE ANÁLISIS : La Molina, 10 de noviembre de 2023

Número de muestra		C.E ds ⁻¹	pH	Pb soluble ppm
Lab.	Campo			
20337	SOC1	0.70	7.80	1474.00

LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA Y SUELO


 Dra. Rocio Pastor Jáuregui
 JEFE DE LABORATORIO





UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA

DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DRH
LABORATORIO DE AGUA, SUELO, MEDIO AMBIENTE Y FERTIRRIEGO
Av. La Molina s/n teléf.: 614 7800 anexo 226 / 349 3969 E mail: las-fia@lamolina.edu.pe



Nº 020338

ANÁLISIS DE SUELO

SOLICITANTE : DINA DEL CARMEN CHÁVEZ RODRIGO
PROYECTO : CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA *Urtica urens* L. (ortiga) EN SUELOS CONTAMINADOS CON PLOMO EN AMBIENTE CONTROLADO
UBICACIÓN : Celendín - Cajamarca
RESP. ANÁLISIS : Ing. Elizabeth Monterrey Porras
FECHA DE ANÁLISIS : La Molina, 10 de noviembre de 2023

Lab.	Número de muestra		C.E dS ⁻¹	pH	Pb soluble ppm
	Campo				
20338		SOC2	0.63	7.82	1687.00



LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA Y SUELO

Rocio Pastor Jauregui
Dra. Rocio Pastor Jauregui
JEFE DE LABORATORIO



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA

DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DRH
LABORATORIO DE AGUA, SUELO, MEDIO AMBIENTE Y FERTIRRIEGO
Av. La Molina s/n teléf.: 614 7800 anexo 226 / 349 3969 E mail: las-fia@lamolina.edu.pe



Nº 020339

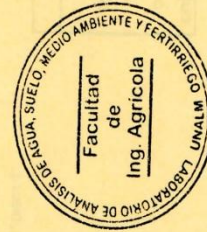
ANÁLISIS DE SUELO

SOLICITANTE : DINA DEL CARMEN CHÁVEZ RODRIGO
PROYECTO : CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA *Urtica urens* L. (ortiga) EN SUELOS CONTAMINADOS
CON PLOMO EN AMBIENTE CONTROLADO
UBICACIÓN : Celendín - Cajamarca
RESP. ANÁLISIS : Ing. Elizabeth Monterrey Porras
FECHA DE ANÁLISIS : La Molina, 10 de noviembre de 2023

Lab.	Número de muestra		C.E ds ⁻¹	pH	Pb soluble ppm
	Campo				
20339	SOC3		0.76	7.84	2178.00

LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA Y SUELO

Rocio Pastor Jauregui
Dra. Rocio Pastor Jauregui
JEFA DE LABORATORIO



Resultados de la concentración de plomo en el suelo después del experimento



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA
 DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DRH
LABORATORIO DE AGUA, SUELO MEDIO AMBIENTE, FERTIRRIEGO
 Av. La Molina s/n teléf.: 614 7800 anexo 226 / 349 3969 E mail: las-fta@lamolina.edu.pe



Nº 019887

ANÁLISIS DE SUELO

SOLICITANTE : DINA DEL CARMEN CHÁVEZ RODRIGO
 PROYECTO : CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA *Urtica urens* L. (ortiga) EN SUELOS CONTAMINADOS CON PLOMO EN AMBIENTE CONTROLADO
 UBICACIÓN : Celendin - Cajamarca
 RESP. ANÁLISIS : Ing. Elizabeth Monterrey Porras
 FECHA DE ANÁLISIS : La Molina, 15 de febrero de 2024

Lab.	Número de muestra		C.E. ds ⁻¹	pH	Plomo soluble (ppm)
	Campo				
19887	SOC3		1.45	7.57	289.00



LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA Y SUELO

R. R. R.
 Dra. Rocio Pastor Jauregui
 JEFA DE LABORATORIO



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA

DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DRH
LABORATORIO DE AGUA, SUELO MEDIO AMBIENTE, FERTIRRIEGO
Av. La Molina s/n teléf.: 614 7800 anexo 226 / 349 3969 E mail: las-fla@lamolina.edu.pe



Nº 019556

ANÁLISIS DE SUELO

SOLICITANTE : DINA DEL CARMEN CHÁVEZ RODRIGO
PROYECTO : CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA *Urtica urens* L (ortiga) EN SUELOS CONTAMINADOS CON PLOMO EN AMBIENTE CONTROLADO
UBICACIÓN : Celendin - Cajamarca
RESP. ANÁLISIS : Ing. Elizabeth Monterrey Porras
FECHA DE ANÁLISIS : La Molina, 15 de febrero de 2024

Lab.	Número de muestra		C.E ds ⁻¹	pH	Plomo soluble (ppm)
	Campo				
19886	SOC2		1.67	7.41	238.18



LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA Y SUELO

Rocio Pastor Jaurégui
Dra. Rocio Pastor Jaurégui
Jefa de Laboratorio



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA

DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DRH
LABORATORIO DE AGUA, SUELO MEDIO AMBIENTE, FERTIRRIEGO
Av. La Molina sin telef.: 614 7800 anexo 226 / 349 3969 E mail: las-fla@lamolina.edu.pe



Nº 019885

ANÁLISIS DE SUELO

SOLICITANTE : DINA DEL CARMEN CHÁVEZ RODRIGO
PROYECTO : CAPACIDAD FITOREMEDIADORA DE LA Urtica urens L (arriogel) EN EUCELOS CONTAMINADOS CON PLOMO EN AMBIENTE CORTICLADO
UBICACIÓN : Celendin - Cajamarca
RESP. ANÁLISIS : Ing. Elizabeth Menterrey Pomas
FECHA DE ANÁLISIS : La Molina, 15 de febrero de 2024

Lab.	Número de muestra		C.E. ds ⁻¹	pH	Plomo soluble (ppm)
	Campo				
19885	SOC1		1.60	7.40	148.10



LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA Y SUELO

Ricardo
Dra. Marie Pastor Zolacconi
AJIA EN LABORATORIO

Consolidado de los resultados de la concentración de plomo en el suelo después del experimento

Número de muestra		C.E dS ⁻¹	pH	Plomo soluble (ppm)
Lab.	Campo			
	SOC1	0.63	7.10	1368.00
	T1R1			
Número de muestra		C.E dS ⁻¹	pH	Plomo soluble (ppm)
Lab.	Campo			
19886	SOC2	1.79	7.63	241.61
	T1R2			
Número de muestra		C.E dS ⁻¹	pH	Plomo soluble (ppm)
Lab.	Campo			
19887	SOC3	1.68	7.87	289.00
	T1R3			

Número de muestra		C.E	pH	Plomo soluble
Lab.	Campo	dS ⁻¹		(ppm)
19885	SOC1.1 T2R1	1.73	7.53	148.10

Número de muestra		C.E	pH	Plomo soluble
Lab.	Campo	dS ⁻¹		(ppm)
	SOC2.1 T2R2	0.42	7.76	1674.00

Número de muestra		C.E	pH	Plomo soluble
Lab.	Campo	dS ⁻¹		(ppm)
	SOC3.1 T2R3	1.22	7.26	275.00

Número de muestra		C.E dS ⁻¹	pH	Plomo soluble (ppm)
Lab.	Campo			
	SOC1.2	1.46	7.27	146.30
	T3R1			

Número de muestra		C.E dS ⁻¹	pH	Plomo soluble (ppm)
Lab.	Campo			
19886	SOC2.2	1.54	7.19	238.18
	T3R2			

Número de muestra		C.E dS ⁻¹	pH	Plomo soluble (ppm)
Lab.	Campo			
	SOC3.2	0.67	7.41	2125.00
	T3R3			

MÉTODOS SEGUIDOS EN EL ANÁLISIS

CARACTERIZACIÓN COMPLETA

1. Análisis mecánico: textura por método Hidrómetro
 2. Conductividad eléctrica: C.E. Lectura de extracto de relación suelo-agua 1:1 y extracto de la pasta saturada
 3. pH: lectura de extracto de relación suelo-agua 1: 1 y extracto de la pasta saturada
 - 4.. Cálcaréo total: método gaso- volumétrico
 5. Materia orgánica: método de Walkley y Black. % M.O = % C x 1.724
 6. Nitrógeno total: método Micro Kjeldahl
 7. Fósforo: método de Olsen Modificado, extracto. NaHCO_3 0,5M; pH=
 8. Potasio disponible: extracto acetato de amonio 1N, pH 7.0
 9. Capacidad de intercambio catiónico: acetato de amonio 1N pH 7.0
 10. Cambiabilis: determinado en extracto amónico
- Ca^{2+} : espectrofotometría de absorción atómica
- Mg^{2+} : espectrofotometría de absorción atómica
- K^{+} : espectrofotometría de absorción atómica
- Na^{+} : espectrofotometría de absorción atómica

SALINIDAD y SODICIDAD (1 :3)

1. Cationes solubles

- Ca²⁺ : espectrofotometría de absorción atómica
- Mg²⁺ : espectrofotometría de absorción atómica
- K⁺ : espectrofotometría de absorción atómica
- Na⁺ : espectrofotometría de absorción atómica

2. Aniones solubles

- Cr : volumétrico; nitrato de plata
 CO_3^- : volumétrico; ácido clorídrico
 HCO_3^- : volumétrico; ácido clorídrico
 SO_4^{2-} : turbidimétrico; sulfato de bário
 NO_3^- : colorimétrico

3. Yeso soluble: solubilización con agua y precipitación con acetona
4. Boro soluble: colorimétrico; método de la curcumina

INTERPRETACIÓN Disponibles

C.E. (Sales) (dS m^{-1})	
< 2	Muy ligeramente salino
2 - 4	Ligeramente salino
4 - 8	Moderadamente salino
8 - 16	Fuertemente salino
> 16	Extremadamente salino

*Según respuesta de los cultivos

Clase	Materia Orgánica	Calcáreo Total CaCO ₃ (%)	Fósforo P (ppm)	Potasio K (ppm)
Bajo	< 2%	< 1%	< 7	< 100
Medio	2 - 4%	1- 5%	7-14	100 - 240
Alto	> 4%	> 5%	> 14	> 240

EQUIVALENCIAS

 $1 \text{ mmhos/cm} = 1 \text{ dS m}^{-1}$
$$1 \text{ meq}/100\text{gr} = 1 \text{ cmol}(+) \text{ Kg}^{-1}$$

CIC efectiva cmol(+) Kg ⁻¹	
2 - 5	muy baja
5 - 10	baja
10 - 15	media
15 - 20	alta
> 20	muy alta

* CIC: Capacidad de intercambiable de cationes

CIC total cmol(+) Kg ⁻¹	
0 - 10	muy baja
10 - 20	baja
20 - 35	media
35 - 45	media-alta
> 45	alta

Reacción del Suelo (pH)	
5,1 - 5,5	Fuertemente ácido
5,6 - 6,0	Moderadamente ácido
6,6 - 7,3	Neutro
7,4 - 7,8	Ligeramente alcalino
7,9 - 8,4	Moderadamente alcalino

Anexo 3. Evidencia de utilización del Laboratorio de Química de la EAPIAC
Solicitud para utilizar equipos de Laboratorio de Química de la EAPIAC



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL
FILIAL CELENDÍN
 Shulute s/n - Chacapampa - Celendín - Telefax: 076- 555307 - E-mail: fpeyera@unc.edu.pe



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA
 FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
 Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental
 FILIAL CELENDÍN

Reg. N° _____ Fecha: _____
 Hora: _____
 Presentado por: _____

SOLICITO: UTILIZAR EQUIPOS DEL LABORATORIO DE QUÍMICA DE LA EAPIAC

SEÑOR DIRECTOR DE LA ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERIA AMBIENTAL – FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS – UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA

S.D.

Yo, Dina del Carmen Chávez Rodrigo., alumno(a) de la Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental, identificado (a) con DNI N° 72356218, con CÓDIGO SUNEDU N° 2013810009 con domicilio legal en Jr. Salaverry 511 teléfono N° 940980245, correo electrónico: dchavezr13@unc.edu.pe, ante usted con el debido respeto expongo:

Que, teniendo la necesidad de graduarme como Ingeniero Ambiental, es que recorro a su Despacho para solicitar la utilización de la balanza analítica, piseta, agitador de vidrio y beacker del LABORATORIO DE QUÍMICA de la EAPIAC, para parte de la ejecución del Proyecto de Tesis denominado "CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE LA Urtica urens L.(ortiga) EN SUELOS CONTAMINADOS CON PLOMO EN AMBIENTE CONTROLADO"

POR LO EXPUESTO

Es justicia que espero alcanzar.

Celendín, 06 de junio de 2023


ASESOR


FIRMA


 LABORATORIO - EAPIAC

APellidos y Nombres	Docente Asignado	Curso	Práctica	Matrícula	Laboratorio	DNI	Fecha
Caba Sanchez Thael	Alumna	Química II	Química	75064446	Química	75064446	25/08
Salva Diaz Walter	Alumna	Química II	Química	73626498	Química	73626498	25/08
Chavez Varguez Luis	Alumna	Química II	Química	72562562	Química	72562562	25/08
Cristobal Carden Carlos Mario	Alumna	Química II	Química	72362117	Química	72362117	25/08
Raúl SANCHEZ ANGEL D.	Alumna	Química II	Química	72760949	Química	72760949	25/08
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74761540	Química	74761540	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Leyva Lopez Noemi E.	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23
Alfaro Alvarado Miguel	Alumna	Química II	Química	74756902	Química	74756902	10/10/23