

UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA
AMBIENTAL Y FORESTAL



ADSORCIÓN DE PLOMO CON NANOPARTÍCULAS DE Fe^0
BIOSINTETIZADAS DE MASHUA EN SUELOS CONTAMINADOS
DE LA COMUNIDAD DE PAXA; EFECTO DEL TAMAÑO Y
CONCENTRACIÓN

Susan Margareth Yapo Tapia

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL

Asesora: Dra. Eliana Mullisaca Contreras
Co – asesor: Ing. Eusebio German Peralta Julliri



Juliaca, 2026

UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y
FORESTAL



ADSORCIÓN DE PLOMO CON NANOPARTÍCULAS DE Fe⁰
BIOSINTETIZADAS DE MASHUA EN SUELOS CONTAMINADOS
DE LA COMUNIDAD DE PAXA: EFECTO DEL TAMAÑO Y
CONCENTRACIÓN

Susan Margareth Yapo Tapia

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL Y
FORESTAL

Asesora: Dra. Eliana Mullisaca Contreras
Co – asesor: Ing. Eusebio German Peralta Julliri

Juliaca, 2026

Yapo, S. M. (2026). *Adsorción de plomo con nanopartículas de Fe^o biosintetizadas de mashua en suelos contaminados de la comunidad de Paxa: efecto del tamaño y concentración.*
(Tesis de pregrado). Universidad Nacional de Juliaca.

Autor: Susan Margareth Yapo Tapia

Título: Adsorción de plomo con nanopartículas de Fe^o biosintetizadas de mashua en suelos contaminados de la comunidad de Paxa: efecto del tamaño y concentración

Publicación: Juliaca, 2026

Descripción: Cantidad de páginas (115 páginas)

Nota: Tesis - Escuela profesional de Ingeniería Ambiental y Forestal - Universidad Nacional de Juliaca

Código: 01-000082-01/Y29

Nota: Incluye bibliografía

Asesora: Dr. Eliana Mullisaca Contreras

Co - asesor: Ing. Eusebio German Peralta Julliri

Palabras clave: Adsorción, Biosíntesis, Nanopartícula de hierro, Plomo, Suelos agrícolas, Mashua.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y FORESTAL

“ADSORCIÓN DE PLOMO CON NANOPARTÍCULAS DE Fe^o BIOSINTETIZADAS DE MASHUA EN SUELOS CONTAMINADOS DE LA COMUNIDAD DE PAXA: EFECTO DEL TAMAÑO Y CONCENTRACIÓN”

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL Y
FORESTAL

Presentada por:

Bach. Susan Margareth Yapo Tapia

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

M.Sc. Hugo Apaza Aquino

PRESIDENTE DE JURADO



M.Sc. Godofredo Huanca Chambi

JURADO (secretario)



2° MIEMBRO

M.Sc. Jael Calla Calla

JURADO (vocal)



3° MIEMBRO



Dra. Eliana Mullisaca Contreras

ASESOR DE TESIS



Ing. Eusebio German Peralta Julliri

CO-ASESOR DE TESIS

Susan Margareth Yapo Tapia

ADSORCIÓN DE PLOMO CON NANOPARTÍCULAS DE Fe⁰ BIOSINTETIZADAS DE MASHUAEN SUELOS CONTAMINADOS ...

 Universidad Nacional de Juliaca

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::3117:615469364

Fecha de entrega

19 ago 2026, 10:25 a.m. GMT-5

Fecha de descarga

19 ago 2026, 11:02 a.m. GMT-5

Nombre del archivo

TESIS SUSAN YAPO 2026.pdf

Tamaño del archivo

4.5 MB

122 páginas

27.550 palabras

163.660 caracteres

7% Similitud general

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

Filtrado desde el informe

- Bibliografía
- Texto citado
- Texto mencionado
- Coincidencias menores (menos de 10 palabras)

Fuentes principales

- 5%  Fuentes de Internet
- 0%  Publicaciones
- 6%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alerta de integridad para revisión

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

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

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

DEDICATORIA

A Dios, fuente infinita de sabiduría y fortaleza, por iluminar mi camino con su luz, brindarme esperanza en los momentos difíciles y darme la perseverancia necesaria para alcanzar esta meta.

A mis queridos padres, Evon Pedro Yapó Humalla y Juana Sonia Tapia Villazante, por su amor incondicional, esfuerzo constante, sacrificio y apoyo inquebrantable a lo largo de mi vida. Su ejemplo de trabajo, perseverancia y humildad ha sido mi mayor inspiración para seguir adelante y alcanzar mis metas. Este logro también les pertenece, pues es el resultado de todo lo que han hecho por mí y de la confianza que siempre depositaron en mis capacidades.

A mis hermanas, Elizeth Danny Yapó Tapia y Nayely Kelly Yapó Tapia, por su cariño, compañía y palabras de aliento en cada etapa de este camino. Su apoyo y confianza fueron una motivación constante para continuar esforzándome y culminar satisfactoriamente esta investigación.

Y finalmente al Ingeniero Celedonio Llanos Llanos por su apoyo incondicional, motivación y aliento en cada etapa de este proceso. Gracias por creer en mí y ser una fuente constante de inspiración y fortaleza.

Susan Margareth Yapó Tapia

AGRADECIMIENTO

A Dios, fuente de vida, sabiduría y fortaleza, por acompañarme en cada paso de este camino académico, iluminar mi mente en los momentos de duda y concederme la perseverancia necesaria para culminar con éxito esta investigación.

A la Dra. Eliana Mullisaca Contreras y al Ing. Eusebio Germán Peralta Julliri, por su valiosa orientación, apoyo constante, dedicación y confianza durante el desarrollo de esta investigación. Sus conocimientos, recomendaciones y acompañamiento académico fueron fundamentales para la culminación exitosa de esta tesis y contribuyeron significativamente a mi formación profesional.

A la Ing. Dulia Ayme Apaza Gonzales, por su valioso apoyo técnico, su disposición y acompañamiento durante la ejecución experimental de esta investigación. Su orientación, conocimientos y colaboración fueron fundamentales para el desarrollo del trabajo, brindándome las herramientas necesarias para alcanzar los objetivos propuestos.

Finalmente, agradezco a los miembros del jurado evaluador, M. Sc. Hugo Apaza Aquino, M. Sc. Godofredo Huanca Chambi y M. Sc. Jael Calla Calla, por sus valiosos aportes, observaciones y sugerencias durante la evaluación de la presente investigación.

Susan Margareth Yapo Tapia

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTO	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE TABLAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ÍNDICE DE ANEXOS	xi
ACRÓNIMOS	xii
RESUMEN	11
ABSTRACT	12
INTRODUCCIÓN	12

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1.	Situación problemática	15
1.2.	La pregunta de investigación	16
1.2.1.	Pregunta general	16
1.2.2.	Preguntas específicas	17
1.3.	Objetivos	17
1.3.1.	Objetivo general	17
1.3.2.	Objetivos específicos	17
1.4.	Justificación	17
1.4.1.	Justificación ambiental	17
1.4.2.	Justificación tecnológica	18
1.4.3.	Justificación social	18
1.4.4.	Justificación económica	19
1.5.	Formulación de hipótesis	19
1.5.1.	Hipótesis general	19
1.5.2.	Hipótesis específicas	19

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LA LITERATURA

2.1.	Antecedentes de la investigación	20
2.1.1.	Internacional	20

2.1.2.	Nacional	22
2.1.3.	Local.....	23
2.2.	Marco teórico	24
2.2.1.	Suelo.....	24
2.2.2.	Salud y calidad del suelo	24
2.2.3.	Suelos contaminados	24
2.2.4.	Pasivo ambiental minero	24
2.2.5.	Drenaje ácido de mina y su impacto en el suelo	25
2.2.6.	Contaminación del suelo por EPT	25
2.2.7.	Metales pesados.....	25
2.2.8.	Plomo	25
2.2.8.1.	Fuentes de contaminación por plomo	26
2.2.8.2.	Factores que influyen biodisponibilidad del Pb en suelos	27
2.2.9.	Lixiviación del plomo en el suelo	27
2.2.10.	El plomo en las plantas.....	27
2.2.10.1.	Mecanismo de adsorción del plomo en la planta	27
2.2.10.2.	Respuestas de tolerancia y detoxificación al plomo en plantas	28
2.2.10.3.	Efectos del plomo en la planta	28
2.2.11.	El plomo en la salud	29
2.2.11.1.	Fuentes de absorción del plomo	29
2.2.11.2.	Mecanismo de absorción del plomo en los seres humanos	29
2.2.11.3.	Efectos del plomo en la salud.....	30
2.2.12.	Técnicas de remediación de suelos contaminados por plomo	31
2.2.12.1.	Métodos convencionales	31
2.2.12.2.	Métodos no convencionales	31
2.2.13.	Nanotecnología.....	32
2.2.14.	Nanopartícula	32
2.2.15.	Clasificación de las nanopartículas	33
2.2.15.1.	Según su composición química	33
2.2.15.2.	Según su morfología.....	33
2.2.15.3.	Según su estructura interna	33
2.2.15.4.	Según su origen o método de síntesis.....	33
2.2.16.	Síntesis de nanopartícula	34
2.2.17.	Caracterización de nanopartícula	34

2.2.18. Nanopartícula de hierro cero	34
2.2.19. Síntesis de nanopartícula de hierro cero	35
2.2.19.1. Síntesis de nanopartículas de hierro por método químico	35
2.2.19.2. Síntesis ecológica de nanopartículas de hierro	35
2.2.20. Factores que influyen en la síntesis ecológica de nanopartículas de hierro cero	37
2.2.20.1. Potencial de hidrógeno (pH)	37
2.2.20.2. Tiempo de reacción	37
2.2.20.3. Temperatura	37
2.2.20.4. La composición y concentración del extracto vegetal	37
2.2.20.5. Estabilización y almacenamiento	38
2.2.21. Estructura de nanopartículas de hierro	38
2.2.22. Mecanismo de remediación de metales pesados con nanopartículas de hierro cero	39
2.2.23. Mecanismo de remediación de plomo con nanopartículas de hierro	39
2.2.23.1. Factores que influyen en la remediación del plomo con nZVI	40
2.2.24. Compuestos fenólicos	40
2.2.24.1. Métodos de extracción	41
2.2.25. Mashua	42
2.2.26. Mashua negra	43
2.2.26.1. Clasificación taxonómica	43
2.2.26.2. Composición química	44
2.2.27. Normativa sobre el plomo en suelos	45

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Ámbito de estudio	46
3.2. Diseño metodológico	47
3.2.1. Tipo de investigación	47
3.2.2. Enfoque de investigación	47
3.2.3. Nivel de investigación	47
3.2.4. Diseño de investigación	47
3.3. Población y muestra de estudio	48
3.3.1. Población	48
3.3.2. Muestra	48

3.4.	Materiales, equipos y reactivos	49
3.4.1.	Materiales	49
3.4.2.	Equipos.....	49
3.4.3.	Reactivos e insumos	50
3.5.	Metodología	50
3.5.1.	Biosíntesis y caracterización de nanopartículas de hierro cero a partir de la cáscara de mashua negra.	50
3.5.1.1.	Obtención de compuestos fenólicos a partir de la cáscara de mashua negra	50
3.5.1.2.	Determinación de compuestos fenólicos e identificación de grupos funcionales.....	52
3.5.1.3.	Biosíntesis de nanopartículas de hierro cero (Fe ⁰) con extracto de cáscara de mashua	53
3.5.2.	Caracterización de las nanopartículas	54
3.5.3.	Determinación del porcentaje de adsorción de plomo en función de la concentración de nanopartículas y del tamaño de partícula del suelo contaminado de la comunidad de Paxa	55
3.5.3.1.	Obtención de la muestra de suelo.....	55
3.5.3.2.	Determinación del plomo inicial en la muestra de suelo	56
3.5.3.3.	Evaluación del efecto de los factores de tratamiento bajo el diseño factorial	57
3.5.3.4.	Determinación del plomo final en la muestra de suelo	57
3.5.4.	Análisis estadístico	59
3.5.4.1.	Análisis estadístico de los datos experimentales.....	59
3.5.4.2.	Procesamiento y validación de datos	59
3.5.4.3.	Verificación de supuestos del ANOVA	59
3.5.4.4.	Análisis de varianza (ANOVA).....	59
3.5.4.5.	Prueba de Tukey HSD.....	60

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1.	Biosíntesis y características de nanopartículas de hierro cero valente a partir de la cáscara de mashua negra	61
4.1.1.	Obtención de nanopartículas de hierro sintetizados con mashua	61
4.1.2.	Compuestos fenólicos del extracto (método Folin-Ciocalteu).....	62

4.1.3.	Grupos funcionales FTIR del extracto	63
4.2.	Características de las nanopartículas de Fe ⁰ biosintetizadas	64
4.2.1.	Grupos funcionales en la biosíntesis	64
4.2.2.	Resultados de SEM	65
4.2.3.	Resultados de difracción de rayos X (XRD).....	68
4.3.	Concentración del plomo en suelos.....	69
4.4.	Porcentaje de adsorción de plomo (Pb) en función de la concentración de nanopartículas y del tamaño de partícula del suelo contaminado de la comunidad de Paxa.	70
4.4.1.	Influencia del tamaño de partícula del suelo	72
4.4.2.	Efecto de la concentración de nanopartícula	73
4.5.	Análisis estadístico	74
4.5.1.	Análisis de varianza y significancia ANOVA	74
4.5.2.	Comparaciones múltiples (Tukey) tamaño de partícula	75
4.5.3.	Comparaciones múltiples (Tukey) concentración de nanopartículas	76
4.5.4.	Comparación múltiple de Tukey para la interacción tamaño de partícula × concentración de nanopartícula	76
5.1.	Conclusión.....	78
5.2.	Recomendaciones	78
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79
	ANEXOS.....	100

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	<i>Tipos de extracción de compuestos fenólicos de la planta</i>	42
Tabla 2	<i>Clasificación taxonómica de la mashua negra</i>	44
Tabla 3	<i>Valores guía y límites normativos de plomo (Pb) en suelos</i>	45
Tabla 4	<i>Diseño experimental de la investigación</i>	48
Tabla 5	<i>Resultados de adsorción de plomo</i>	71
Tabla 6	<i>Análisis de varianza y significancia ANOVA</i>	75
Tabla 7	<i>Comparaciones múltiples (Tukey) tamaño de partícula</i>	75
Tabla 8	<i>Comparación múltiple (Tukey) concentración de nZVI</i>	76
Tabla 9	<i>Comparación múltiple de Tukey para la interacción tamaño de partícula × concentración de nanopartícula</i>	77
Tabla 10	<i>Resultados de adsorción de nZVI bajo diseño factorial más sus replicas</i>	113
Tabla 11	<i>Tukey interacción de todos los factores</i>	114

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	<i>Captación, acumulación y translocación de Pb en plantas</i>	28
Figura 2	<i>La exposición al plomo (Pb) induce efectos sistémicos tóxicos</i>	30
Figura 3	<i>Mecanismo de reacción de la reducción de sales de hierro a partir de taninos</i>	36
Figura 4	<i>Estructura de nZVI</i>	38
Figura 5	<i>Diagrama esquemático de los mecanismos de eliminación de metales</i>	39
Figura 6	<i>Remoción de plomo con nZVI</i>	40
Figura 7	<i>Características morfológicas de la mashua negra</i>	43
Figura 8	<i>Mapa de ubicación del área de estudio</i>	46
Figura 9	<i>Mapa de puntos de muestreo de suelo</i>	49
Figura 10	<i>Diagrama de flujo de obtención de compuestos fenólicos</i>	52
Figura 11	<i>Diagrama de flujo del proceso de biosíntesis de nanopartículas</i>	54
Figura 12	<i>Flujograma del proceso de evaluación de tratamientos del diseño experimental</i>	58
Figura 13	<i>nZVI biosintetizadas con extracto de mashua negra</i>	62
Figura 14	<i>Resultados del FTIR del extracto de mashua negra</i>	63
Figura 15	<i>Análisis FTIR de la biosíntesis de nZVI</i>	64
Figura 16	<i>Micrografía SEM a 150× y 10 000 x de la nZVI sintetizadas</i>	66
Figura 17	<i>Micrografía SEM a 35 000x de las nanopartículas sintetizadas</i>	66
Figura 18	<i>Micrografía SEM a 100 000 x de las nanopartículas sintetizadas</i>	67
Figura 19	<i>Difractograma de rayos X (XRD) de nZVI biosintetizadas</i>	68
Figura 20	<i>Concentración de plomo y comparación con el ECA</i>	70
Figura 21	<i>Barras agrupadas de % adsorción de Pb según tamaño y concentración</i>	72
Figura 22	<i>Gráfico de interacción tamaño × concentración sobre % adsorción de Pb</i>	73
Figura 23	<i>Secado, molienda y tamizado de la cascara de mashua negra</i>	100
Figura 24	<i>Almacenamiento de la mashua macerada</i>	100
Figura 25	<i>Filtración de extracto de cascara de mashua macerada</i>	101
Figura 26	<i>Rota evaporación de la mashua a una temperatura de 80°C por 45 min.</i>	101
Figura 27	<i>Biosíntesis de nZVI</i>	102
Figura 28	<i>Centrifugación de las nanopartículas biosintetizadas</i>	102
Figura 29	<i>Obtención de la nZVI biosintetizadas con extracto de mashua negra</i>	103
Figura 30	<i>Reactivos químicos utilizados en la investigación</i>	103
Figura 31	<i>Muestreo de suelo en la comunidad Paxa – Tiquillaca</i>	103
Figura 32	<i>Obtención de muestra de suelo para su análisis</i>	104
Figura 33	<i>Tamizaje de tamaño de partícula de suelo de acuerdo con el diseño factorial</i>	104
Figura 34	<i>Determinación del plomo inicial del suelo de Tiquillaca</i>	104
Figura 35	<i>Agitación de los 27 tratamiento bajo diseño factorial de adsorción de plomo</i>	105
Figura 36	<i>Ejecución del diseño factorial de la investigación</i>	105
Figura 37	<i>Filtrado de los tratamientos para analizar en el AAS</i>	105
Figura 38	<i>Medición de turbiedad de los tratamientos</i>	106

Figura 39	<i>Conservación de la muestra para análisis de plomo en AAS.....</i>	<i>106</i>
Figura 40	<i>Determinación de concentraciones de plomo en AAS.....</i>	<i>107</i>
Figura 41	<i>Determinación del pH del suelo de Tiquillaca</i>	<i>107</i>

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo I <i>Panel fotográfico</i>	100
Anexo II <i>Informe de ensayo análisis XRD de las nZVI obtenidas con extracto de mashua</i>	108
Anexo III <i>Informe de ensayo de análisis Folin Ciocalteu y FTIR en el extracto y en las nanopartículas biosintetizadas</i>	110
Anexo IV <i>Informe del ensayo SEM -UNSA.....</i>	112
Anexo V <i>Resultados de adsorción de nZVI bajo diseño factorial más sus replicas</i>	113
Anexo VI <i>Estadística de la investigación</i>	114

ACRÓNIMOS

AAS:	Espectrofotometría de Absorción Atómica.
ATSDR:	Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades.
CCME:	Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente.
DAM:	Drenaje Ácido de Mina.
DLS:	Dispersión Dinámica de Luz.
EAE:	Extracción Asistida por Enzimas.
ECA:	Estándar de Calidad Ambiental.
EDX:	Espectroscopía de Energía Dispersiva de Rayos X.
EPA:	Agencia de Protección Ambiental.
EPT:	Elementos Potencialmente Tóxicos.
FTIR:	Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier.
GPS:	Sistema de Posicionamiento Global.
IARC:	Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer.
ILs:	Líquidos Iónicos.
MAE:	Extracción Asistida por Microondas.
ME:	Maceración.
MINAM:	Ministerio del Ambiente.
NTU:	Unidad Nefelométrica de Turbidez.
nZVI:	Nanopartículas de Hierro Cero Valente.
PAM:	Pasivos Ambientales Mineros.
PEF:	Campos Eléctricos Pulsados.
PHWE:	Extracción con Agua Caliente Presurizada.
Pb:	Plomo
pH:	Potencial de Hidrógeno.
PLE:	Extracción Líquida Presurizada.
SEM:	Microscopía Electrónica de Barrido.
SEMARNAT:	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (México).
SFE:	Extracción por Fluidos Supercríticos.
UAE:	Extracción Asistida por Ultrasonido.
USEPA:	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos.
UV-Vis:	Espectroscopía Ultravioleta-Visible.
XRD:	Difracción de Rayos X.

RESUMEN

La contaminación de suelos agrícolas por metales pesados, como el plomo (Pb), constituye una grave amenaza ambiental y sanitaria, especialmente en zonas influenciadas por actividades mineras, debido a su persistencia, toxicidad y capacidad de bioacumulación. El presente estudio tuvo como objetivo determinar la capacidad de adsorción de Pb^{2+} mediante nanopartículas de hierro cero (nZVI) biosintetizadas a partir del extracto de mashua en suelos contaminados de la comunidad de Paxa, así como analizar el efecto del tamaño de partícula del suelo y la concentración de nanopartículas. La metodología se desarrolló en dos etapas: en la primera, se realizó la síntesis de las nZVI y se caracterizaron sus grupos funcionales, tamaño y naturaleza mediante FTIR, SEM y XRD, respectivamente; en la segunda etapa, se evaluó el porcentaje de adsorción de Pb^{2+} mediante un diseño factorial 3^2 , considerando dos factores a tres niveles: tamaño de partícula del suelo (63, 125 y 250 μm) y concentración de nanopartículas (0.01, 0.02 y 0.03 g/100 mL), cada uno con tres repeticiones. Los resultados evidenciaron que el extracto presentó un contenido de compuestos fenólicos de 107.52 mg de ácido gálico/L, asociados a grupos funcionales identificados en el espectro FTIR. Asimismo, el análisis SEM mostró una morfología esférica y subesférica, con diámetros entre 49.03 y 87.54 nm, y naturaleza amorfa. El mayor porcentaje de adsorción de Pb^{2+} (99.45 %) se obtuvo con suelo de 63 μm y 0.03 g/100 mL de nanopartículas. Además, el análisis estadístico evidenció que ambos factores tuvieron efectos altamente significativos ($p < 0.001$). En conclusión, las nanopartículas biosintetizadas a partir del extracto de mashua mostraron una alta eficiencia en la remoción de Pb^{2+} , lo que evidencia su potencial como una alternativa efectiva, económica y sostenible para la remediación de suelos contaminados.

Palabras clave: Adsorción, Biosíntesis, Nanopartícula de hierro, Plomo, Suelos agrícolas, Mashua.

ABSTRACT

The contamination of agricultural soils by heavy metals, such as lead (Pb), constitutes a serious environmental and health threat, especially in areas influenced by mining activities, due to its persistence, toxicity and capacity for bioaccumulation. The present study aimed to determine the adsorption capacity of Pb^{2+} by zero iron nanoparticles (nZVI) biosynthesized from mashua extract in contaminated soils of the Pacha community, as well as to analyze the effect of soil particle size and nanoparticle concentration. The methodology was developed in two stages: in the first, the synthesis of the nZVI was carried out and their functional groups, size and nature were characterized by FTIR, SEM and XRD, respectively; in the second stage, the percentage of Pb^{2+} adsorption was evaluated using a 3^2 factorial design, considering two factors at three levels: soil particle size (63, 125 and 250 μm) and nanoparticle concentration (0.01, 0.02 and 0.03 g/100 mL), each with three replications. The results showed that the extract presented a phenolic compound content of 107.52 mg gallic acid/L, associated with functional groups identified in the FTIR spectrum. Likewise, the SEM analysis showed a spherical and subspherical morphology, with diameters between 49.03 and 87.54 nm, and amorphous nature. The highest percentage of Pb^{2+} adsorption (99.45 %) was obtained with 63 μm soil and 0.03 g/100 mL of nanoparticles. In addition, the statistical analysis showed that both factors had highly significant effects ($p < 0.001$). In conclusion, the nanoparticles biosynthesized from mashua extract showed a high efficiency in the removal of Pb^{2+} , which evidences its potential as an effective, economical and sustainable alternative for the remediation of contaminated soils.

Keywords: Adsorption, Biosynthesis, Iron nanoparticle, Lead, Agricultural soils, Mashua.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de suelos por metales pesados representa una problemática ambiental relevante a nivel global, debido a su persistencia, baja degradabilidad y efectos adversos sobre los ecosistemas (Haghighizadeh et al., 2024). Este problema se ha intensificado en las últimas décadas como consecuencia del crecimiento industrial, la minería, el uso indiscriminado de agroquímicos y la disposición inadecuada de residuos, lo que ha incrementado la acumulación de estos contaminantes en diferentes matrices ambientales (Zhang & Li, 2022). En particular, el plomo (Pb) destaca por su elevada toxicidad, estabilidad química y capacidad de bioacumulación, lo que favorece su incorporación en la cadena trófica y su acumulación en organismos vivos, generando riesgos significativos para la salud humana y el equilibrio ecológico (Ali et al., 2023).

Ante esta problemática, la nanotecnología aplicada a la remediación ambiental ha despertado gran interés debido a las propiedades fisicoquímicas de los nanomateriales, tales como su elevada área superficial, alta reactividad y capacidad adsorbente, las cuales favorecen la interacción con diversos contaminantes presentes en el suelo (Khan et al., 2019; Li et al., 2014), superando las limitaciones de los métodos convencionales de remediación, como la estabilización, la fitorremediación y la electrodiálisis, los cuales suelen ser lentos y costosos (Mitra et al., 2022). Asimismo, el lavado de suelos mediante agentes quelantes presenta limitaciones para su aplicación a gran escala (Wang et al., 2014). En particular, las nanopartículas de hierro cero han demostrado alta eficiencia en la adsorción de Pb^{2+} , favoreciendo su inmovilización en el suelo (Eslami et al., 2018). Las nanopartículas se sintetizan convencionalmente mediante métodos fisicoquímicos (Castro et al., 2018; Kumani et al., 2023), como la reducción química utilizando borohidruro de sodio ($NaBH_4$), técnica empleada debido a su elevada eficiencia y capacidad para producir nanopartículas altamente reactivas (Arora et al., 2025; Zhu et al., 2018). Sin embargo, estos métodos presentan limitaciones relacionadas con el uso de reactivos tóxicos, elevados costos de producción y generación de residuos químicos peligrosos, los cuales pueden ocasionar impactos negativos sobre el ambiente y la salud humana (Arora et al., 2025; Castro et al., 2018).

Frente a ello, la síntesis verde de nanopartículas emerge como una alternativa sostenible al emplear extractos vegetales con compuestos bioactivos de función reductora y estabilizante (Haider et al., 2024). En este sentido, la mashua negra, tubérculo andino con

alto contenido de compuestos fenólicos y antocianinas (Apaza et al., 2020), presenta un alto potencial para la biosíntesis de nanopartículas, ya que favorecen la reducción de iones férricos (Fe^{3+}) a hierro cero (Fe^0), promoviendo la formación de nanopartículas con propiedades adecuadas para la adsorción de Pb^{2+} (Dai et al., 2022; Eslami et al., 2018). No obstante, hasta la fecha no se han reportado estudios que empleen mashua en la biosíntesis de estos nanomateriales, lo que evidencia un vacío en la investigación.

En este contexto, la eficiencia de adsorción de Pb^{2+} mediante nanopartículas puede verse influenciada por diversos factores operacionales, como el tamaño de partícula del suelo y la concentración de nanopartículas, los cuales determinan la disponibilidad de sitios activos y la interacción entre el adsorbente y el contaminante (Zhang et al., 2025). En la comunidad de Paxa, ubicada en el distrito de Tiquillaca, región de Puno se han reportado concentraciones elevadas de plomo en suelos agrícolas. Asimismo, las condiciones edáficas, como el pH ácido (4.1) y el bajo contenido de materia orgánica (0.8%), favorecen la movilidad y biodisponibilidad del plomo, incrementando su potencial impacto en los ecosistemas y la salud humana (Fernández et al., 2022). Ante ello, la presente investigación tuvo como objetivo determinar el porcentaje de adsorción de plomo en suelos contaminados mediante nanopartículas de Fe biosintetizadas a partir de la cáscara de mashua negra.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Situación problemática

A nivel global, la contaminación de suelos por metales pesados, especialmente por plomo (Pb), constituye una grave problemática ambiental y sanitaria debido a su elevada toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación. Este metal carece de función biológica y puede provocar alteraciones neurológicas, renales y cardiovasculares, afectando principalmente a poblaciones vulnerables como niños y mujeres gestantes (Patočka & Kuča, 2016; Romero et al., 2015). La exposición ocurre a través del consumo de agua y alimentos contaminados, así como por la inhalación de partículas de suelo (Peng et al., 2019; Zartarian et al., 2023; Zhao et al., 2018). Asimismo, la USEPA y la ATSDR consideran al plomo como un contaminante altamente peligroso debido a su solubilidad y naturaleza no biodegradable, características que favorecen su permanencia en el ambiente y dificultan su remoción (Basu et al., 2017; Kushwaha et al., 2018). A escala mundial, la concentración media de Pb en suelos superficiales es de 32 mg/kg, asociada a riesgos ecotoxicológicos significativos; además en 2021 su exposición fue responsable de más de 1,5 millones de muertes (Francy et al., 2020; Song et al., 2025). Esta problemática también ha sido reportada en suelos agrícolas de China, donde se registraron concentraciones de hasta 1386 mg/kg (Han et al., 2025). De igual manera, en Latinoamérica se encuentra estrechamente vinculada a las actividades mineras, metalúrgicas e industriales; por ejemplo, en Zacatecas (México) se reportaron valores que llegan 9 216 µg/g en suelos próximos a zonas industriales y plantas de reciclaje (Soto et al., 2019).

A nivel nacional, el Perú presenta una problemática significativa asociada a la contaminación por plomo, estrechamente vinculada a su intensa actividad minera (Chavéz et al., 2011). En el distrito de Hualgayoc, región Cajamarca, se han identificado niveles de Pb en la capa superficial del suelo que varían entre 670 y 4683 mg/kg, superando ampliamente los límites establecidos (Cruzado et al., 2021). En la Bahía Interior de Puno, Andrade et al. (2020), reportaron concentraciones de hasta 505,2 mg/kg en suelos agrícolas ubicados alrededor de la laguna de oxidación, evidenciando un alto grado de contaminación por metales pesados, con implicancias directas en la seguridad alimentaria.

En la comunidad de Paxa, distrito de Tiquillaca, la disposición inadecuada de residuos provenientes de una planta concentradora hoy inactiva y considerada un pasivo ambiental ha ocasionado una severa contaminación en los suelos agrícolas. De acuerdo con Fernández et al. (2022), se registraron niveles de 679.9 mg/kg, cifra que supera ampliamente el Estándar de Calidad Ambiental para suelos agrícolas (70 mg/kg); Además, estos suelos presentan un pH ácido (4.1) y bajo contenido de materia orgánica (0.8 %), condiciones que favorecen la movilidad y biodisponibilidad del metal, incrementando su incorporación potencial en la cadena trófica (Fernández et al., 2022; Zhang & Li, 2022).

Ante esta problemática, resultó necesario desarrollar alternativas de remediación efectivas y sostenibles para reducir la contaminación por plomo en suelos agrícolas. Las nanopartículas de hierro cero han demostrado una elevada capacidad para la remoción de metales pesados; sin embargo, los métodos convencionales de síntesis presentan limitaciones ambientales y económicas (Arora et al., 2025; Mystrioti et al., 2014). En este contexto, la mashua negra, tubérculo andino ampliamente cultivado en la región Puno, destacó por su elevado contenido de compuestos fenólicos y antocianinas con capacidad reductora, lo que permitió su empleo en la biosíntesis de nanopartículas de Fe⁰ (Luera et al., 2025; Paucar et al., 2020). No obstante, existe escasa información sobre el uso de extracto de cáscara de mashua negra para la obtención de nanopartículas aplicadas a la remediación de suelos contaminados con plomo. Por ello, la presente investigación determinó el porcentaje de adsorción de plomo mediante nanopartículas de Fe⁰ biosintetizadas con extracto de mashua negra en suelos contaminados de la comunidad de Paxa, incorporando un enfoque de economía circular mediante la valorización de la cáscara del tubérculo andino.

1.2. La pregunta de investigación

1.2.1. Pregunta general

¿Cuál es la capacidad de adsorción de plomo (Pb) con nanopartículas de Fe⁰ biosintetizadas de la cáscara de *Tropaeolum tuberosum* en suelos contaminados de Paxa, bajo parámetros de control (tamaño de partícula y concentración)?

1.2.2. Preguntas específicas

- ¿Qué características presentan las nanopartículas de hierro cero valente biosintetizadas a partir de la cáscara de mashua negra (*Tropaeolum tuberosum*)?
- ¿Cuál es el porcentaje de adsorción de Pb^{2+} en función de la concentración de nanopartículas y el tamaño de partícula del suelo contaminado?

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Determinar la adsorción de plomo (Pb) con nanopartículas de Fe^0 biosintetizadas de la cáscara de *Tropaeolum tuberosum* en suelos contaminados de Paxa, bajo parámetros de control (tamaño de partícula y concentración).

1.3.2. Objetivos específicos

- Biosintetizar y caracterizar las nanopartículas de hierro cero valente a partir de la cáscara de mashua negra (*Tropaeolum tuberosum*).
- Determinar el porcentaje de adsorción de plomo (Pb), en función a la concentración de nanopartícula y el tamaño de partícula del suelo contaminado de la comunidad de Paxa.

1.4. Justificación

1.4.1. Justificación ambiental

La investigación se justifica por la necesidad de mitigar la contaminación de suelos agrícolas en la comunidad de Paxa (Fernández et al., 2022). En este contexto, la aplicación de nanopartículas de hierro cero obtenidas mediante biosíntesis representa una solución efectiva para la remediación de suelos contaminados con plomo (Zhang et al., 2025), ya que permite reducir la movilidad y biodisponibilidad del metal (Zhang & Li, 2022), limitando su incorporación en la cadena trófica a través de los cultivos y contribuyendo a la protección de los ecosistemas locales, así como a la salvaguarda de la salud humana (Baragaño et al., 2020).

1.4.2. Justificación tecnológica

El estudio se justifica por la aplicación de una técnica innovadora para la remediación de suelos contaminados, basada en la biosíntesis de nanopartículas de hierro cero a partir del extracto de cáscara de mashua. Esta metodología aprovecha los compuestos bioactivos presentes en este tubérculo andino, principalmente polifenoles y antocianinas, como agentes reductores naturales (Apaza et al., 2020), los cuales permiten la conversión de iones férricos (Fe^{3+}) a hierro metálico (Fe^0), posibilitando la síntesis de nanopartículas mediante un enfoque más sostenible en comparación con los métodos convencionales que utilizan reactivos químicos peligrosos (Arora et al., 2025; Machado et al., 2013). Estudios recientes han demostrado que las nanopartículas de hierro cero sintetizadas por rutas verdes presentan mayor estabilidad y mantienen eficiencias de remoción superiores al 98% durante periodos prolongados, a diferencia de las nanopartículas químicas cuya eficacia disminuye con el tiempo (Ferro et al., 2025). Asimismo, las nanopartículas de hierro presentan alta reactividad y una elevada relación superficie-volumen, características que optimizan los procesos de adsorción de contaminantes como el plomo, manteniendo su eficacia incluso en suelos con pH ácido, condición frecuente en zonas afectadas por actividades mineras (Li et al., 2014; Zou et al., 2016).

1.4.3. Justificación social

La contaminación por plomo en suelos agrícolas constituye un problema que afecta la salud humana y la seguridad alimentaria de las poblaciones que dependen de la agricultura para su alimentación y sustento económico (Peng et al., 2019; Romero et al., 2015). La presencia de este metal en los suelos agrícolas limita la producción de alimentos seguros y favorece la entrada del plomo a la cadena alimentaria mediante su absorción por los cultivos (Akaras et al., 2024). En este contexto, la aplicación de las nanopartículas de hierro contribuirá a disminuir la movilidad y disponibilidad del plomo en el suelo, favoreciendo la recuperación de áreas agrícolas contaminadas y reduciendo el riesgo de exposición de la población a este metal (Salas et al., 2021).

1.4.4. Justificación económica

La biosíntesis de nanopartículas de hierro cero mediante métodos ecológicos presenta beneficios económicos, ya que emplea precursores de bajo costo y reduce el uso de reactivos químicos costosos (Mystrioti et al., 2014). Estudios recientes señalan que, a escala de laboratorio, la síntesis puede reducir entre 30 % y 45 % los costos asociados a reactivos al reemplazar agentes reductores convencionales, como el borohidruro de sodio (NaBH_4), por biomasa vegetal de bajo costo (Keshta et al., 2026). En este contexto, la cáscara de mashua negra, rica en compuestos fenólicos con capacidad reductora y estabilizante, constituye una alternativa potencialmente más accesible y sostenible para la obtención de nanopartículas de Fe^0 , favoreciendo el aprovechamiento de recursos locales y la reducción del consumo de sustancias químicas peligrosas (Apaza et al., 2020; Haider et al., 2024).

1.5. Formulación de hipótesis

1.5.1. Hipótesis general

Las nanopartículas de hierro cero valente biosintetizadas a partir de la cáscara de mashua negra (*Tropaeolum tuberosum*) presentaron una capacidad significativa de adsorción de plomo (Pb), la cual varió en función del tamaño de partícula del suelo y de la concentración de nanopartículas de Fe^0 .

1.5.2. Hipótesis específicas

- Los compuestos fenólicos de la cáscara de mashua negra (*Tropaeolum tuberosum*) actuaron como agentes reductores en la biosíntesis del hierro, permitiendo la reducción de Fe^{3+} a Fe^0 y la obtención de partículas de tamaño nanométrico.
- El porcentaje de adsorción de plomo (Pb^{2+}) en los suelos contaminados de la comunidad de Paxa superó el 80 %, siendo directamente proporcional a la concentración de nanopartículas e inversamente proporcional al tamaño de partícula del suelo.

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LA LITERATURA

2.1. Antecedentes de la investigación

2.1.1. Internacional

Sánchez et al. (2026), evaluaron la eficiencia de remoción de Pb (II) mediante nanopartículas de hierro sintetizadas con extracto de cáscara de papaya en soluciones acuosas y aguas residuales mineras. Las nanopartículas fueron caracterizadas mediante FTIR, UV-Vis y SEM, y se aplicaron ensayos en lote para analizar el proceso de adsorción. Los resultados mostraron estructuras irregulares, superficie rugosa y tendencia a la aglomeración de las nanopartículas, bajo condiciones óptimas (pH = 7, concentración de nanopartículas = a 0.1 g y tiempo de remoción = 45 min); Además, alcanzaron eficiencias de remoción cercana al 98 %.

Zhang et al. (2025), realizaron una revisión exhaustiva sobre el uso de nanopartículas de hierro cero valente en la remediación de suelos contaminados por metales pesados, con énfasis en Pb^{2+} . El estudio tuvo como objetivo analizar los métodos de síntesis y modificación de nanopartícula, así como los mecanismos de interacción metal–nanopartícula. Los resultados mostraron que los nanomateriales presentan alta afinidad por Pb^{2+} , removiéndolo mediante adsorción, reducción y coprecipitación. Asimismo, se evidenció que la síntesis verde mejora la estabilidad y dispersión de las nanopartículas, reduciendo costos e impacto ambiental y permitiendo alcanzar más del 99 % de remoción en tiempos cortos.

Du et al. (2023), desarrollaron un estudio orientado a evaluar la síntesis verde de nanopartículas de hierro cero valente empleando extractos de té verde, con el objetivo de analizar la influencia de las condiciones de síntesis sobre sus propiedades fisicoquímicas, estabilidad coloidal y eficiencia en la remoción de plomo Pb^{2+} . El trabajo consistió en la preparación de extractos de té a diferentes temperaturas, la síntesis de nanopartículas de hierro bajo distintas proporciones extracto/solución férrica y la evaluación de su comportamiento mediante análisis de potencial zeta, sedimentación y capacidad de eliminación de Pb^{2+} . Los

resultados mostraron que los extractos obtenidos a 80 °C, en una proporción volumétrica 1:1, produjeron nanomateriales con excelente suspensibilidad y mayor reactividad. El material optimizado alcanzó una capacidad de eliminación de Pb(II) de 377.3 mg/g, valor aproximadamente siete veces mayor que el obtenido con nanopartículas sintetizadas mediante métodos químicos tradicionales (50.31 mg/g).

Danila & Januševičius (2022), evaluaron la eficiencia de remoción de metales pesados (Cd, Cu, Ni y Pb) en suelos contaminados y tratados con nanopartículas de hierro cero-valente. La metodología consistió en contaminar artificialmente el suelo con sales metálicas y posteriormente aplicar nanopartículas en dosis de 0.35 %, 0.70 % y 1.05 % en peso de suelo seco; luego se realizó el lavado de suelos con ácido acético para extraer los metales. Los experimentos se llevaron a cabo por triplicado y se analizaron mediante ANOVA y pruebas Tukey. Los resultados mostraron que en el suelo control el Pb se encontraba principalmente en forma intercambiable (83.3 %), mientras que con el incremento de la dosis de nanopartícula esta fracción disminuyó progresivamente hasta 52.3 % en la dosis más alta, evidenciando el efecto de las nanopartículas sobre la movilidad y especiación del Pb en el suelo.

Sun et al. (2021), tuvieron como objetivo evaluar la capacidad del hierro cero valente (ZVI) para remediar suelos contaminados con plomo Pb(II), analizando su mecanismo de adsorción. En cuanto a la metodología, el estudio se desarrolló en dos etapas: en la primera, realizaron experimentos de adsorción en solución, variando la dosis de ZVI (5, 10 y 20 g/L), la concentración inicial de Pb(II) (100 a 1600 mg/L), el tiempo de reacción y el pH, caracterizando el nanomaterial mediante SEM, BET y DRX; en la segunda etapa, realizaron experimentos de incubación mezclando directamente el ZVI con suelo contaminado con $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ a concentraciones de 3 y 6 mg/kg, aplicando dosis de ZVI de 0.1%, 0.2% y 0.4% del peso del suelo. Los resultados mostraron que en solución la eficiencia de remoción alcanzó el 98% con la dosis óptima de 10 g/L, con una capacidad máxima de adsorción de 88.28 mg/g; mientras que en el suelo, la dosis de 0.4% presentó el mejor efecto de fijación, logrando transformar el Pb(II) desde la fracción ligada a óxidos de Fe/Mn hacia la fracción residual, es decir, inmovilizándolo de forma estable dentro del suelo.

Zhou et al. (2021), evaluaron el uso de nanopartículas de hierro para estabilizar plomo (Pb) y mejorar la resistencia del suelo contaminado. Aplicaron dosis de 0.2 % a 10 % de nanopartículas en suelo arcilloso contaminado con nitrato de plomo $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, observando disminución significativa del Pb en fracciones móviles y un aumento de la resistencia al corte de 7.25 kPa a 69.33 kPa. Este efecto se atribuyó a la formación de óxidos hidratados de Fe/Pb y microburbujas que mejoraron la compactación. El estudio concluye que las nanopartículas de hierro permiten inmovilizar el plomo y reforzar la estructura del suelo, siendo útil para la remediación del suelo.

Gautam et al. (2020), evaluaron la eficiencia de remoción de $\text{Pb}(\text{II})$ con nanopartículas a base de hierro sintetizadas con extracto de hojas de *Moringa oleifera*. La investigación fue de tipo experimental, empleando técnicas de caracterización como SEM, EDX, DLS, FTIR y XRD, además de ensayos en lote para analizar la adsorción. Los resultados mostraron que las nanopartículas presentan morfología esférica con tamaños entre 60 y 100 nm y estructura heterogénea. Bajo condiciones óptimas, se alcanzó una eficiencia de remoción de hasta 94.08% en aproximadamente 60 minutos.

2.1.2. Nacional

Mullisaca (2024), abordó la contaminación por Pb^{2+} en suelos y su movilidad hacia aguas subterráneas, proponiendo su inmovilización con nanopartículas de hierro biosintetizadas con extracto de hojas de quinua. Las nanopartículas de hierro presentaron diámetros de 1.5–100 nm (TEM), radicales oxidrilos OH (FTIR) y 16% de hierro y 84% de oxígeno evaluado por DRX. Se logró una remoción del 99.9 % a pH 4 y 45 °C, con capacidad de adsorción máxima de 49.9 mg/g. El autor concluye que estas NP-Fe son una alternativa ecológica, eficiente y sostenible para remediar suelos agrícolas contaminados con plomo.

Chumbiray & Hidalgo (2022), determinaron la eficiencia de nanopartículas de hierro cero en la remoción de cromo hexavalente ($\text{Cr}(\text{VI})$) en soluciones acuosas. La investigación fue de tipo experimental con un diseño factorial. Se evaluaron dos factores principales: la dosis de nanopartículas (0.25 g, 0.50 g y 0.75 g) y el tiempo de contacto (20, 30 y 40 minutos). Se trabajó con soluciones acuosas de $\text{Cr}(\text{VI})$ a concentraciones iniciales de 15.02 ppm y 49.7 ppm, en volúmenes de

200 mL. El estudio analizó los efectos individuales de cada factor y su interacción mediante análisis de varianza (ANOVA). Los resultados mostraron que la eficiencia de remoción alcanzó valores de hasta 92.61 % en condiciones óptimas (0.75 g de nanopartículas y 40 minutos de contacto), evidenciándose que el incremento de la dosis de nZVI y del tiempo de contacto mejora significativamente la remoción del contaminante.

Villalva (2021), tuvo como objetivo evaluar el efecto del volumen de extracto de eucalipto y la concentración de FeCl_3 en la síntesis verde de nanopartículas de hierro. La metodología consistió en la obtención de nanopartículas mediante reducción biológica utilizando extracto de eucalipto, las cuales fueron caracterizadas mediante SEM, EDX y FTIR para determinar su morfología, composición elemental y grupos funcionales. Los resultados mostraron la formación de nanopartículas esféricas con un tamaño promedio de 93.1 nm, compuestas principalmente por hierro, oxígeno y carbono, además de la presencia de grupos funcionales como carboxílicos, fenólicos y alcohólicos. Asimismo, las nanopartículas lograron reducir la concentración del colorante Naranja Directo de 200 mg/L a 0.23 mg/L, evidenciando alta eficiencia en la remoción del contaminante.

2.1.3. Local

Huamaliano & Jove (2024), evaluaron nanopartículas de óxido de hierro biosintetizadas con extracto de hojas de eucalipto para remover arsénico en aguas subterráneas. La síntesis verde utilizó extracto de eucalipto como agente reductor e hidróxido de sodio NaOH como estabilizador de pH. Las nanopartículas obtenidas fueron caracterizadas mediante FTIR, DLS y SEM. La evaluación de la influencia de las variables experimentales se realizó mediante análisis de varianza (ANOVA). Los resultados de FTIR evidenciaron grupos funcionales hidroxilo ($-\text{OH}$), carbonilo ($\text{C}=\text{O}$) y enlaces $\text{Fe}-\text{O}$. El análisis DLS mostró tamaños entre 66 y 206 nm, mientras que las imágenes SEM revelaron partículas cuasi esféricas con tendencia a la aglomeración. Finalmente, se logró una eficiencia de remoción de arsénico del 99.3 % a pH 7, dosis de 260 mg y 15 min de contacto.

2.2. Marco teórico

2.2.1. Suelo

El suelo es un cuerpo natural estratificado formado por procesos fisicoquímicos y biológicos que reorganizan minerales y materia orgánica. Actúa como soporte ecológico esencial, vinculando la atmósfera, la litosfera y la hidrosfera, y sustentando la biodiversidad y las actividades humanas (McBratney & Hartemink, 2024).

2.2.2. Salud y calidad del suelo

La salud y calidad del suelo se refieren a su capacidad para funcionar como un sistema activo que sostiene la productividad vegetal, la biodiversidad y el bienestar humano. Estas dependen de sus propiedades físicas, químicas y biológicas, y de su capacidad para regular procesos ambientales como la calidad del agua y el equilibrio climático, bajo condiciones específicas de uso y manejo (Lehmann et al., 2020; Bünemann et al., 2018).

2.2.3. Suelos contaminados

La contaminación del suelo se refiere a la presencia de sustancias químicas o elementos potencialmente tóxicos en concentraciones que alteran las propiedades y funciones naturales del suelo, afectando su calidad y los servicios que proporciona al ambiente y a la sociedad (Cachada, 2025).

2.2.4. Pasivo ambiental minero

Los pasivos ambientales mineros (PAM) comprenden depósitos de relaves, desmontes y otros residuos generados por actividades mineras que permanecen en el ambiente tras el cierre o abandono de las operaciones, constituyendo una fuente potencial de contaminación (Cacciuttolo et al., 2023). Estos pasivos pueden liberar metales potencialmente tóxicos hacia el suelo y los cuerpos de agua, generando impactos ambientales persistentes en los ecosistemas circundantes (Liu et al., 2024).

2.2.5. Drenaje ácido de mina y su impacto en el suelo

El drenaje ácido de mina (DAM) es un proceso geoquímico originado por la oxidación de minerales sulfurados, principalmente la pirita (FeS_2), al entrar en contacto con el oxígeno y el agua durante actividades mineras, generando ácido sulfúrico (Lusantono et al., 2026). Este ambiente ácido incrementa la solubilidad y movilidad de metales pesados en el suelo y el agua, favoreciendo su dispersión hacia el entorno (Thomas et al., 2024). Como consecuencia, provoca degradación del suelo, alteración de ecosistemas y riesgos para la salud humana, siendo su control y mitigación un aspecto crítico en zonas mineras. Su generación e intensidad dependen de factores mineralógicos, geoquímicos y ambientales (Lusantono et al., 2026).

2.2.6. Contaminación del suelo por EPT

El suelo actúa como un reservorio de elementos potencialmente tóxicos (EPT), los cuales, al acumularse en concentraciones elevadas y aumentar su biodisponibilidad, pueden alterar las funciones del ecosistema edáfico, afectar el crecimiento vegetal y representar riesgos para la salud humana (Patinha et al., 2025).

2.2.7. Metales pesados

Los metales pesados son elementos químicos que presentan una densidad relativamente alta (mayor a 5 g/cm^3) y se caracterizan por su persistencia y potencial toxicidad en el ambiente, entre los que destacan Pb, Hg, As, Ni y Cd debido a su elevada toxicidad y persistencia ambiental (Engwa et al., 2019; Asgary et al., 2017). Según su función biológica, se clasifican en esenciales y no esenciales. Los esenciales, como Fe, Cu, Zn, Mn y Co, participan en procesos metabólicos, aunque su exceso o deficiencia puede resultar perjudicial. Los no esenciales, como Pb, Cd y Hg, carecen de función biológica y presentan alta toxicidad por su capacidad de bioacumulación (Song et al., 2025).

2.2.8. Plomo

El plomo (Pb), elemento 82 de la tabla periódica, es un metal pesado blando y maleable, caracterizado por su alta persistencia ambiental y resistencia a los

procesos naturales de degradación (Kushwaha et al., 2018). Aunque presenta baja movilidad en condiciones edáficas naturales, su presencia en elevadas concentraciones, especialmente en zonas mineras, lo convierte en uno de los principales contaminantes ambientales debido a su elevada toxicidad, capacidad de bioacumulación y efectos adversos sobre los ecosistemas y la salud humana (Chon et al., 2017; Loh et al., 2016). Históricamente utilizado por su maleabilidad y resistencia a la corrosión, actualmente el Pb es considerado un contaminante prioritario en suelos, sedimentos y cuerpos de agua, siendo un parámetro clave en la evaluación del riesgo ambiental y en el diseño de estrategias de remediación (Chon et al., 2017; Mishra et al., 2025).

En el suelo, el plomo se distribuye en distintas fracciones geoquímicas que determinan su movilidad y biodisponibilidad; Puede encontrarse en la fracción intercambiable como Pb^{2+} débilmente adsorbido a superficies de arcillas; asociarse a carbonatos mediante la formación de compuestos precipitados como PbCO_3 ; fijarse a óxidos de hierro y aluminio; o formar complejos estables con la materia orgánica del suelo a través de sustancias húmicas (Chon et al., 2017; Mishra et al., 2025).

2.2.8.1. Fuentes de contaminación por plomo

El plomo presente en los suelos puede tener un origen natural o antropogénico. En condiciones naturales, se encuentra en bajas concentraciones asociado a rocas ígneas y sedimentarias, con valores que oscilan entre 2 y 30 mg/kg en basaltos y granitos, y que pueden alcanzar hasta 150 mg/kg en pizarras. Asimismo, forma parte de minerales como la galena (PbS) y la cerusita (PbCO_3) (Nieder & Benbi, 2024). En el ambiente, el Pb se presenta comúnmente en forma de iones Pb^{2+} , óxidos o complejos Pb-hidroxí, especies químicas relativamente estables y persistentes en los sistemas edáficos (Tepanosyan et al., 2022).

No obstante, las principales fuentes de contaminación por plomo son de origen antropogénico, asociadas a actividades minero-metalúrgicas, combustión de carbón, producción y reciclaje de baterías, industrias de galvanoplastia y curtido de pieles, así como al uso histórico de pesticidas, fertilizantes y pigmentos que contienen Pb (Kushwaha et al., 2018). En

particular, los residuos mineros y relaves constituyen focos críticos de contaminación, ya que pueden liberar plomo en forma de partículas sólidas o soluciones acuosas (Yang et al., 2015).

2.2.8.2. Factores que influyen biodisponibilidad del Pb en suelos

La movilidad y biodisponibilidad del plomo en los suelos están controladas principalmente por factores como el pH, el contenido de materia orgánica, la textura del suelo y la influencia de procesos como el drenaje ácido de mina (Yang et al., 2015). Condiciones ácidas favorecen la solubilización del Pb, mientras que suelos con mayor contenido de arcillas y óxidos metálicos tienden a retenerlo. Estos factores determinan su disponibilidad en el sistema suelo-agua y su potencial transferencia a plantas y otros componentes del ecosistema (Yu et al., 2023).

2.2.9. Lixiviación del plomo en el suelo

La lixiviación del plomo es el proceso mediante el cual las formas solubles o móviles de este metal son transportadas por el agua que percola a través del suelo. Durante este proceso, una fracción del Pb pasa a la solución acuosa y forma parte del lixiviado, favoreciendo su movilidad en el ambiente (Zhang et al., 2023). Esta fracción representa el plomo con mayor potencial de migración y riesgo ambiental, por lo que su evaluación es fundamental en estudios de contaminación y remediación de suelos (Kastury et al., 2023).

2.2.10. El plomo en las plantas

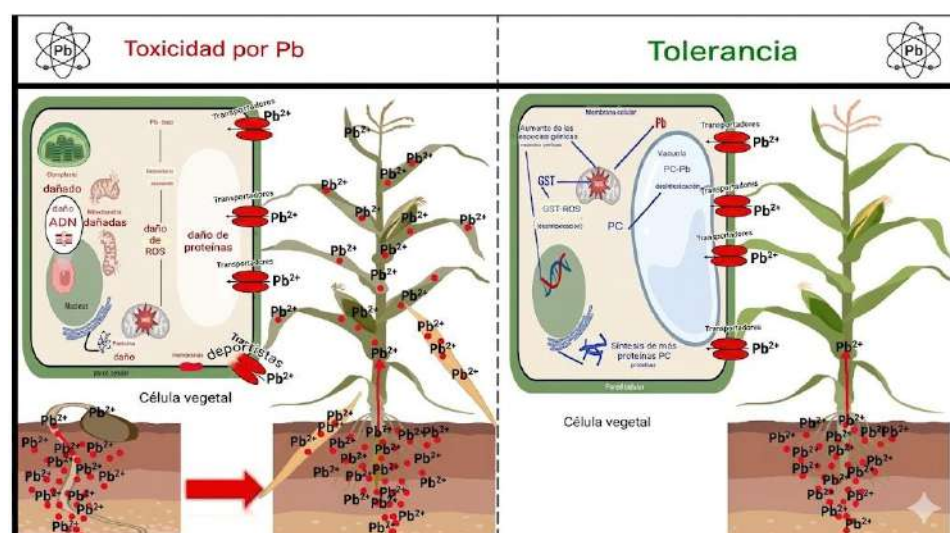
2.2.10.1. Mecanismo de adsorción del plomo en la planta

El plomo no cumple ninguna función biológica en las plantas y su ingreso ocurre principalmente por absorción radicular pasiva desde suelos contaminados, mientras que la vía foliar es secundaria (Engwa et al., 2019). Una vez en la rizosfera, es adsorbido inicialmente en la pared celular de las raíces mediante grupos funcionales de polisacáridos, lo que limita su movilidad interna (Kumar et al., 2017). Como resultado, la mayor parte del metal permanece acumulada en los tejidos radiculares, con una

translocación restringida hacia los órganos aéreos (Figura 1) (Engwa et al., 2019; Gurajala et al., 2019).

Figura 1

Captación, acumulación y translocación de Pb en plantas



Nota. Esquema comparativo de los efectos del plomo (Pb^{2+}) a nivel celular. Se contrasta la toxicidad por estrés oxidativo (ROS) y daño a organelos (izquierda), con los mecanismos fisiológicos de tolerancia, específicamente la desintoxicación y secuestro vacuolar del complejo Pb-fitoquelatina (derecha). Tomada de Rahman et al. (2024).

2.2.10.2.Respuestas de tolerancia y detoxificación al plomo en plantas

Para mitigar la toxicidad del Pb, las plantas activan mecanismos fisiológicos y bioquímicos cuya eficacia depende de la especie y la concentración del metal (Ur et al., 2024). Entre ellos destacan los sistemas antioxidantes, que reducen el daño oxidativo causado por las especies reactivas de oxígeno. Asimismo, las fitoquelatinas y metalotioneínas forman complejos con el Pb y facilitan su secuestro en vacuolas, disminuyendo su toxicidad intracelular (Faizan et al., 2024; Maia et al., 2022; Ur et al., 2024).

2.2.10.3.Efectos del plomo en la planta

El plomo (Pb) es uno de los metales pesados más fitotóxicos, ya que afecta diversos procesos fisiológicos y bioquímicos de las plantas. Su presencia reduce la germinación, el crecimiento radicular y la fotosíntesis, además de provocar clorosis y necrosis foliar (Lobo et al., 2022). Asimismo, induce

estrés oxidativo, altera la actividad enzimática y afecta la absorción de nutrientes esenciales (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+}), comprometiendo el metabolismo y desarrollo vegetal (Rahman et al., 2024).

2.2.11. El plomo en la salud

2.2.11.1. Fuentes de absorción del plomo

El plomo puede ingresar al cuerpo humano por vías dietarias y no dietarias, ambas relevantes en poblaciones no ocupacionales (Zhao et al., 2018). Las principales rutas de exposición al Pb, destacando la ingestión de alimentos y agua contaminados como fuente predominante. La vía no dietaria comprende la inhalación de polvo del suelo o doméstico, el contacto con partículas de pintura y la ingestión accidental, especialmente en niños (Peng et al., 2019). Asimismo, la absorción dérmica representa un riesgo adicional, sobre todo en mujeres y niños, por el uso de cosméticos o productos tradicionales con Pb (Zartarian et al., 2023).

2.2.11.2. Mecanismo de absorción del plomo en los seres humanos

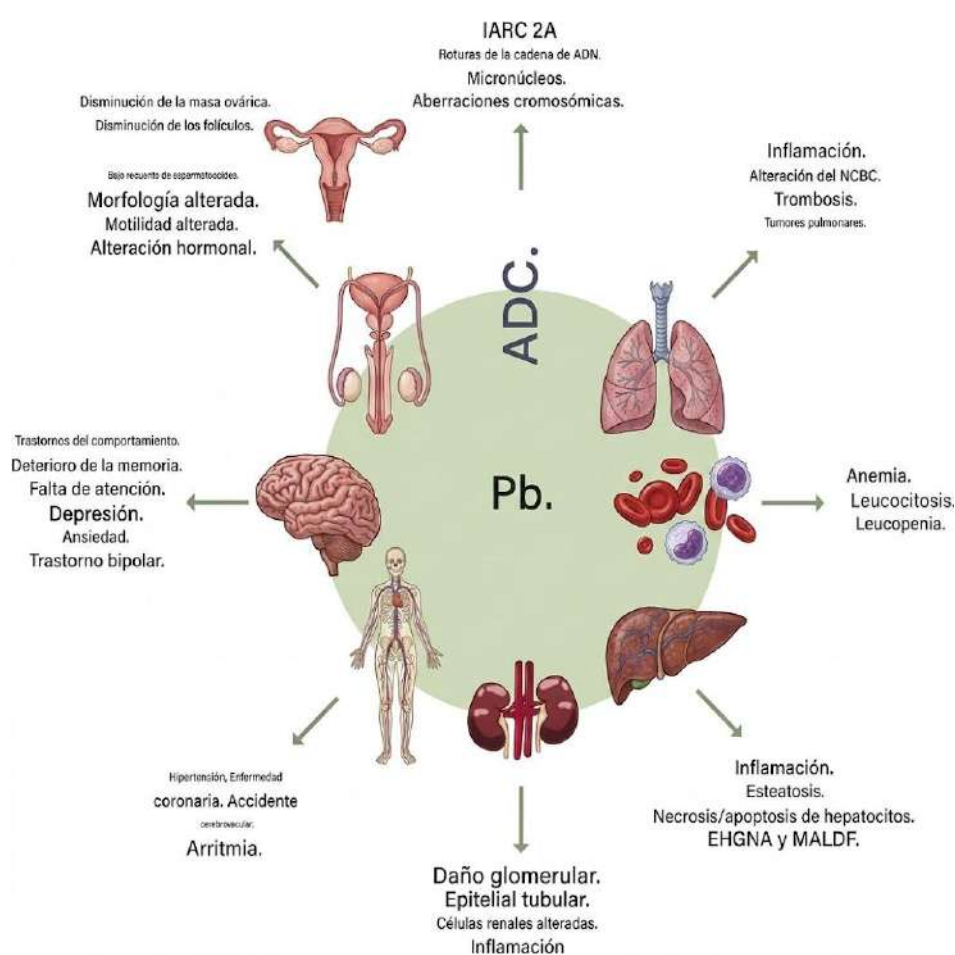
El plomo (Pb^{2+}) se absorbe principalmente en el duodeno mediante mecanismos similares al calcio, especialmente a través del transportador DMT1 y canales de calcio tipo L, aumentando su absorción en deficiencia de Ca, Fe y Mg (Jomova et al., 2025). Dentro del enterocito puede unirse a metalotioneínas o glutatión, y luego pasa a la sangre por vía basolateral. En sangre, el 95 % se une a eritrocitos y el resto a proteínas plasmáticas como albúmina y transferrina (Jomova et al., 2025; Liu et al., 2015). Desde allí se distribuye a órganos como hígado, riñón y cerebro, pero la mayor parte (90–95 %) se deposita en huesos sustituyendo al calcio, actuando como reservorio a largo plazo con liberación lenta (Cosselman et al., 2015; Jomova et al., 2025). Su eliminación es principalmente urinaria, aunque también fecal, sudor y otros fluidos, siendo un proceso lento que favorece su acumulación (Jomova et al., 2025; Mitra et al., 2017).

2.2.11.3.Efectos del plomo en la salud

Una vez absorbido, el plomo se distribuye en el organismo causando efectos tóxicos en diversos órganos incluso a bajas concentraciones tal como se muestra en la Figura 2, siendo el sistema nervioso uno de los más afectados, especialmente en niños (Collin et al., 2022). Asimismo, interfiere en la síntesis del grupo hemo, favorece la anemia, hipertensión y daño renal, hepático y óseo, lo que lo consolida como un contaminante prioritario para la salud pública (Jomova et al., 2025).

Figura 2

La exposición al plomo (Pb) induce efectos sistémicos tóxicos



Nota. Representación de los múltiples efectos sistémicos tóxicos inducidos por la exposición al plomo (Pb) en el organismo. El diagrama detalla las principales alteraciones patológicas, funcionales y genéticas que impactan diversos órganos y sistemas, incluyendo el reproductivo, nervioso, cardiovascular, renal, hepático, sanguíneo y respiratorio. Tomada de González et al. (2025).

2.2.12. Técnicas de remediación de suelos contaminados por plomo

Los métodos empleados para la remediación se clasifican en convencionales y no convencionales, según su enfoque tecnológico y nivel de sostenibilidad:

2.2.12.1. Métodos convencionales

Los métodos convencionales para la remediación de suelos contaminados con Pb incluyen técnicas fisicoquímicas, térmicas y biológicas, orientadas a reducir su concentración o movilidad en el suelo (Yang & Cattle, 2017). Entre ellas, el lavado de suelos puede alcanzar altas eficiencias de remoción, aunque presenta elevados costos operativos y genera residuos secundarios (Wang et al., 2020). Por otro lado, las técnicas de estabilización o inmovilización reducen la movilidad y biodisponibilidad del metal, pero no permiten su eliminación definitiva (Palansooriya et al., 2020).

Otras técnicas convencionales, como el encapsulamiento mediante barreras físicas, limitan la dispersión del contaminante sin modificar su concentración total en el suelo (Yang & Cattle, 2017). De forma similar, la electro-remediación y la extracción por fluidos pueden alcanzar eficiencias moderadas a altas, aunque requieren un elevado consumo energético y el uso de equipos especializados (Ahmed et al., 2016). Por su parte, el tratamiento térmico permite la volatilización o vitrificación del Pb, logrando una remoción efectiva, pero con altos costos y posibles riesgos de reemisión del contaminante (Deng et al., 2023). Finalmente, los métodos biológicos, como la fitorremediación y la biorremediación microbiana, destacan por su bajo impacto ambiental, aunque su eficiencia suele ser limitada y dependiente de las condiciones del suelo y del organismo empleado (Ghori et al., 2016; Naik & Dubey, 2013).

2.2.12.2. Métodos no convencionales

Los métodos no convencionales para la remediación de suelos contaminados con plomo incluyen enfoques biotecnológicos y nanotecnológicos que buscan una mayor eficiencia y menor impacto ambiental (Gul et al., 2024). Entre ellos, la biosorción mediante

biocarbones modificados ha reportado eficiencias de remoción entre 85 y 95 % (Qiu et al., 2022; Upadhyay et al., 2021). Asimismo, las enmiendas bioactivas y la biotecnología microbiana pueden reducir la biodisponibilidad del Pb, alcanzando eficiencias entre 60 y 90 % según las condiciones del suelo (Gul et al., 2024; Kurniawan et al., 2022). Por su parte, las nanopartículas de hierro cero representan una alternativa prometedora, con eficiencias de remoción de hasta 95 % debido a su alta reactividad y capacidad de interacción con los contaminantes (Cardoso et al., 2025; Mitra et al., 2022).

2.2.13. Nanotecnología

La nanotecnología se enfoca en el estudio, manipulación y aplicación de materiales a escala nanométrica (1–100 nm), donde estos exhiben propiedades físico-químicas diferentes a las macroscópicas, principalmente debido a la elevada relación superficie-volumen y a efectos asociados al tamaño (Mariyam et al., 2024). A diferencia de la nanociencia, orientada al estudio fundamental de la materia, la nanotecnología se centra en el diseño y uso de nanomateriales con funciones específicas en áreas como la medicina, la ingeniería ambiental y la electrónica (Kolahalam et al., 2019). En el ámbito ambiental, los nanomateriales destacan por su alta reactividad y capacidad de adsorción o reducción, lo que los hace particularmente eficaces para la remediación de metales pesados, superando limitaciones de métodos convencionales (Mitra et al., 2022).

2.2.14. Nanopartícula

Las nanopartículas son nanoobjetos con dimensiones comprendidas entre 1 y 100 nm, según la Organización Internacional de Normalización (ISO) (Mariyam et al., 2024). Sus propiedades dependen del tamaño, forma y composición, y se caracterizan por una elevada relación superficie-volumen, que confiere mayor reactividad y capacidad de interacción con otras sustancias (Joudeh & Linke, 2022). Estas características favorecen su aplicación en procesos químicos y ambientales, especialmente en la remediación de suelos contaminados, donde las nanopartículas facilitan la adsorción y eliminación de contaminantes como los metales pesados (Khan et al., 2019).

2.2.15. Clasificación de las nanopartículas

2.2.15.1. Según su composición química

De acuerdo con su composición, las nanopartículas incluyen materiales metálicos, óxidos metálicos, estructuras carbonosas, polímeros y sistemas híbridos, los cuales presentan distintas capacidades de adsorción, reducción y estabilización de contaminantes (Ali et al., 2023). En el ámbito ambiental, las nanopartículas metálicas y de óxidos metálicos destacan por su eficacia en la remediación de metales pesados, debido a su alta reactividad y afinidad química (Ali et al., 2023; Khan et al., 2019).

2.2.15.2. Según su morfología

La clasificación morfológica se basa en la geometría y dimensionalidad del nanoobjeto, distinguiéndose nanopartículas de tipo 0D, 1D, 2D y 3D. Esta característica influye directamente en el área superficial disponible y en los mecanismos de interacción con contaminantes (Altammar, 2023; Tiwari et al., 2012).

2.2.15.3. Según su estructura interna

Atendiendo a su organización interna, las nanopartículas pueden ser monofásicas o compuestas, así como cristalinas o amorfas, lo que condiciona su estabilidad, reactividad y comportamiento frente a procesos redox y de adsorción (Kumani et al., 2023).

2.2.15.4. Según su origen o método de síntesis

Finalmente, según su origen, las nanopartículas pueden ser naturales, antropogénicas o sintéticas (Kumani et al., 2023). Dentro de estas últimas, las nanopartículas biosintetizadas, obtenidas mediante extractos vegetales o microorganismos, representan una alternativa ecológica y sostenible, ya que evitan el uso de reactivos tóxicos y aportan estabilidad adicional, siendo especialmente relevantes para aplicaciones ambientales (Iravani, 2011; Kumani et al., 2023).

2.2.16. Síntesis de nanopartícula

La síntesis de nanopartículas se realiza mediante dos enfoques principales: el físico (“de arriba hacia abajo”) y el químico (“de abajo hacia arriba”) (Arora et al., 2025; Khan et al., 2019). El primero son fragmentos de materiales macroscópicos mediante técnicas como fresado, ablación láser o pulverización catódica, obteniendo productos puros, pero con alto consumo energético y bajo control morfológico (Giwa et al., 2022; Hussain et al., 2016). En cambio, el método químico permite una mayor uniformidad y control del tamaño mediante procesos de nucleación y crecimiento controlado, aunque implica el uso de reactivos tóxicos (Castro et al., 2018; Hulkoti & Taranath, 2014).

Como alternativa a las limitaciones de los métodos convencionales, la síntesis verde o biológica utiliza extractos de plantas, microorganismos y algas como agentes reductores y estabilizantes, permitiendo obtener nanopartículas biocompatibles mediante procesos más limpios, económicos y sostenibles, con aplicaciones potenciales en remediación ambiental y biotecnología (Pereira et al., 2022).

2.2.17. Caracterización de nanopartícula

La caracterización de nanopartículas permite determinar sus propiedades físicas, químicas y estructurales, esenciales para evaluar su estabilidad y reactividad (Mourdikoudis et al., 2018). Entre las técnicas más utilizadas destacan la espectroscopía UV-Vis para confirmar su formación, la espectroscopía infrarroja (FTIR) para identificar grupos funcionales asociados a su síntesis y la microscopía electrónica de barrido (SEM) para analizar su morfología superficial (Bhawna et al., 2022; Joudeh & Linke, 2022).

2.2.18. Nanopartícula de hierro cero

Los óxidos de hierro se encuentran ampliamente distribuidos en la naturaleza; no obstante, las nanopartículas más empleadas corresponden al hierro cero (nZVI), la magnetita (Fe_3O_4) y la maghemita ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$). Estas presentan propiedades fisicoquímicas diferenciadas debido a las variaciones en los estados de oxidación del hierro, lo que determina su eficiencia y mecanismo en la remoción de contaminantes (Castro et al., 2018).

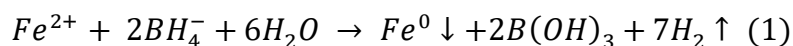
Las nZVI destacan por su elevada capacidad para remover metales como Pb^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , CrO_4^{2-} y especies de arsénico (Eslami et al., 2018). Esta eficiencia se atribuye a su alta relación superficie-volumen, elevada reactividad y versatilidad para el tratamiento de diversos contaminantes, además de su bajo costo y compatibilidad ambiental (Castro et al., 2018; Nguyen et al., 2025).

2.2.19. Síntesis de nanopartícula de hierro cero

La síntesis de nanopartículas de hierro cero puede realizarse mediante métodos físicos y químicos. Los enfoques físicos tradicionales incluyen la molienda mecánica, la abrasión y la litografía, aunque actualmente se prefieren técnicas más controladas como la nucleación en soluciones homogéneas, la separación de fases y el recocido térmico (Stefaniuk et al., 2016). En el ámbito químico, uno de los métodos más empleados consiste en la reducción de sales de hierro utilizando agentes reductores (Ma et al., 2025).

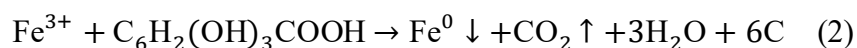
2.2.19.1. Síntesis de nanopartículas de hierro por método químico

La síntesis química de nanopartículas de hierro se basa en la reducción de sales ferrosas o férricas (Fe^{2+}/Fe^{3+}) mediante agentes reductores fuertes, como el borohidruro de sodio ($NaBH_4$), bajo condiciones controladas de pH y atmósfera inerte, lo que permite obtener nanopartículas de alta pureza y tamaño relativamente uniforme (Zhu et al., 2018). Sin embargo, estos reactivos son altamente tóxicos, inflamables y costosos, además de generar residuos químicos peligrosos como se muestra en la Ecuación 1, lo que limita su aplicabilidad desde un enfoque sostenible (Arora et al., 2025).



2.2.19.2. Síntesis ecológica de nanopartículas de hierro

Durante la síntesis ecológica de nanopartículas de hierro cero, los compuestos bioactivos de los extractos vegetales actúan como donadores de electrones, promoviendo la reducción de Fe^{3+} a Fe^0 (Arora et al., 2025). La reacción química correspondiente se presenta en la Ecuación (2) (Ferro et al., 2025):

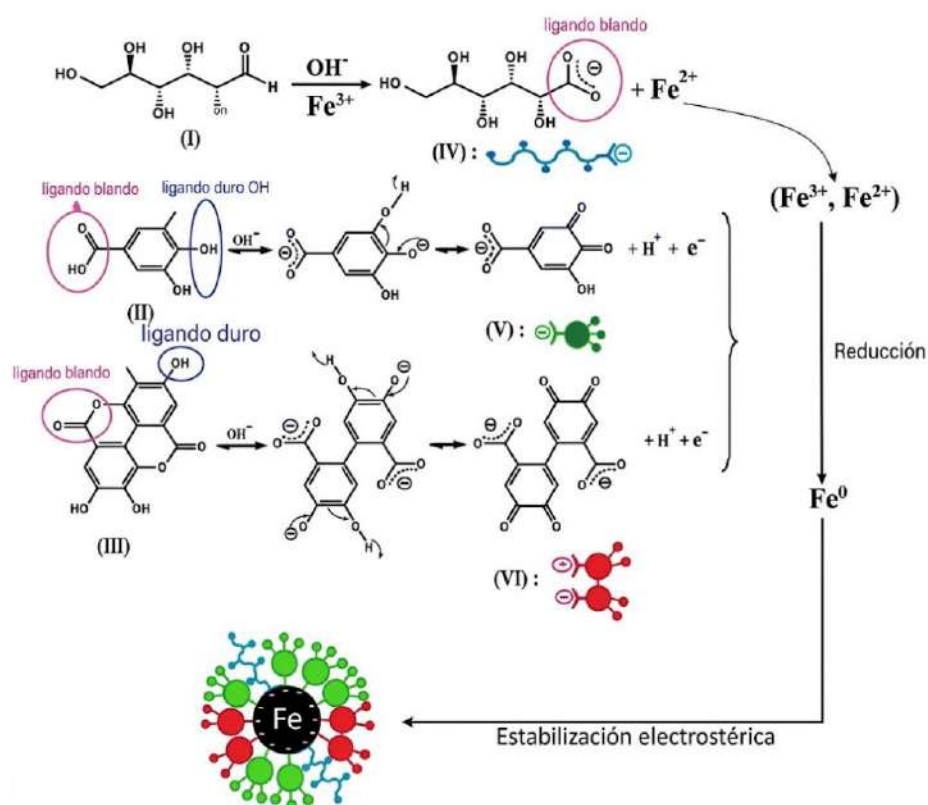


Esta ecuación representa la reducción de los iones férricos (Fe^{3+}) a hierro elemental (Fe^0) por acción de compuestos fenólicos presentes en el extracto vegetal, los cuales actúan como agentes reductores al donar electrones durante el proceso. El hierro formado precipita como nanopartículas de hierro cero valente, ampliamente utilizadas en la remediación de contaminantes (Valenzuela et al., 2023).

Posteriormente, moléculas orgánicas del extracto se adsorben sobre la superficie de las nanopartículas mediante la interacción de grupos hidroxilo y carboxilo con el hierro, formando una capa estabilizante (Figura 3) (Eslami et al., 2018).

Figura 3

Mecanismo de reacción de la reducción de sales de hierro a partir de taninos



Nota. Representación detallada del mecanismo de reacción para la síntesis de nanopartículas de hierro de valencia cero (Fe^0) utilizando precursores de taninos (D-glucosa, ácido gálico y ácido elágico). El esquema describe la oxidación de estos compuestos en medio básico a ligandos específicos (quinonas y derivados de azúcares, marcados de IV a VI), proceso que reduce secuencialmente el Fe^{3+} hasta Fe^0 . Finalmente, ilustra la estabilización electrostérica de las nanopartículas de Fe^0 resultantes por parte de los productos de oxidación orgánicos. Tomada de Eslami et al. (2018).

2.2.20. Factores que influyen en la síntesis ecológica de nanopartículas de hierro cero

2.2.20.1.Potencial de hidrógeno (pH)

El pH es un factor determinante en la síntesis de nanopartículas, debido a que afecta la capacidad reductora y estabilizadora de los compuestos presentes en el extracto vegetal (Eslami et al., 2018). Su control permite regular el tamaño, la dispersión y la estabilidad de las nanopartículas obtenidas (Haider et al., 2024).

2.2.20.2.Tiempo de reacción

El tiempo de reacción es un parámetro crítico en la biosíntesis de nanopartículas, ya que influye en su nucleación, crecimiento y estabilidad; por ello, su optimización favorece la obtención de partículas más uniformes y una mayor eficiencia de síntesis (Nkosi et al., 2024).

2.2.20.3.Temperatura

La temperatura influye significativamente en la biosíntesis de nanopartículas, ya que acelera las reacciones redox y la nucleación, favoreciendo su formación y cristalinidad; sin embargo, valores elevados pueden inducir oxidación y alteraciones morfológicas indeseadas (Tesnim et al., 2024).

2.2.20.4.La composición y concentración del extracto vegetal

La composición y concentración del extracto vegetal influyen directamente en la síntesis de nanopartículas, ya que sus compuestos bioactivos participan en la reducción y estabilización del hierro (Eslami et al., 2018). Un aumento de la concentración puede favorecer la formación de partículas más pequeñas y estables; sin embargo, concentraciones excesivas pueden generar recubrimientos orgánicos que disminuyen su reactividad (Mohamed et al., 2023).

2.2.20.5. Estabilización y almacenamiento

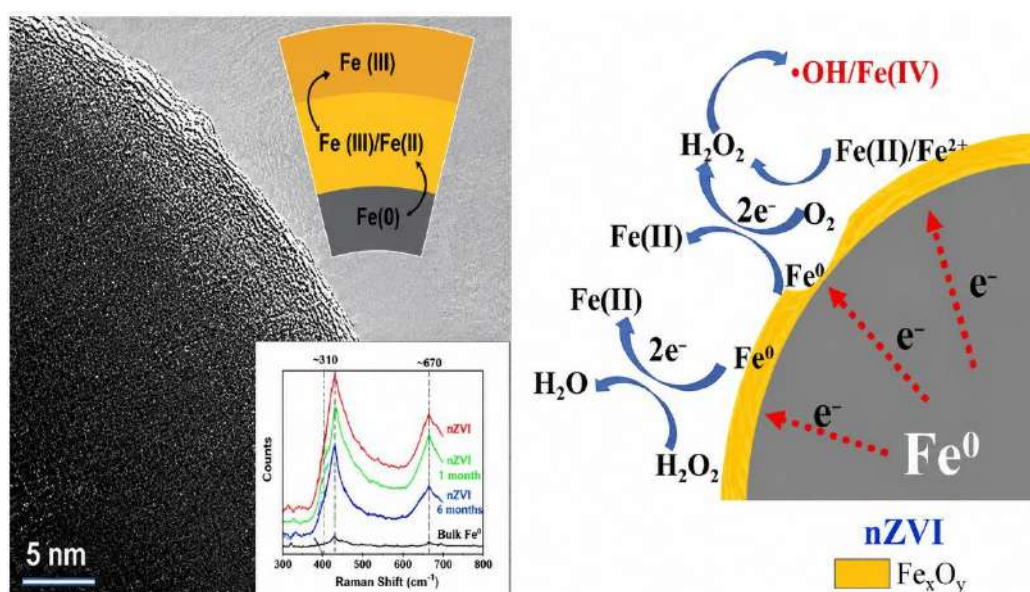
La estabilidad de las nanopartículas de hierro depende, en gran medida, de la presencia de compuestos orgánicos provenientes de los extractos vegetales, los cuales se adsorben sobre su superficie y forman una capa estabilizante que reduce la oxidación y la aglomeración de las partículas (Eslami et al., 2018). Asimismo, factores fisicoquímicos como el pH y las condiciones de almacenamiento influyen en la conservación de sus propiedades y estabilidad a lo largo del tiempo, afectando su desempeño en aplicaciones ambientales (Haider et al., 2024).

2.2.21. Estructura de nanopartículas de hierro

Presentan una estructura núcleo-capa (core-shell) que determina su alta reactividad en procesos de remediación (Liu et al., 2024). El núcleo metálico (Fe^0) actúa como agente reductor, mientras que la capa externa está formada por óxidos e hidróxidos de hierro, los cuales generan interfaces reactivas que facilitan la reducción, oxidación y adsorción de contaminantes (Figura 4) (Liu & Zhang, 2014). Además, su tamaño nanométrico incrementa el área superficial y los sitios activos, lo que mejora su reactividad y capacidad de remoción frente a diversos contaminantes (Wang & Tang, 2021; Wei et al., 22022).

Figura 4

Estructura de nZVI



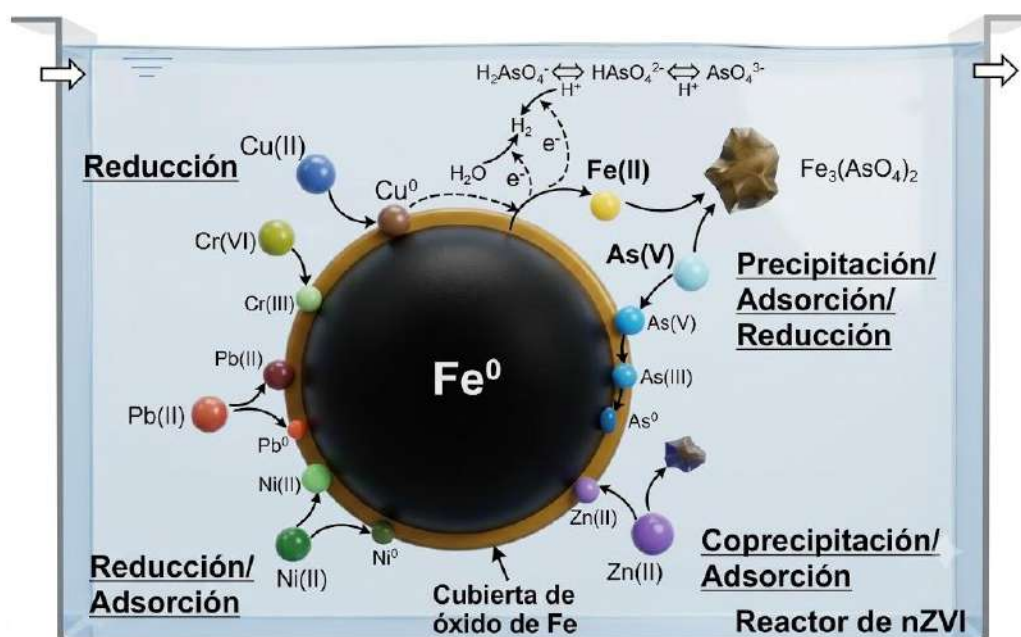
Nota. Estructura núcleo-cubierta de las nanopartículas de hierro de valencia cero (nZVI). Adaptado de Liu y Zhang (2014) y Wei et al. (2022).

2.2.22. Mecanismo de remediación de metales pesados con nanopartículas de hierro cero

La eliminación de metales pesados mediante nanopartículas de hierro cero valente (nZVI) se basa en diversos mecanismos fisicoquímicos, entre los que destacan la reducción, adsorción, coprecipitación e inmovilización de los contaminantes metálicos (Tarekegn et al., 2021). La eficiencia de estos procesos depende de factores ambientales, como el pH, la concentración de iones y la presencia de ligandos, así como de las propiedades superficiales y reactivas de las nanopartículas de hierro cero valente (Zhang et al., 2025) (Figura 5).

Figura 5

Diagrama esquemático de los mecanismos de eliminación de metales



Nota. Esquema de los principales mecanismos fisicoquímicos (reducción, adsorción, precipitación y coprecipitación) mediante los cuales las nanopartículas de hierro de valencia cero (nZVI) eliminan diversos metales pesados y metaloides en medios acuosos. Tomada de Li et al. (2014).

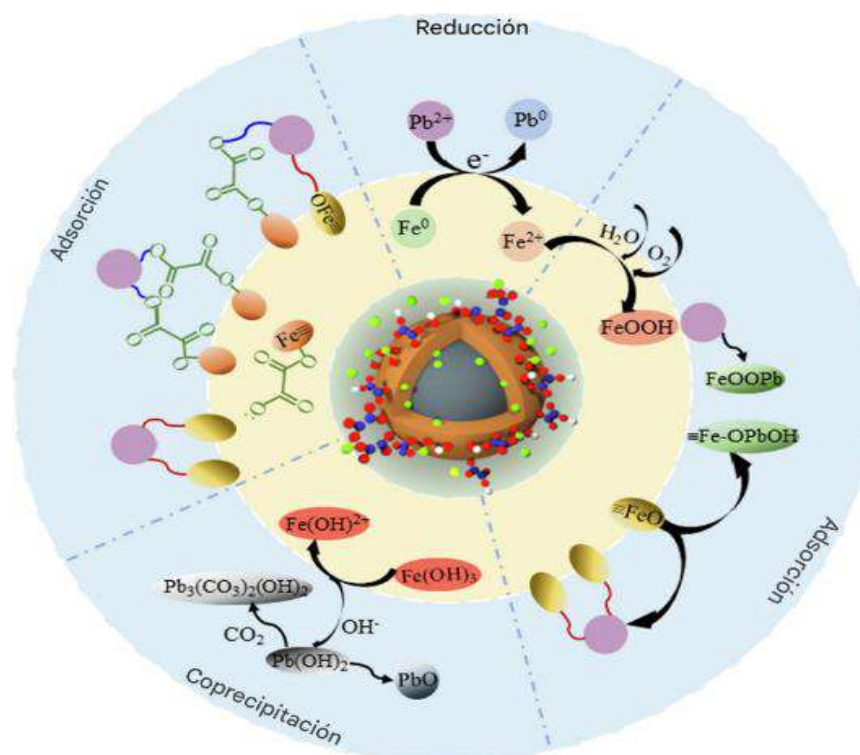
2.2.23. Mecanismo de remediación de plomo con nanopartículas de hierro

En el caso del plomo (Pb^{2+}), el núcleo de hierro cero valente (Fe^0) actúa como donador de electrones, favoreciendo su reducción a plomo metálico (Pb^0) (Dai et al., 2022). Además, la capa de óxidos de hierro presente en la superficie de las nanopartículas promueve la adsorción de Pb^{2+} mediante la formación de complejos superficiales y atracciones electrostáticas, mientras que la generación de iones hidroxilo favorece la precipitación y coprecipitación del metal en formas

más estables, contribuyendo a su inmovilización (Dai et al., 2022; Zhang et al., 2025) (Figura 6).

Figura 6

Remoción de plomo con nZVI



Nota. Representación de los mecanismos simultáneos de remoción de plomo (Pb) mediante nanopartículas de hierro de valencia cero (nZVI), los cuales incluyen procesos de reducción química, adsorción superficial y coprecipitación. Tomada de Dai et al. (2022).

2.2.23.1. Factores que influyen en la remediación del plomo con nZVI

La eficiencia de la remediación de Pb con nZVI está influenciada por factores como el pH, la materia orgánica, los iones coexistentes, las características del suelo y las propiedades de las nanopartículas (Saleh et al., 2025). En general, condiciones ácidas favorecen la reactividad del hierro, mientras que la pasivación superficial puede reducir su capacidad de remoción (Verma et al., 2025).

2.2.24. Compuestos fenólicos

Los compuestos fenólicos son metabolitos secundarios presentes en las plantas, caracterizados por estructuras que contienen uno o más anillos aromáticos con grupos hidroxilo (-OH). Estos compuestos cumplen funciones esenciales en la

defensa frente a factores ambientales como radiación UV, patógenos y estrés oxidativo, además de contribuir al color, sabor y propiedades antioxidantes de los tejidos vegetales (Alara et al., 2021).

2.2.24.1.Métodos de extracción

La extracción de compuestos bioactivos determina el rendimiento y la calidad de los extractos obtenidos. Su eficiencia depende del método empleado y de factores como el disolvente, la temperatura y el tiempo de operación (Ahmad et al., 2022; Ameer et al., 2017; Azmir et al., 2013). Los principales métodos se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1*Tipos de extracción de compuestos fenólicos de la planta*

Tipo de extracción	Operación / Principio
Métodos convencionales	
Extracción Soxhlet	Reflujo continuo del disolvente mediante calentamiento por lotes.
Maceración (ME)	Contacto prolongado del material vegetal con el disolvente a temperatura ambiente.
Métodos avanzados	
Extracción por fluidos supercríticos (SFE)	Uso de CO ₂ supercrítico como disolvente no tóxico y reutilizable.
Extracción asistida por ultrasonido (UAE)	Cavitación ultrasónica que rompe las paredes celulares y libera compuestos fenólicos.
Extracción asistida por microondas (MAE)	Radiación microondas que acelera la transferencia de masa y calor.
Extracción presurizada con agua caliente (PHWE)	Agua caliente a alta presión por debajo del punto crítico que actúa como solvente polar.
Extracción líquida a presión (PLE)	Uso de solventes a alta temperatura y presión para aumentar la eficiencia.
Extracción por enzimas (EAE)	Empleo de enzimas (celulasas, pectinasas, etc.) para degradar la pared celular y liberar polifenoles.
Extracción con líquidos iónicos o disolventes eutécticos profundos (ILs / NADES)	Solventes verdes que disuelven compuestos polares sin toxicidad.
Extracción asistida por pulsos eléctricos (PEF)	Aplicación de pulsos eléctricos que permeabilizan las membranas celulares para liberar compuestos.

Fuente: Elaboración propia, 2026.

2.2.25. Mashua

La mashua (*Tropaeolum tuberosum*) es una especie tuberosa nativa de los Andes, cultivada principalmente en zonas altoandinas junto con otros cultivos tradicionales como la papa, el olluco y la oca. Su producción se desarrolla mayormente a pequeña escala y constituye un recurso importante para la seguridad alimentaria de las comunidades andinas (Pacheco, 2015). El nombre científico *Tropaeolum tuberosum* refleja su morfología y origen taxonómico. *Tropaeolum* deriva del griego *tropaion* y del latín *tropaeum* (“trofeo”), en alusión

a la forma de la planta, mientras que *tuberosum* hace referencia a su parecido con la papa (*Solanum tuberosum*), con la que fue inicialmente confundida en sus primeras clasificaciones botánicas (Apaza et al., 2020).

2.2.26. Mashua negra

La mashua negra es una variedad andina caracterizada por su color morado oscuro o negro, debido a su alto contenido de antocianinas (Figura 7). Asimismo, destaca por su riqueza en compuestos fenólicos, los cuales le confieren una elevada capacidad antioxidante (Apaza et al., 2020).

Figura 7

Características morfológicas de la mashua negra



Nota. Características morfológicas de tubérculos de mashua negra. Se aprecia la piel exterior oscura y el característico color púrpura intenso de la pulpa interna en el tubérculo seccionado. Tomada de Paucar et al. (2020)

2.2.26.1. Clasificación taxonómica

De acuerdo con el Catálogo de Asociación de Vida (CoLP) elaborado por el Sistema de Información Taxonómica Integrado (ITIS, 2013), la posición taxonómica de *Tropaeolum tuberosum* su clasificación se observa en la Tabla 2:

Tabla 2*Clasificación taxonómica de la mashua negra*

Reino	Plantae
Subreino	Viridiplantae
Infrareino	Streptophyta
Superdivision	Embriofitas
Division	Traqueofitas
Subdivision	Spermatophytina
Clase	Magnoliopsida
Superorden	Rosanae
Orden	Brassicales
Familia	Tropaeolaceae
Genero	<i>Tropaeolum L.</i>
Especie	<i>Tropaeolum tuberosum</i> Ruiz y Pav - año

Nota. Información basada en la jerarquía taxonómica de *Tropaeolum tuberosum* consultada en el ITIS (2013).

2.2.26.2.Composición química

La mashua negra presenta una composición química característica donde predomina un alto contenido de humedad (87.4%), seguido por carbohidratos (9.8%), proteínas (1.5%), fibra (0.9%), lípidos (0.7%) y cenizas (0.6%) en base fresca (Apaza et al., 2020).

Asimismo, su composición bioactiva está conformada principalmente por (Luera et al., 2025; Paucar et al., 2020):

- Compuestos fenólicos: Contiene entre 3.85 y 11.43 mg de equivalentes de ácido gálico por gramo (mg GAE/g) en base seca. Predominan flavan-3-oles, ácidos hidroxicinámicos e hidroxibenzoicos, así como compuestos como ácido gálico, p-cumárico, catequinas y proantocianidinas. Además, la cáscara presenta aproximadamente un 4.2 % más compuestos fenólicos que la pulpa, lo que resalta su mayor potencial antioxidante.
- Antocianinas: Presenta niveles extraordinariamente altos, en un rango de 29.20 a 148.90 mg de equivalentes de cianidina-3-

glucósido por gramo (mg C3G/g) en peso seco, siendo responsables del color y de su potente actividad antioxidante

- Flavonoides y proantocianidinas: En base seca, el rango base es de 0.109 a 0.453 mg de equivalentes de catequina por gramo (mg CE/g), Medido en otros equivalentes, varía de 10.9 a 45.3 mg de equivalentes de quercetina por 100 g (peso seco).
- Capacidad antioxidante total: Logra valores ORAC (capacidad de absorción de radicales de oxígeno) altísimos de entre 271 y 446 $\mu\text{mol TE/g}$.

2.2.27. Normativa sobre el plomo en suelos

La concentración de plomo en suelos se evalúa mediante estándares de calidad ambiental establecidos a nivel nacional e internacional. La Tabla 3 presenta los principales valores de referencia utilizados para la evaluación de este contaminante.

Tabla 3

Valores guía y límites normativos de plomo (Pb) en suelos

Organismo / País	Tipo o uso del suelo	Valor (mg/kg)	Referencia
Perú – MINAM	Agrícola / Residencial / Industrial	70 / 140 / 1200	(Ministerio del Ambiente - MINAM, 2017)
EE. UU. – USEPA	Residencial / Zonas con exposición múltiple	200 / 100	(U.S. Environmental Protection Agency, 2024)
Canadá – CCME	Agrícola / Residencial / Industrial	70 / 61-113 / 600	(Canadian Council of Ministers of the Environment, 2025)
México – SEMARNAT	Agrícola / Industrial	400 / 800	(Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2004)

Fuente: Elaboración propia, 2026.

CAPÍTULO III

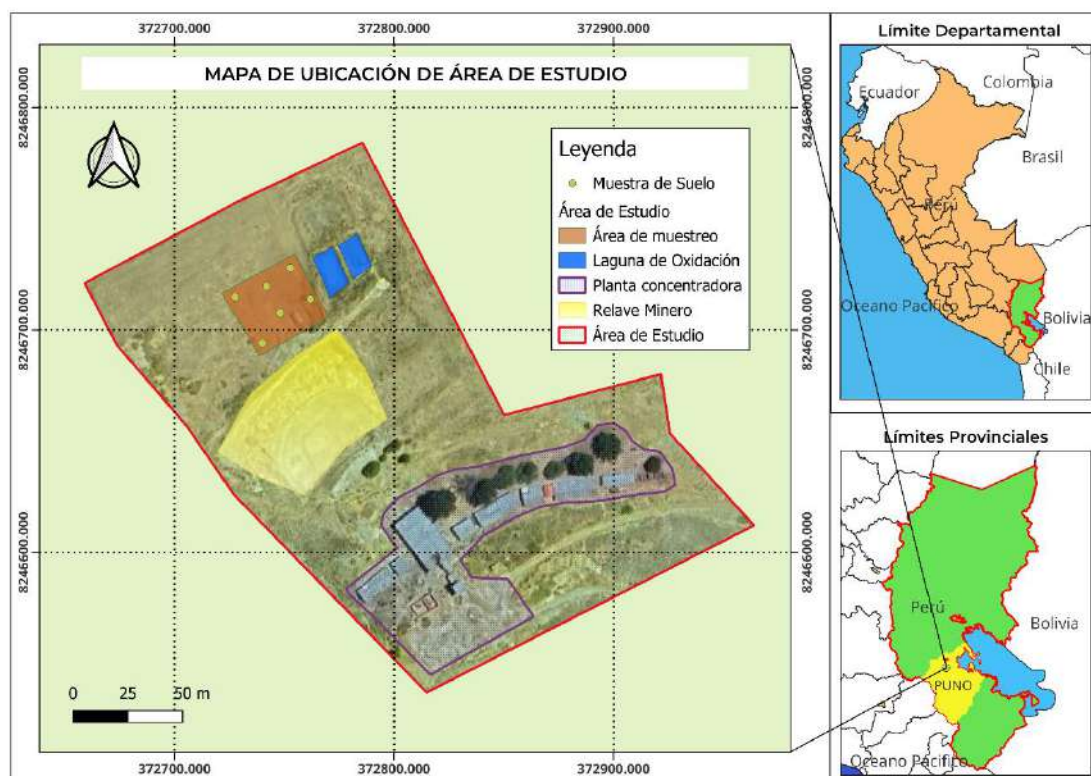
MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Ámbito de estudio

El estudio se desarrolló en dos fases. La primera, correspondiente al trabajo de campo, se llevó a cabo en los alrededores de la planta concentradora Tiquillaca, ubicada en el paraje Sonsuri, comunidad de Paxa, distrito de Tiquillaca, al sur del departamento de Puno, a una altitud de 3920 m s. n. m., en la Zona UTM 19S (WGS 84). El área de estudio se localiza en las coordenadas UTM E: 372744.83 m y N: 8246710.99 m. Esta zona se caracteriza por estar impactada por pasivos mineros, lo que ha contribuido a la contaminación de los suelos circundantes.

Figura 8

Mapa de ubicación del área de estudio



Fuente: Elaboración propia, 2026

La fase experimental se realizó en los laboratorios de la Universidad Nacional de Juliaca, donde se ejecutaron los procesos de biosíntesis de nanopartículas de hierro cero valente y los ensayos de adsorción de plomo en muestras de suelo contaminado.

3.2. Diseño metodológico

3.2.1. Tipo de investigación

La presente investigación es de tipo aplicada, ya que busco solucionar un problema específico relacionado con la contaminación por plomo en suelos (Hernández et al., 2014).

3.2.2. Enfoque de investigación

El estudio presenta un enfoque cuantitativo, debido a que se basa en la medición de la concentración de plomo mediante métodos analíticos y el análisis estadístico de los datos obtenidos (Hernández et al., 2014).

3.2.3. Nivel de investigación

La investigación es de nivel explicativo, puesto que determina el efecto del tamaño de partícula del suelo y la concentración de nanopartículas de hierro cero sobre la adsorción de plomo (Hernández et al., 2014).

3.2.4. Diseño de investigación

El estudio se desarrolló bajo un diseño experimental puro de tipo factorial 3^2 completamente aleatorizado, para evaluar el efecto combinado de dos factores, cada uno con tres niveles, sobre la adsorción de Pb en suelo contaminado tal como se muestra en la Tabla 4 (Hernández et al., 2014).

Variables independientes:

- Factor A: tamaño de partícula del suelo (63 μm , 125 μm , 250 μm) (Beamer et al., 2012; Saleh et al., 2025).
- Factor B: concentración de nZVI (0.01 g, 0.02 g, 0.03 g) (Anza et al., 2019).

Cada tratamiento se repitió tres veces, resultando 27 unidades experimentales, teniendo 3 controles, totalizando un total de 30 pruebas experimentales.

Variables dependientes:

- Porcentaje de adsorción de plomo

Tabla 4

Diseño experimental de la investigación

N	Factor A	Factor B	Variable independiente		Variable dependiente
			Concentración de nZVI (g)	Tamaño de suelo (μm)	Porcentaje de adsorción
1	-1	-1	0,01	63	x
2	0	-1	0,02	63	x
3	1	-1	0,03	63	x
4	-1	0	0,01	125	x
5	0	0	0,02	125	x
6	1	0	0,03	125	x
7	-1	1	0,01	250	x
8	0	1	0,02	250	x
9	1	1	0,03	250	x

Fuente: Elaboración propia, 2026.

3.3. Población y muestra de estudio

3.3.1. Población

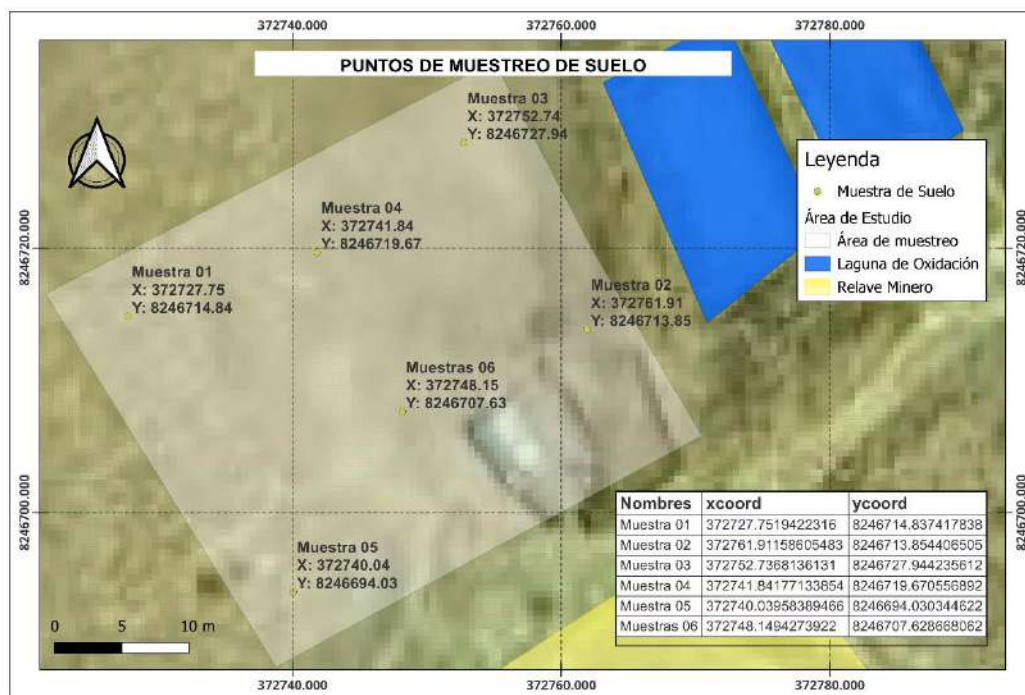
La población de estudio está conformada por los suelos agrícolas de la Comunidad de Paxa, ubicada en el distrito de Tiquillaca. Ya que tienen antecedentes de contaminación por metales pesados, especialmente plomo, atribuida a la disposición de relaves mineros provenientes de la planta concentradora de la UNAP la cual actualmente se encuentra fuera de operación. No obstante, los residuos generados continúan representando una fuente de contaminación persistente en el suelo (Fernández et al., 2022).

3.3.2. Muestra

Se recolectó una muestra compuesta de suelo agrícola de la comunidad de Paxa, obtenida a partir de seis puntos de muestreo superficial (0–30 cm) (Figura 9) según la Guía para el Muestreo de Suelos del Ministerio del Ambiente (MINAM, 2014). (Figura 9). El procedimiento detallado se describe en la página 57.

Figura 9

Mapa de puntos de muestreo de suelo



Fuente: Elaboración propia, 2026.

3.4. Materiales, equipos y reactivos

3.4.1. Materiales

Matraces Erlenmeyer de 250 y 500 mL, vasos de precipitado de 50, 100 y 1000 mL, pisetas, probetas de 100 mL, pipetas de 5 y 10 mL, fiola de 250 mL, frascos de vidrio ámbar, tubos Falcón de 15 y 50 mL, imán, papel aluminio, embudos, varillas de vidrio, lunas de reloj, bureta, soporte universal, goteros, crisoles de 50 mL, papel filtro Whatman N.º 40, filtros de membrana de 0.45 µm, papel toalla, espátula, mortero y pilón, tamices, termómetro de mercurio, desecador, embudos, bolsas con cierre hermético, tinta indeleble, pala de acero inoxidable, GPS, coolers, hielo, sacos, guantes quirúrgicos, pico, jeringa de 1 mL, cinta masking, mascarilla, mandil, marcador indeleble y lapicero.

3.4.2. Equipos

Balanza analítica con precisión de 0.01 g, espectrofotómetro de absorción atómica, agitador magnético con sistema de calentamiento, agitador magnético de

250 rpm, centrífuga de 10 000 rpm, rotavapor, estufa, turbidímetro, potenciómetro, cronómetro, cámara fotográfica y agitador vortex.

3.4.3. Reactivos e insumos

Agua destilada, agua bidestilada, agua ultrapura, cloruro férrico (III) hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) 0.1 M, hidróxido de sodio (NaOH) 0.1 M, alcohol etílico ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$) al 96 %, extracto de cáscara de mashua negra (*Tropaeolum tuberosum*), ácido nítrico (HNO_3) al 68 %, ácido perclórico (HClO_4) al 60 % y solución estándar de plomo (Pb).

3.5. Metodología

La investigación se desarrolló en dos etapas: en la primera, se sintetizó nanopartículas de hierro cero a partir de extracto de cáscara de mashua, las cuales fueron caracterizadas mediante Folin-Ciocalteu, FTIR, SEM y XRD; en la segunda etapa, se determinó la adsorción de Pb biodisponible en suelo bajo el diseño factorial.

3.5.1. Biosíntesis y caracterización de nanopartículas de hierro cero a partir de la cáscara de mashua negra.

3.5.1.1. Obtención de compuestos fenólicos a partir de la cáscara de mashua negra

La materia prima fue recolectada en el distrito de Ayapata, provincia de Carabaya, región Puno, como pretratamiento, las cáscaras fueron lavadas con agua destilada para eliminar impurezas superficiales, luego secadas en estufa a 65 °C durante 48 horas, con el objetivo de preservar los compuestos bioactivos. Una vez secas, las muestras fueron trituradas manualmente en mortero y tamizadas con malla N° 40, obteniendo un polvo homogéneo que favorece la eficiencia del proceso de extracción (Azmir et al., 2013).

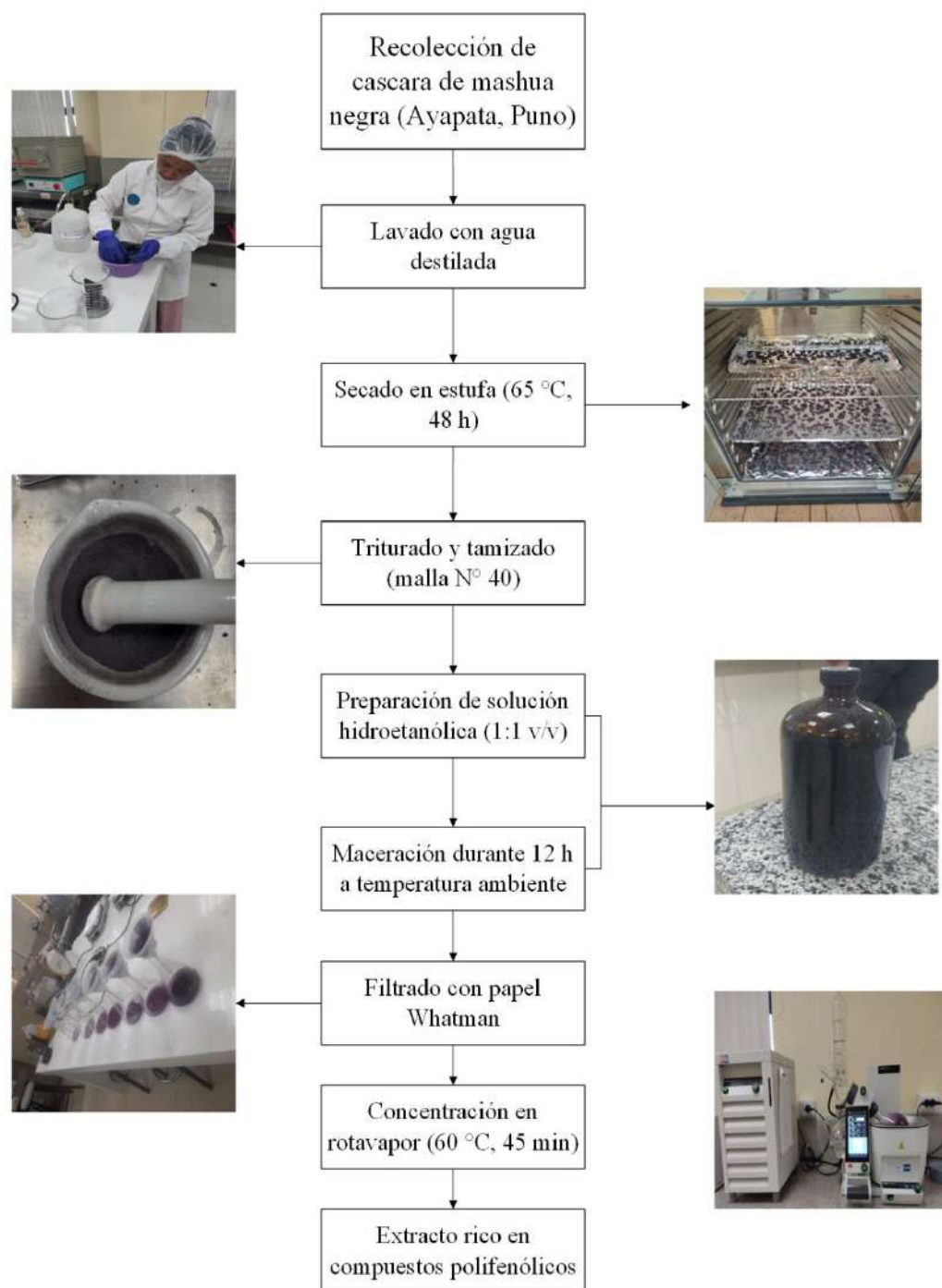
Para la obtención de compuestos fenólicos presentes en la cáscara de mashua, se realizó una extracción sólida-líquido mediante maceración con solución hidroetanólica. Para ello, se mezclaron 10 g de cáscara triturada en 1000 mL de solución hidroetanólica en proporción 1:1 (v/v) de agua destilada y etanol al 96 %, en un frasco ámbar herméticamente cerrado. La

mezcla fue macerada durante 12 horas a temperatura ambiente, permitiendo la liberación de los compuestos fenólicos (Xiao et al., 2020).

El extracto obtenido fue filtrado mediante papel Whatman y posteriormente concentrado y purificado en un rotavapor a 60 °C durante 45 minutos, utilizando agua fría (10–15 °C) en el condensador y una velocidad de rotación de 100 rpm. La temperatura de 60 °C se seleccionó considerando que el punto de ebullición del etanol (78.4 °C) permite una evaporación controlada del solvente, minimizando la degradación térmica de los compuestos fenólicos (Bhuiyan et al., 2020), tal como se observa en la Figura 10.

Figura 10

Diagrama de flujo de obtención de compuestos fenólicos



Fuente: Elaboración propia, 2026.

3.5.1.2. Determinación de compuestos fenólicos e identificación de grupos funcionales

La determinación de los compuestos fenólicos presentes en el extracto de mashua se enviaron en un laboratorio externo, empleando el método de

Folin-Ciocalteu para la cuantificación de compuestos fenólicos totales, ampliamente utilizado en matrices vegetales (Shahidi & Yeo, 2018), Asimismo, la identificación de los grupos funcionales asociados a estos compuestos se llevó a cabo mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), también realizada por un laboratorio externo (Nalweyiso et al., 2025).

3.5.1.3. Biosíntesis de nanopartículas de hierro cero (Fe^0) con extracto de cáscara de mashua

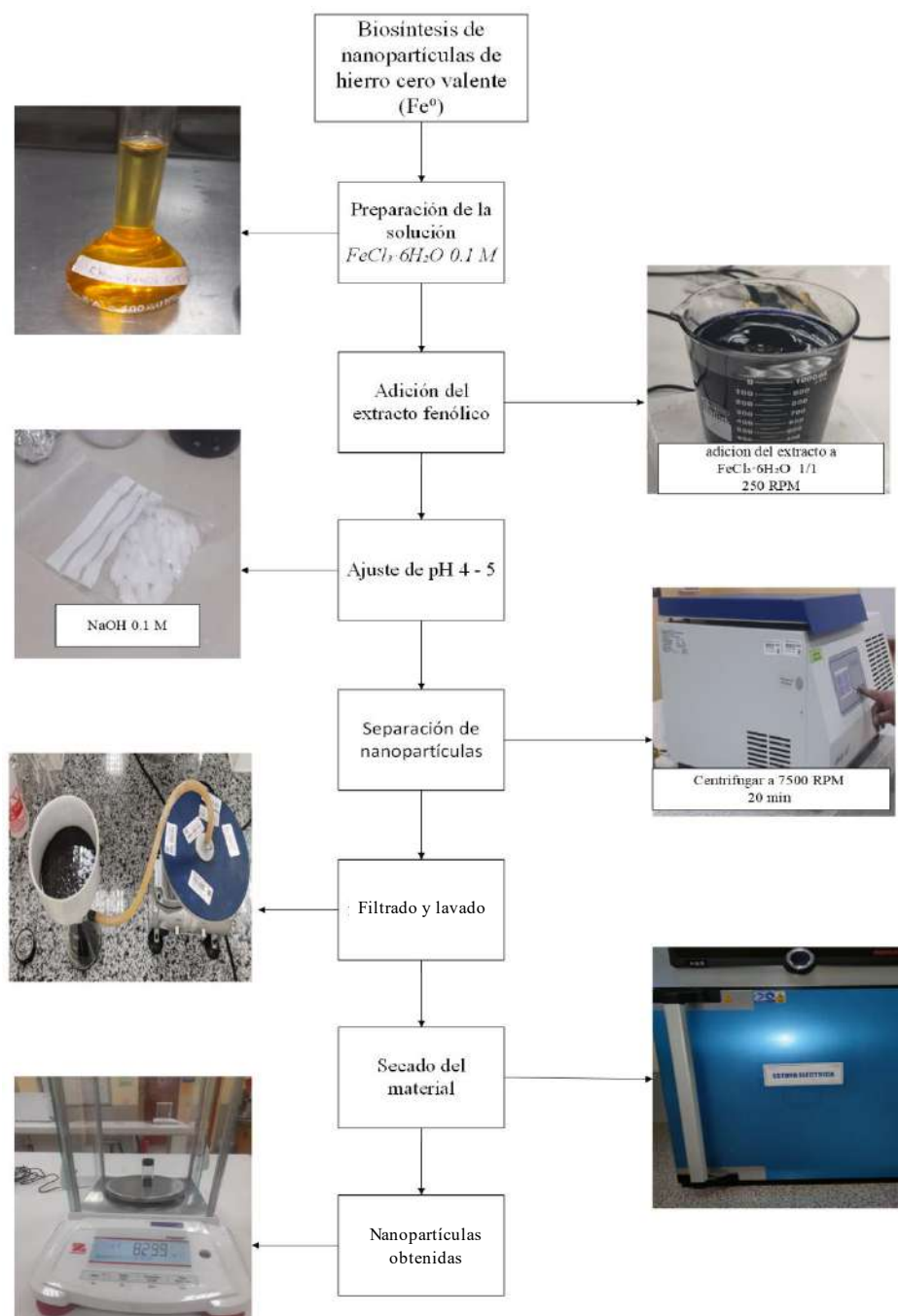
Se preparó una solución de Cloruro férrico (III) hexahidratado a 0.1 M con un volumen de 100 mL. Posteriormente, se añadió gota a gota el extracto de mashua en una proporción 1:1 (solución de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: extracto fenólico), a razón de una gota por segundo (Bhuiyan et al., 2020), manteniendo la mezcla bajo agitación constante a 250 RPM. El pH de la solución se ajustó entre 4 y 5 utilizando NaOH 0.1 M, con el fin de optimizar la síntesis, según el procedimiento descrito por Makarov et al. (2014).

Una vez concluida la reacción, las nanopartículas obtenidas fueron separadas mediante centrifugación a 7500 rpm durante 20 minutos. El precipitado se filtró en una bomba de vacío, Posteriormente, se realizaron lavados sucesivos con agua bidestilada y etanol para eliminar residuos de impurezas y compuestos no reaccionados (Estévez et al., 2022).

El material sólido se secó en estufa a 40 °C, observándose la formación de un color negro intenso, indicativo de la síntesis exitosa de nanopartículas de Fe^0 (Khuntia et al., 2019). Finalmente, las nanopartículas se almacenaron en frascos ámbar para protegerlas de la luz y la humedad, hasta su utilización en los experimentos de adsorción de plomo (Figura 11).

Figura 11

Diagrama de flujo del proceso de biosíntesis de nanopartículas



Fuente: Elaboración propia, 2026.

3.5.2. Caracterización de las nanopartículas

Las nanopartículas obtenidas fueron enviados a un laboratorio, donde determino lo siguientes: El tamaño de nanopartículas, distribución y morfología por el método de Microscopia Electrónica de Barrido, la identificación de grupos funcionales en la biosíntesis por el método FTIR y la estructura cristalina de las

nanopartículas lo evaluó mediante Difracción de Rayos X (XRD) (Nalweyiso et al., 2025; Shahidi & Yeo, 2018).

3.5.3. Determinación del porcentaje de adsorción de plomo en función de la concentración de nanopartículas y del tamaño de partícula del suelo contaminado de la comunidad de Paxa

3.5.3.1. Obtención de la muestra de suelo

El muestreo tuvo un enfoque de identificación, orientado a la obtención de material contaminado para ensayos experimentales en laboratorio. El muestreo de suelo se realizó conforme a la Guía para el Muestreo de Suelos del Ministerio del Ambiente (MINAM, 2014). El área de potencial interés evaluada corresponde a 1 200 m² (0,12 ha), ubicada en la comunidad de Paxa, distrito de Tiquillaca, provincia de Puno, clasificada como suelo agrícola.

De acuerdo con la Tabla N.º 5 de la guía, para superficies comprendidas entre 0,1 y 0,5 ha se requiere un mínimo de seis (6) puntos de muestreo. En función de este criterio, se establecieron seis puntos de muestreo distribuidos sistemáticamente dentro del área de estudio, tal como se muestra en la Figura 9.

En cada punto de muestreo se recolectó una submuestra mediante muestreo superficial. Previamente, se retiró la cubierta vegetal y, utilizando una pala plana, se realizaron cortes en forma de “V” hasta una profundidad de 0–30 cm, conforme a lo establecido para suelos agrícolas en la guía.

Las seis submuestras obtenidas fueron homogenizadas para conformar una muestra compuesta de aproximadamente 2 kg, mediante el método de cuarteo. La muestra compuesta fue colocada en bolsas de polietileno de alta densidad, correctamente etiquetadas según lo establecido en la guía. Asimismo, se completó la ficha de muestreo conforme al Anexo N.º 3.

Respecto a las condiciones de conservación, la Guía para el Muestreo de Suelos (MINAM, 2014) señala que no existen restricciones específicas de temperatura ni tiempo de almacenamiento para el análisis de plomo. Por ello, las muestras fueron trasladadas en un cooler al Laboratorio de la Universidad Nacional de Juliaca, donde se efectuaron los análisis mediante espectrofotometría de absorción atómica (AAS).

3.5.3.2. Determinación del plomo inicial en la muestra de suelo

La determinación del plomo en las muestras de suelo se realizó por dos métodos complementarios. Primero, se aplicó una digestión ácida con ácido nítrico (HNO_3) y ácido perclórico (HClO_4) a 1 g de suelo seco y tamizado, para cuantificar el plomo total y compararlo con el Estándar de Calidad Ambiental para suelos agrícolas (MINAM, 2017). Segundo, se efectuó una determinación directa diluyendo la muestra en agua destilada, con el fin de obtener la concentración inicial de plomo en los distintos tamaños de partícula (63 μm , 125 μm y 250 μm), información necesaria para el diseño experimental y determinar el porcentaje de remoción de plomo del suelo.

La concentración total de plomo en las muestras de suelo se determinó mediante digestión ácida, siguiendo una metodología adaptada del método 3050B de EPA (2019). Se pesó 1 g de suelo seco y tamizado (≤ 2 mm), al que se añadieron 5 mL de ácido nítrico (HNO_3 al 70 %) y 3 mL de ácido perclórico (HClO_4 al 70 %). La mezcla se calentó en una placa hasta obtener una solución clara. Luego, se enfrió y se aforó a 100 mL con agua desionizada. La concentración de plomo fue determinada mediante espectrofotometría de absorción atómica (AAS).

Para determinar la concentración inicial de plomo en los distintos tamaños de partícula del suelo (63 μm , 125 μm y 250 μm), se realizó una extracción directa con agua destilada. Se pesaron 2 g de muestra de suelo y se mezclaron con 100 mL de agua destilada en matraces de 250 mL. Esta mezcla fue agitada magnéticamente a 250 RPM durante 30 minutos. Posteriormente, se filtró con papel filtro y se centrifugó a 7500 RPM por 10 minutos. El sobrenadante fue nuevamente filtrado utilizando un filtro

de membrana de 0.45 μm hasta alcanzar una turbidez menor a 1 NTU. El filtrado se transfirió a tubos Falcon de 15 mL, se conservó con ácido nítrico (HNO_3 al 68 %) y se etiquetó adecuadamente. Finalmente, la concentración de plomo fue determinada mediante espectrofotometría de absorción atómica en el laboratorio general de la Universidad Nacional de Juliaca – Sede Capilla.

3.5.3.3. Evaluación del efecto de los factores de tratamiento bajo el diseño factorial

Todo el procedimiento se desarrolló de acuerdo con el diseño experimental presentado en la Tabla 4 (p. 47), el cual constó de dos factores en tres niveles. Para el factor tamaño de partícula del suelo, se inició con el secado a la intemperie, seguido del tamizado utilizando tamices de 250 μm , 125 μm y 63 μm de cada fracción de tamaño de partícula se pesaron 2 g de suelo. Luego, se pesaron 0.01 g, 0.02 g y 0.03 g de nanopartículas de hierro cero valente (Abd et al., 2024), obtenidas a partir de la cáscara de mashua. Para cada tratamiento, se midieron 100 mL de agua destilada en una probeta, y todas las medidas correspondientes fueron vertidos en matraces de 250 mL. Posteriormente, las mezclas fueron colocadas en el agitador vortex a 250 RPM durante 30 minutos (Figura 12) (Ahmed et al., 2017; X. Zhang et al., 2011).

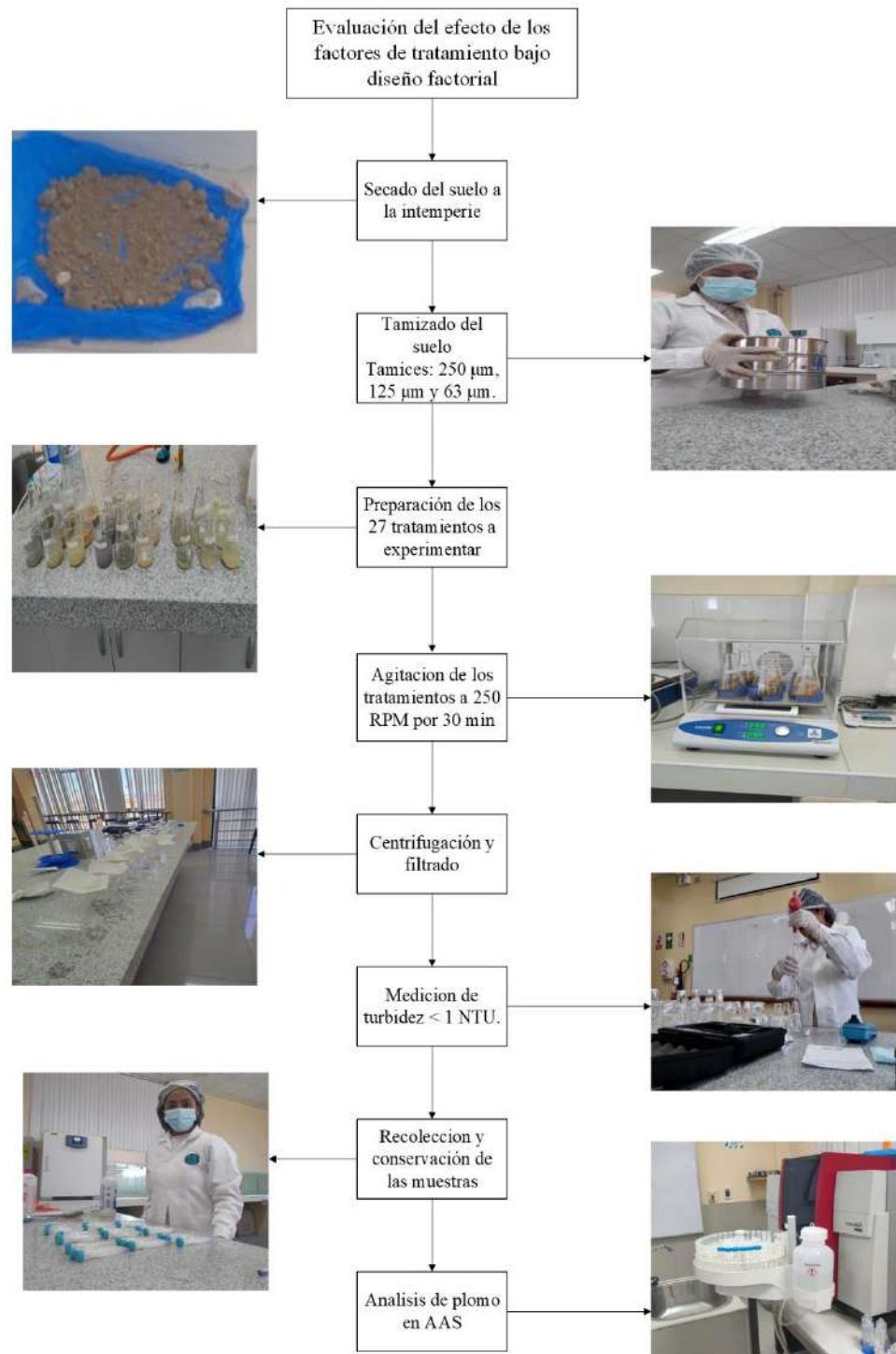
3.5.3.4. Determinación del plomo final en la muestra de suelo

Finalizadas las pruebas experimentales de los 27 tratamientos, fueron filtradas con papel Whatman N° 40, y posteriormente se centrifugaron a 7500 RPM durante 10 minutos. El sobrenadante se filtró con filtros de membrana de 0.45 μm hasta alcanzar una turbidez menor a 1 NTU. El líquido clarificado fue transferido a tubos Falcon de 15 mL, conservado con ácido nítrico y etiquetado. La concentración residual de plomo fue determinada mediante espectrofotometría de absorción atómica en el laboratorio de Ingeniería Ambiental y Forestal – Capilla. Previamente al análisis, se elaboró una curva de calibración utilizando soluciones estándar de concentración conocida. La relación entre la absorbancia y la concentración de plomo mostró un ajuste lineal con un coeficiente de

determinación ajustado $R^2(adj.) = 0.9945$, lo que indica una alta precisión del modelo de calibración (Figura 12).

Figura 12

Flujograma del proceso de evaluación de tratamientos del diseño experimental



Fuente: Elaboración propia, 2026.

3.5.4. Análisis estadístico

3.5.4.1. Análisis estadístico de los datos experimentales

Para evaluar los efectos del tamaño de partícula del suelo y de la concentración de nanopartículas de hierro cero sobre el porcentaje de adsorción de plomo en suelos contaminados de la comunidad de Paxa, se adoptó el siguiente protocolo metodológico:

3.5.4.2. Procesamiento y validación de datos

Los datos fueron procesados en R (versión 4.x) con los paquetes readr, dplyr, janitor, rstatix, car y ggplot2. Se realizó la limpieza de nombres de variables, la verificación de coherencia interna y el cálculo del porcentaje de adsorción, según la Ecuación (3) (Haoufazane et al., 2024):

$$\%adsorción = \frac{C_{inicial} - C_{final}}{C_{inicial}} \times 100 \quad (3)$$

3.5.4.3. Verificación de supuestos del ANOVA

Previo al análisis de varianza, se verificaron los supuestos estadísticos clásicos:

- Normalidad de los residuos mediante la prueba de Shapiro–Wilk, aceptando la normalidad si $p > 0.05$ (Zanini et al., 2015).
- Homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Levene (o Brown–Forsythe), aceptando varianzas homogéneas si $p > 0.05$ (Zhou et al., 2023).

3.5.4.4. Análisis de varianza (ANOVA)

Se aplicó un ANOVA de dos vías con interacción para evaluar el efecto del tamaño de partícula (A), la concentración de nZVI (B) y la interacción (A $\times$ B) sobre la variable dependiente (porcentaje de adsorción de Pb). El modelo estadístico se expresa en la Ecuación (4):

$$Y_{ijk} = \mu + A_i + B_j + (AB)_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (4)$$

Donde:

- Y_{ijk} es la respuesta observada (% adsorción)
- μ la media general
- A_i efecto del i-ésimo diferentes tamaños de suelo (63um, 125 um, 250um)
- B_j efecto del j-ésimo concentración de nanopartículas (0.01 g, 0.02 g, 0.03 g)
- $(AB)_{ij}$ efecto de interacción entre los factores
- ε_{ijk} error aleatorio experimental
- Se utilizó un nivel de significancia $\alpha=0.05$. Este enfoque es habitual en estudios de adsorción y remediación (Maciejewska et al., 2024).

3.5.4.5. Prueba de Tukey HSD

Cuando el ANOVA mostró diferencias significativas, se aplicó Tukey HSD para comparaciones múltiples al 95 % de confianza, Esta prueba controla el error tipo I en comparaciones múltiples y es ampliamente utilizada en investigaciones ambientales y agrícolas (Aktar et al., 2023; Maciejewska et al., 2024). El estadístico de Tukey se calcula según la Ecuación (5):

$$HSD = q_{\alpha,k,df_{within}} \times \sqrt{\frac{MS_{within}}{n}} \quad (5)$$

Donde:

- HSD : diferencia significativa honesta
- $q_{\alpha,k,df_{within}}$: Valor crítico de la distribución de rango studentizado, en función del nivel de significancia (α), número de tratamientos (k) y grados de libertad del error (df_{within}).
- MS_{within} : Cuadrado medio del error (varianza dentro de los tratamientos).
- n : Número de repeticiones por tratamiento.
- α : Nivel de significancia (por ejemplo, 0.05).
- k : Número de tratamientos evaluados.
- df_{within} : Grados de libertad del error o dentro de los tratamientos.

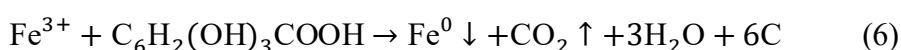
CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Biosíntesis y características de nanopartículas de hierro cero valente a partir de la cáscara de mashua negra

4.1.1. Obtención de nanopartículas de hierro sintetizados con mashua

Tras la adición controlada de la solución férrica ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.1 M) al extracto, se observó un cambio inmediato de color, pasando de púrpura a negro intenso lo que indica la síntesis rápida (Figura 13). Este viraje cromático es un indicador cualitativo del proceso de reducción de Fe^{3+} a Fe^0 , mediado por los polifenoles y antocianinas del extracto (Murgueitio et al., 2018; Nalweyiso et al., 2025). Resultados similares fueron reportados por Abdelfatah et al. (2021), quienes observaron que la aparición del color negro a temperatura ambiente tras la adición del extracto vegetal indica la síntesis rápida de nanopartículas de hierro. Dichos autores atribuyen el oscurecimiento de la solución a la complejación de los iones Fe^{3+} con los grupos fenólicos del extracto, a través de interacciones metal-ligando y del enlace $\text{C}=\text{O}$, formando complejos intermedios que posteriormente favorecen la reducción a Fe^0 . Este proceso fue facilitado por los compuestos fenólicos presentes en el extracto vegetal, actuando como agentes reductores. La reacción química general se representa en la Ecuación (6) (Ferro et al., 2025).



El sólido recuperado por centrifugación y posterior secado presentó una apariencia metálica negra brillante (Figura 13). La textura pulverulenta y el brillo característico coinciden con lo descrito en la literatura para nanopartículas de hierro sintetizadas por rutas biogénicas (Dinsa & Mequanint, 2025; Jain et al., 2021; Kheskwani & Ahammed, 2023).

Figura 13

nZVI biosintetizadas con extracto de mashua negra



Fuente: Elaboración propia, 2026.

4.1.2. Compuestos fenólicos del extracto (método Folin-Ciocalteu)

El contenido total de compuestos fenólicos determinado en el extracto acuoso de cáscara de mashua negra (*Tropaeolum tuberosum*) fue de 107.52 mg equivalentes de ácido gálico por litro (mg GAE/L). Considerando que el extracto fue preparado a partir de 10 g de mashua seca en 1 L de solución, este valor equivale a 10.75 mg GAE/g de base seca. Este resultado concuerda con lo reportado por Luera et al. (2025), quienes indican contenidos fenólicos entre 3.85 y 11.43 mg GAE/g de base seca, observándose mayores concentraciones en morfotipos de color púrpura y negro. En relación con ello, Coloma et al. (2022) señalan que la elevada concentración de compuestos fenólicos en mashua oscura está asociada a su alta actividad antioxidante y a la presencia de metabolitos bioactivos.

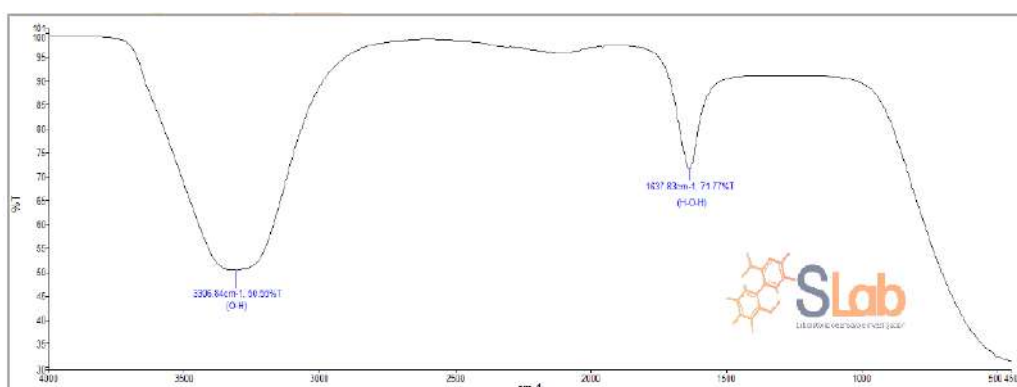
La concentración de fenoles totales obtenida en este estudio se considera adecuada para la biosíntesis de nanopartículas de hierro cero valente. Según Kumar et al. (2015), concentraciones moderadas de compuestos fenólicos son suficientes para inducir la reducción completa de iones metálicos y controlar el crecimiento de nanopartículas.

4.1.3. Grupos funcionales FTIR del extracto

La Figura 14 muestra los grupos funcionales presentes en el extracto de mashua negra. Se observó una banda ancha característica en la región de $3300\text{--}3400\text{ cm}^{-1}$, atribuida al estiramiento de los enlaces O–H de grupos hidroxilo. Esta señal indica la presencia de compuestos fenólicos, flavonoides y carbohidratos, metabolitos secundarios comúnmente encontrados en extractos vegetales con actividad biológica relevante (Khakhalary & Narzari, 2025).

Figura 14

Resultados del FTIR del extracto de mashua negra



Fuente: Elaboración propia, 2026.

Se ha demostrado que los grupos hidroxilo presentes en compuestos fenólicos vegetales participan en la reducción de iones metálicos mediante la donación de electrones y, al mismo tiempo, proporcionan sitios de adsorción que contribuyen a la estabilización de las nanopartículas, reduciendo su agregación (Pasieczna et al., 2025). Resultados similares fueron reportados por Desalegn et al. (2019), quienes identificaron bandas en la misma región espectral al caracterizar extractos de cáscara de mango, confirmando la presencia de compuestos fenólicos y polisacáridos responsables de la capacidad reductora del extracto.

Asimismo, se identificó una banda en 1637.8 cm^{-1} , atribuida al estiramiento del grupo carbonilo (C=O), característico de compuestos fenólicos como flavonoides, ácidos fenólicos y taninos. Este rango espectral corresponde a carbonilos conjugados, los cuales pueden presentar desplazamientos hacia valores cercanos a $1600\text{--}1650\text{ cm}^{-1}$ debido a la deslocalización electrónica en sistemas aromáticos (Krysa et al., 2022). De acuerdo con Chang et al. (2013), los espectros FTIR de

extractos ricos en antocianinas presentan una banda alrededor de 1639 cm^{-1} , asociada al estiramiento del grupo carbonilo de estos pigmentos. Asimismo, revisiones recientes sobre síntesis verde de nanopartículas señalan que las señales en esta región espectral están relacionadas con grupos funcionales que participan tanto en la reducción de iones metálicos como en la estabilización de nanopartículas, debido a que los grupos carbonilo pueden actuar como donadores de electrones o formar complejos con metales (Pasiczna et al., 2025).

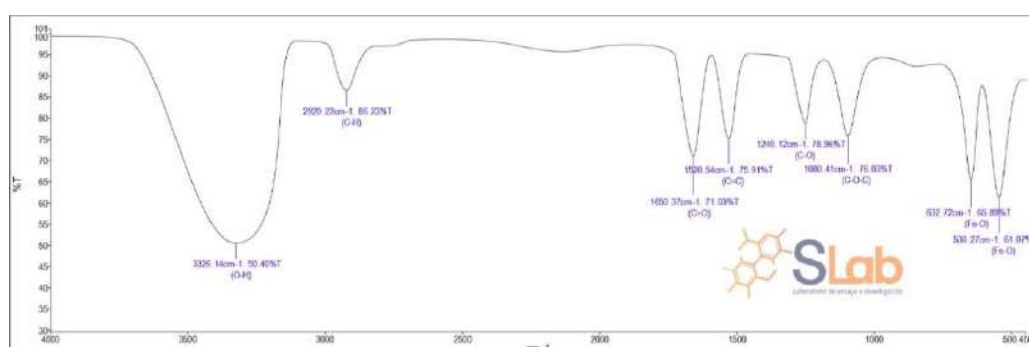
4.2. Características de las nanopartículas de Fe^0 biosintetizadas

4.2.1. Grupos funcionales en la biosíntesis

El espectro FTIR de las nanopartículas biosintetizadas mediante la reducción de cloruro férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) con extracto de mashua negra evidenció los grupos funcionales presentes en las nanopartículas sintetizadas (Figura 15).

Figura 15

Análisis FTIR de la biosíntesis de nZVI



Fuente: Elaboración propia, 2026.

En la región de 3326.14 cm^{-1} , se observa una banda ancha e intensa asociada al estiramiento O–H de grupos hidroxilo provenientes de polifenoles, antocianinas, lo que coincide con los picos reportados por Dada et al. (2020), en 3394 cm^{-1} y por Nalweyiso et al. (2025), en 3277 cm^{-1} , asociados a grupos hidroxilo con fuerte carácter reductor.

La banda en 2920.22 cm^{-1} corresponde al estiramiento C–H alifático, atribuible a compuestos orgánicos del extracto. En este sentido, Nalweyiso et al. (2025), reportaron picos entre 2920 y 2921 cm^{-1} relacionados con estiramientos C–H y O–H de alcoholes y ácidos carboxílicos.

En torno a 1650.37 cm^{-1} y 1520.54 cm^{-1} se registran bandas que pueden atribuirse respectivamente al estiramiento C=O (posiblemente de grupos carbonílicos de flavonoides, antocianinas u otros metabolitos aromáticos) y al estiramiento C=C aromático (anillos de compuestos fenólicos) (Nahari et al., 2022; Nalweyiso et al., 2025). Las señales en 1240.12 cm^{-1} y 1080.41 cm^{-1} corresponden a los estiramientos C–O y C–O–C de alcoholes, éteres y polisacáridos (Mahdavi et al., 2013).

En la región de baja frecuencia del espectro FTIR ($400\text{--}800\text{ cm}^{-1}$), los picos observados en 632.72 cm^{-1} y 530.27 cm^{-1} se atribuyen a vibraciones Fe–O características de óxidos de hierro (Eslami et al. 2018), Según Rashtbari et al. (2022), reportaron bandas adicionales en 539.45 y 459.07 cm^{-1} también asociadas a vibraciones Fe–O. En concordancia, Sánchez et al. (2026), confirman que estas señales corresponden tanto a enlaces Fe–O como a grupos funcionales orgánicos, los cuales pueden actuar como sitios activos para la adsorción de plomo.

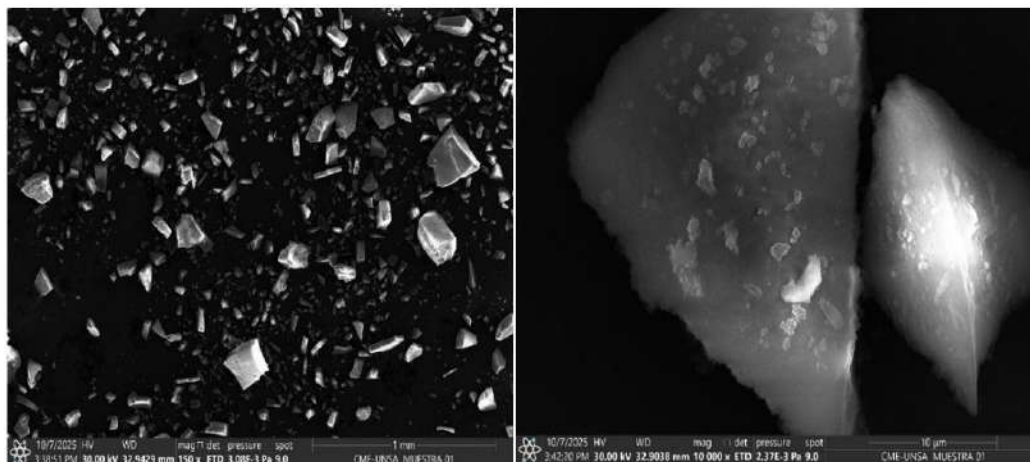
Estas señales confirma la presencia de hierro en la nanopartícula a la vez los picos de compuestos orgánicos atribuyen al recubrimiento orgánico de las mismas (Nalweyiso et al., 2025; Saemi et al., 2021). Diversos estudios han señalado que la capa pasiva de óxidos en la nanopartícula no solo protege al núcleo metálico de una oxidación completa, sino que también mejora su estabilidad coloidal y capacidad de adsorción. Esta capa, junto con otras modificaciones superficiales, favorece la dispersión, movilidad y estabilidad del material, lo que indirectamente potencia su eficiencia adsorbente (Ng & Lim, 2022; Ruiz et al., 2018).

4.2.2. Resultados de SEM

Las imágenes SEM mostraron que las nanopartículas sintetizadas presentan las siguientes características.

Figura 16

Micrografía SEM a 150× y 10 000 x de la nZVI sintetizadas

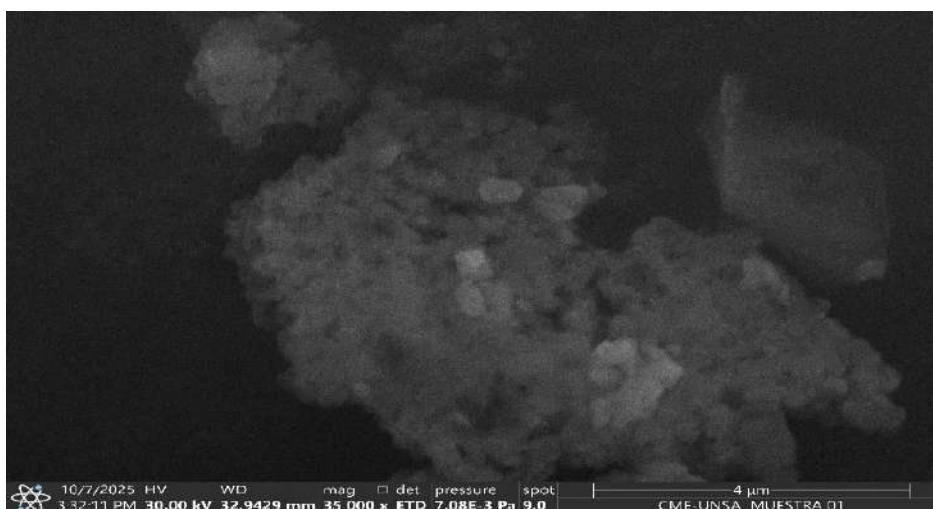


Fuente: Elaboración propia, 2026.

A bajas magnificaciones (150× y 10 000×) (Figura 16), evidenciaron una disposición heterogénea del material sólido, conformado por fragmentos de distintos tamaños, con superficies rugosas e irregulares. La presencia de agregados macroscópicos y la textura áspera observada evidencian una agregación significativa, esto es muy común en aquellas nanopartículas obtenidas por rutas biogénicas (Stefaniuk et al., 2016; Machado et al., 2013). Asimismo, Xu et al. (2022), menciona que esta característica se atribuye por la alta energía superficial y propiedades magnéticas de la nanopartícula.

Figura 17

Micrografía SEM a 35 000x de las nanopartículas sintetizadas

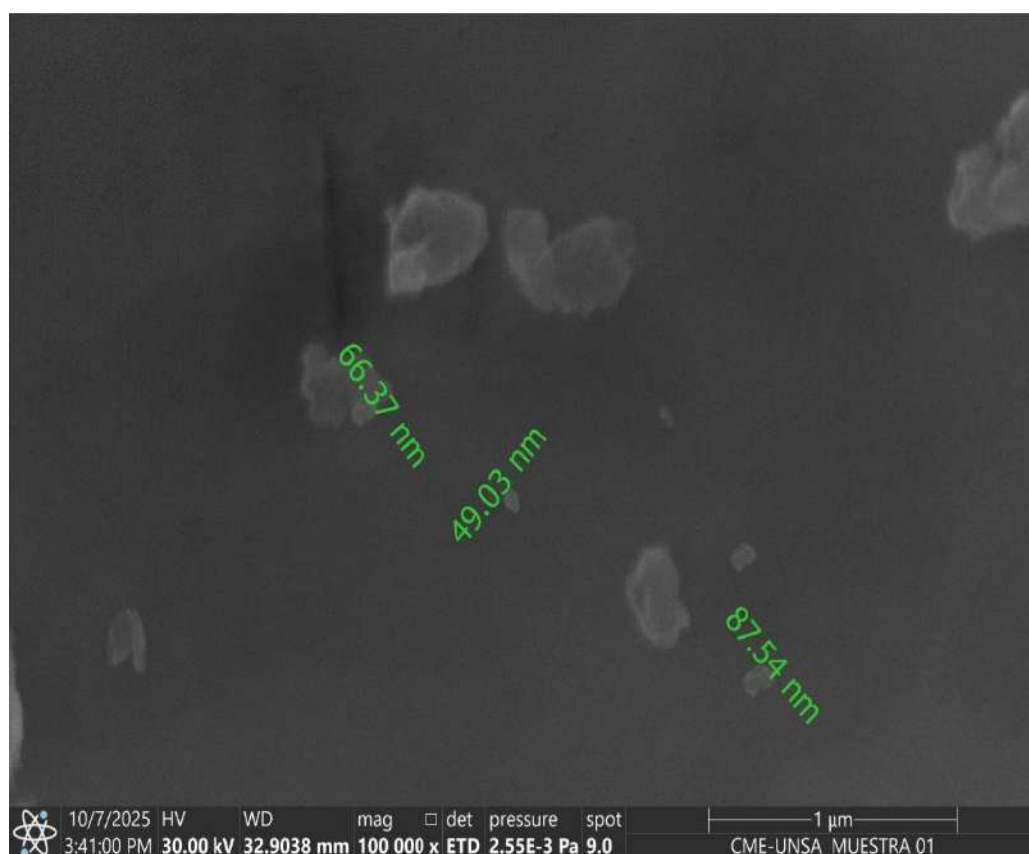


Fuente: Elaboración propia, 2026.

A magnificaciones intermedias (35 000×) (Figura 17) se observaron nanopartículas con aglomeración reducida, conformando racimos compactos producto de las interacciones magnéticas y de Van der Waals Machado et al. (2013). De acuerdo a Cañazaca & Ccama (2017), describieron nanopartículas de extracto de eucalipto con formas similares pero mayor agregación debido a una menor estabilización superficial. Asimismo, Sanchez et al. (2026), indican que las nanopartículas magnéticas sintetizadas con extractos, frecuentemente presenta agregación, pero este comportamiento es ventajoso ya que proporciona sitios químicamente activos para la unión de Plomo.

Figura 18

Micrografía SEM a 100 000 x de las nanopartículas sintetizadas



Fuente: Elaboración propia, 2026.

A la mayor magnificación (100 000×) (Figura 18), se identificaron nanopartículas individuales bien definidas, con morfología predominantemente esférica y subesférica, con diámetros que se encuentra en el rango de 49.03 nm a 87.54 nm, confirmando la formación efectiva de hierro cero (Fe^0) mediante síntesis verde.

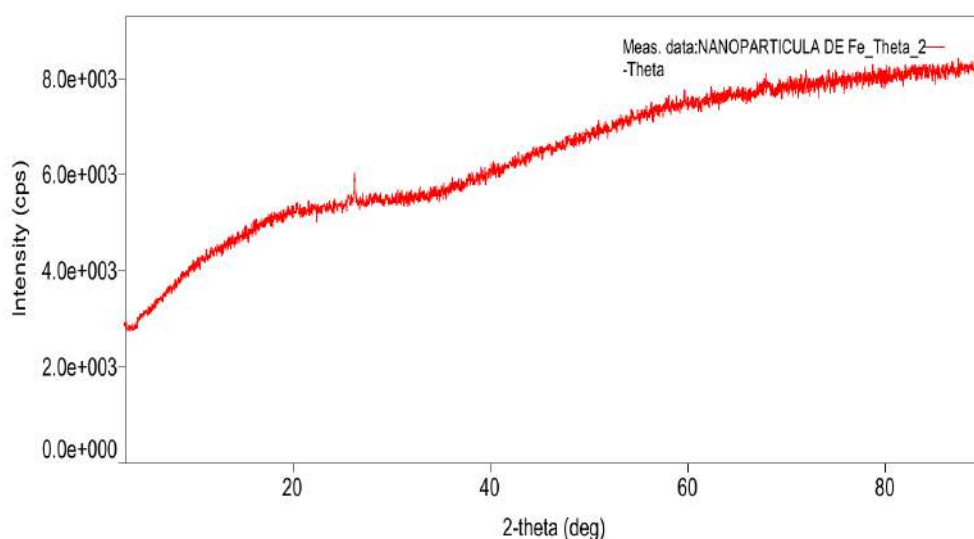
Los tamaños de partícula obtenidos en la presente investigación se encuentran dentro del rango reportado en otros estudios de síntesis verde de nanopartículas de hierro utilizando extractos vegetales Gautam et al. (2020), obtuvieron partículas con tamaños entre 60 y 100 nm empleando extracto de hojas de *Moringa oleifera*, mientras que Villalva (2021), reportó un tamaño promedio de 93.1 nm utilizando extracto de eucalipto. De igual manera, Huamaliano y Jove (2024), registraron tamaños comprendidos entre 66 y 206 nm en nanopartículas de óxido de hierro biosintetizadas con el mismo extracto vegetal.

4.2.3. Resultados de difracción de rayos X (XRD)

En la Figura 19 se presentó el difractograma de rayos X, donde el patrón obtenido muestra una curva ascendente de intensidad entre los 10° y 90° (2θ), sin la aparición de picos definidos característicos de fases cristalinas de hierro metálico. En particular, no se observa el pico distintivo del hierro de valencia cero (α -Fe) alrededor de $2\theta = 44.9^\circ$, lo que evidencia que el material sintetizado presenta una estructura predominantemente amorfa. La línea de base elevada y continua sugiere además la presencia de compuestos orgánicos del extracto vegetal que recubren la superficie de las nanopartículas, actuando como agentes estabilizantes o capping (Bhawna et al., 2022).

Figura 19

Difractograma de rayos X (XRD) de nZVI biosintetizadas



Fuente: Elaboración propia, 2026.

Esta respuesta estructural coincide con lo reportado por Liu et al. (2018), quienes señalaron que los compuestos orgánicos presentes en extractos vegetales de hojas de eucalipto favorecen la formación de nanopartículas amorfas debido a su acción reductora y estabilizante. De manera similar, Machado et al. (2013), indicaron que, durante la síntesis verde empleando extractos de hojas de árboles, no se detectó el pico característico del hierro metálico, lo que confirmó la obtención de nanopartículas con naturaleza amorfa. Asimismo, Sánchez et al. (2026), atribuyeron esta característica a la interacción entre las nanopartículas de hierro y los compuestos fitoquímicos del extracto vegetal, los cuales generan superficies funcionalizadas y modifican su estructura. Esta condición representa una diferencia importante respecto a las nanopartículas obtenidas mediante síntesis química con borohidruro de sodio, las cuales presentan picos agudos y definidos asociados al hierro metálico cristalino (Arancibia et al., 2014).

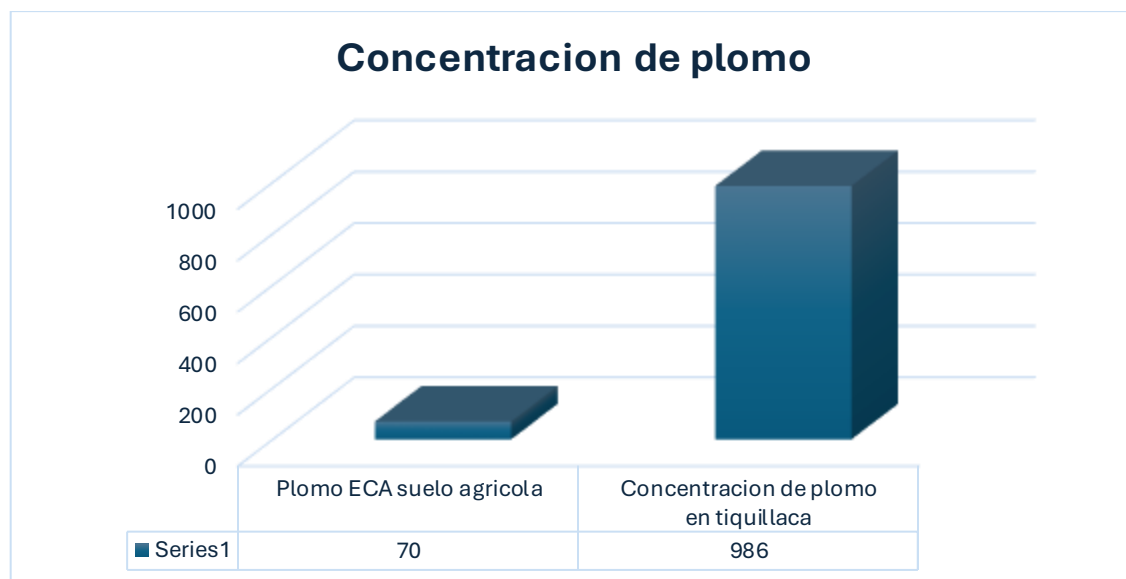
4.3. Concentración del plomo en suelos

El análisis del contenido total de plomo en las muestras de suelo evidenció una concentración de 986 mg/kg, valor que supera ampliamente el Estándar de Calidad Ambiental para suelos agrícolas establecido por el Ministerio del Ambiente (MINAM, 2017), el cual fija un límite de 70 mg/kg según el D.S. N.º 011-2017-MINAM (Figura 20). Este resultado confirma que el suelo de la comunidad de Paxa, distrito de Tiquillaca, presenta un alto grado de contaminación por plomo. Asimismo, coincide con lo reportado por Fernández et al. (2022), quienes registraron concentraciones de hasta 679.9 mg/kg en suelos agrícolas de la misma zona, clasificándolos como fuertemente contaminados.

La elevada concentración de Pb evidencia la influencia de los residuos mineros depositados en la quebrada Paxa. Además, las características fisicoquímicas del suelo, como su acidez ($\text{pH} = 4.7$) y el bajo contenido de materia orgánica ($< 2\%$), favorecen la movilidad y solubilidad de los metales pesados (Fernández et al. 2022). Estas condiciones incrementan la biodisponibilidad del plomo, facilitando su migración hacia las aguas subterráneas y su absorción por la vegetación, lo que representa un riesgo potencial para los ecosistemas y la salud humana, tal como señalan (Kaninga et al., 2020).

Figura 20

Concentración de plomo y comparación con el ECA



Fuente: Elaboración propia, 2026

4.4. Porcentaje de adsorción de plomo (Pb) en función de la concentración de nanopartículas y del tamaño de partícula del suelo contaminado de la comunidad de Paxa.

Los resultados del presente estudio evidencian una alta eficiencia de adsorción de Pb^{2+} en todos los tratamientos evaluados, con valores promedio entre 94.78 % y 99.45 %, dependiendo del tamaño de partícula del suelo y la dosis de nZVI aplicada. Las mayores eficiencias se registraron en los suelos de 63 μm y 125 μm , especialmente con dosis de 0.02–0.03 g de nZVI, tal como se muestra en la Tabla 5.

Tabla 5*Resultados de adsorción de plomo*

N	Tamaño de suelo (μm)	nZVI en (g)	Rep.	Concentración Inicial de Pb (mg/L)	Concentración Final de Pb (mg/L)	% de adsorción
T-1	63	0.01	3	17.03	0.64	96.23
T-2	63	0.02	3	17.03	0.22	98.68
T-3	63	0.03	3	17.03	0.09	99.45
T-4	125	0.01	3	15.82	0.81	94.91
T-5	125	0.02	3	15.82	0.49	96.89
T-6	125	0.03	3	15.82	0.16	99.01
T-7	250	0.01	3	14.33	0.75	94.78
T-8	250	0.02	3	14.33	0.46	96.77
T-9	250	0.03	3	14.33	0.33	97.72

Fuente: Elaboración propia, 2026.

Estos resultados son consistentes con lo reportado por Du et al. (2023), quienes evaluaron nanopartículas de hierro cero biosintetizadas a partir de extracto de té verde y registraron una capacidad máxima de remoción de Pb²⁺ de 377.3 mg/g, valor significativamente superior al obtenido con nanopartículas sintetizadas mediante métodos químicos convencionales (50.31 mg/g), particularmente al emplear una proporción volumétrica de 1:1 entre el extracto vegetal y la solución férrica.

Asimismo, Sánchez et al. (2026), reportaron eficiencias cercanas al 98 % utilizando nanopartículas de hierro sintetizado con extracto de cáscara de papaya, mientras que Gautam et al. (2020), alcanzaron hasta 94.08 % de remoción empleando extracto de *Moringa oleífera*. La concordancia entre estos estudios sugiere que los compuestos fitoquímicos presentes en los extractos vegetales desempeñan un papel importante en la formación de nanopartículas con elevada capacidad de interacción con el plomo.

Por otro lado, Zhou et al., (2021), señalaron que la aplicación de nanopartículas de hierro reduce la movilidad del plomo en suelos contaminados y favorece su inmovilización mediante la formación de compuestos estables Fe–Pb. Este planteamiento es consistente con los porcentajes de remoción alcanzados, lo que indica que, además de la adsorción superficial, pudieron intervenir procesos de coprecipitación y transformación química del metal

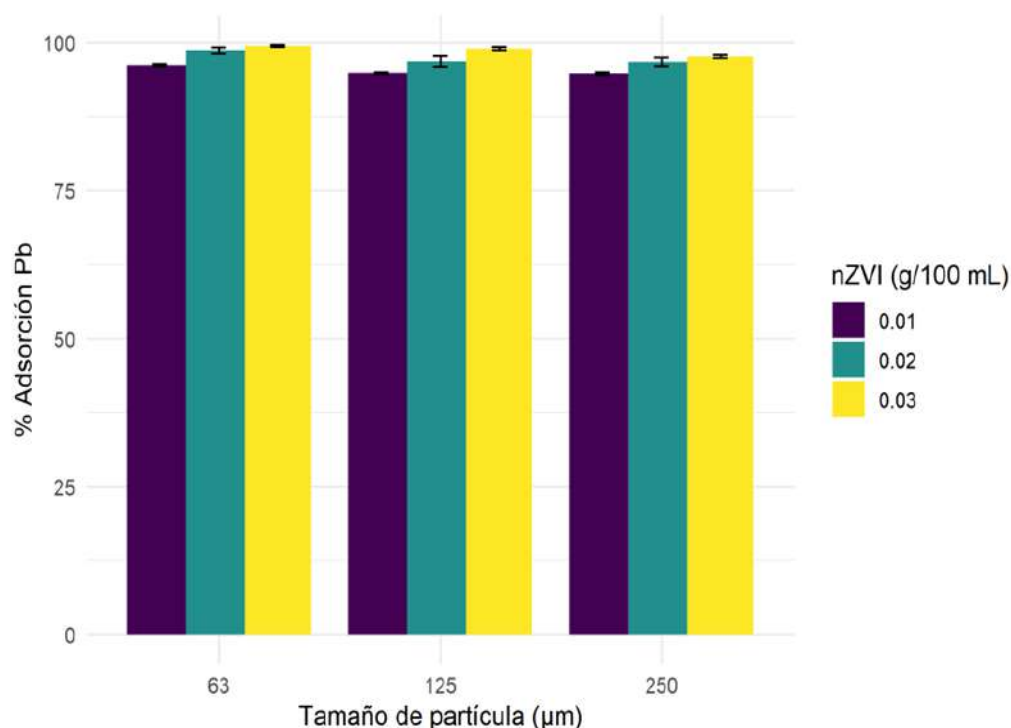
En el presente estudio, la adsorción de Pb^{2+} se llevó a cabo a un pH ligeramente ácido (≈ 4.7), condición que no limitó la eficiencia de remoción alcanzada por las nanopartículas biosintetizadas. Según (Zhang et al., 2025), las nanopartículas presentan mecanismos de remoción distintos a los adsorbentes convencionales, debido a la participación activa del hierro metálico en los procesos de captura de contaminantes. En este sentido, Ferro et al., (2025), demostraron que la corrosión parcial del Fe^0 en medios ácidos incrementa su reactividad y favorece la ocurrencia simultánea de adsorción, coprecipitación y reacciones redox.

4.4.1. Influencia del tamaño de partícula del suelo

La Figura 21 muestra el efecto del tamaño de partícula del suelo sobre la adsorción de Pb^{2+} , evidenciando una tendencia consistente: a menor tamaño de partícula, mayor eficiencia de remoción, independientemente de la dosis aplicada.

Figura 21

Barras agrupadas de % adsorción de Pb según tamaño y concentración



Fuente: Elaboración propia, 2026.

Los suelos de 63 μm alcanzaron los mayores porcentajes de adsorción (96.23 %–99.45 %), mientras que las fracciones de 250 μm presentaron valores ligeramente menores (94.78 %–97.72 %). Este comportamiento se atribuye al mayor área

superficial específica de las partículas finas, lo que incrementa la disponibilidad de sitios activos para la interacción entre Pb^{2+} y las nanopartículas, además de facilitar la difusión de los iones hacia la superficie reactiva (Zhang et al., 2025).

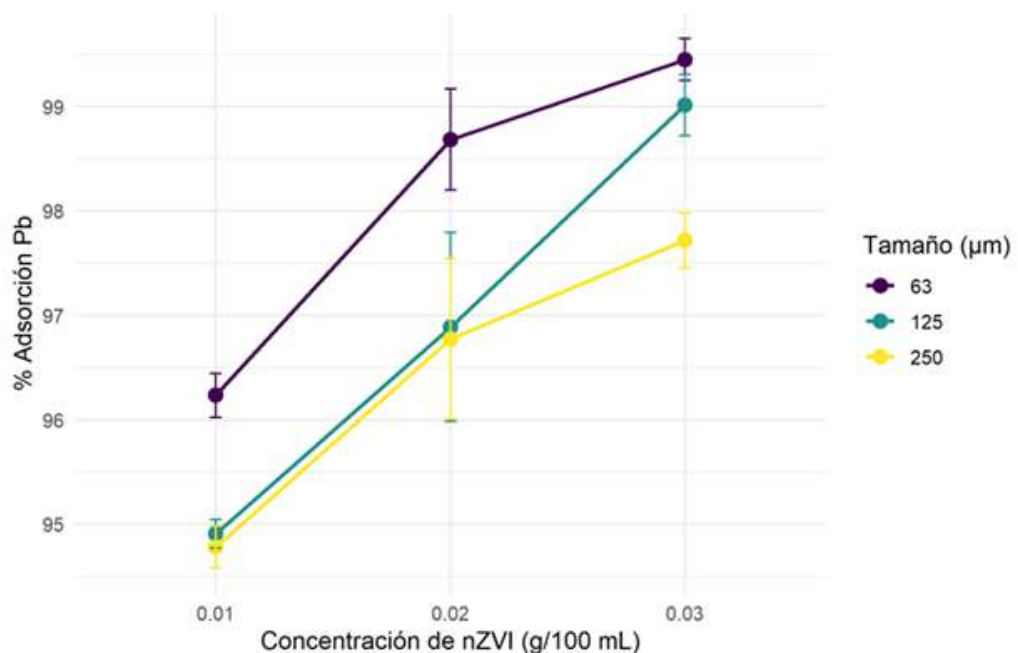
Asimismo, las fracciones más finas presentan mayor densidad de carga superficial, lo que favorece las interacciones electrostáticas y la inmovilización del metal (Huang et al., 2013). Estos resultados coinciden con Saleh et al. (2025), quienes reportaron que las fracciones finas del suelo concentran mayores niveles de Pb bioaccesible e intercambiable, incrementando su reactividad frente a materiales adsorbentes.

4.4.2. Efecto de la concentración de nanopartícula

El incremento en la concentración de nanopartículas de hierro se asocia con un aumento en el porcentaje de adsorción de Pb^{2+} tal como se muestra en la Figura 22, evidenciándose una relación directa entre la dosis de nanopartícula y la eficiencia del proceso. Este comportamiento ha sido reportado previamente, donde mayores dosis favorecen la disponibilidad de sitios reactivos y la retención del metal en el suelo (Sun et al., 2021; Danila & Januševičius, 2022).

Figura 22

Gráfico de interacción tamaño $\times$ concentración sobre % adsorción de Pb



Fuente: Elaboración propia, 2026.

4.5. Análisis estadístico

4.5.1. Análisis de varianza y significancia ANOVA

Los resultados del ANOVA muestran que tanto el tamaño de partícula del suelo como la concentración de nZVI ejercieron una influencia significativa sobre la remoción de Pb (Tabla 6). El tamaño de partícula presentó un efecto significativo ($p = 0.000936$; $p < 0.01$), evidenciando diferencias entre las fracciones granulométricas evaluadas.

Por su parte, la concentración de nZVI registró el mayor valor de F y un p-valor de 1.83×10^{-7} ($p < 0.001$), lo que indica que fue el factor con mayor contribución a la variabilidad de la respuesta experimental. El resultado obtenido es consistente con estudios previos, como los de Chumbiray y Hidalgo (2022), quienes mediante ANOVA reportaron que la dosis de nanopartícula es el principal factor que influye significativamente en la remoción de contaminantes, evidenciando que el incremento de la cantidad de nanopartículas mejora la eficiencia del proceso. De manera similar, Huamaliano y Jove (2024), determinaron que la dosis de nanopartículas constituye una de las variables más influyentes en la remoción de metales pesados.

En contraste, la interacción entre el tamaño de partícula del suelo y la concentración de nZVI no resultó significativa ($p = 0.563295$; $p > 0.05$), lo que sugiere que el efecto de cada factor se manifestó de manera independiente dentro de los niveles evaluados.

Tabla 6*Análisis de varianza y significancia ANOVA*

Fuente de variación	gl	SC	CM	F	Valor p	Sig.
Tamaño de partícula de suelo	2	13.65	6.827	10.532	0.000936	**
Concentración de nZVI	2	53.72	26.862	41.438	1.83×10^{-7}	***
Interacción (tamaño×conc.)	4	1.98	0.494	0.762	0.563295	ns
Error	18	11.67	0.648	—	—	—
Total	26	81.02	—	—	—	—

Nota. SC = suma de cuadrados; CM = cuadrado medio; gl = grados de libertad; valor p = nivel de significancia estadística; ns = no significativo ($p \geq 0.05$); * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.

4.5.2. Comparaciones múltiples (Tukey) tamaño de partícula

La prueba de Tukey evidenció diferencias significativas entre las fracciones de 63 μm y 125 μm ($p < 0.05$), así como entre 63 μm y 250 μm ($p < 0.01$) (Tabla 7). En ambos casos, la fracción de 63 μm presentó los mayores porcentajes de remoción.

Por otro lado, no se detectaron diferencias significativas entre las fracciones de 125 μm y 250 μm ($p > 0.05$), lo que indica un comportamiento estadísticamente similar entre estos niveles.

Tabla 7*Comparaciones múltiples (Tukey) tamaño de partícula*

Factor/Comparación	Diferencia estimada	EE	gl	t	Valor p	Sig.
Tamaño de partícula de suelo						
63 μm – 125 μm	1.186	0.38	18	3.125	0.0153	*
63 μm – 250 μm	1.698	0.38	18	4.473	0.0008	**
125 μm – 250 μm	0.512	0.38	18	1.348	0.3881	ns

Nota. EE = error estándar; gl = grados de libertad; t = estadístico t de Student; valor p = nivel de significancia estadística; Sig. = nivel de significancia ($p < 0.05$; ** $p < 0.01$; ns = no significativo).

4.5.3. Comparaciones múltiples (Tukey) concentración de nanopartículas

La prueba de Tukey mostró diferencias significativas entre todas las concentraciones evaluadas (Tabla 8). La comparación entre 0.01 g y 0.02 g presentó una diferencia estimada de -2.14 % ($p = 0.0001$), mientras que entre 0.01 g y 0.03 g se registró la mayor diferencia observada (-3.42 %; $p < 0.0001$).

Asimismo, la comparación entre 0.02 g y 0.03 g también resultó significativa (-1.28 %; $p = 0.0092$), evidenciando una respuesta creciente conforme aumentó la dosis de nZVI.

Tabla 8

Comparación múltiple (Tukey) concentración de nZVI

Factor/ Comparación	Diferencia estimada	EE	gl	t	Valor p	Sig.
Concentración de nZVI						
0.01 g – 0.02 g	-2.14	0.38	18	-5.642	0.0001	***
0.01 g – 0.03 g	-3.42	0.38	18	-9.008	<0.0001	***
0.02 g – 0.03 g	-1.28	0.38	18	-3.366	0.0092	**

Nota. EE = error estándar; gl = grados de libertad; t = estadístico t de Student; valor p = nivel de significancia estadística; Sig. = nivel de significancia ($p < 0.05$; ** $p < 0.01$; ns = no significativo).

4.5.4. Comparación múltiple de Tukey para la interacción tamaño de partícula × concentración de nanopartícula

La comparación de medias para la interacción entre factores mostró que el tratamiento conformado por 63 μm y 0.03 g de nZVI alcanzó la mayor media de remoción (99.45 %), ubicándose en el grupo estadístico "d" y diferenciándose de los tratamientos con menores respuestas (Tabla 9).

Por el contrario, las combinaciones de 250 μm –0.01 g y 125 μm –0.01 g presentaron las menores medias (94.78 % y 94.91 %, respectivamente), compartiendo el grupo estadístico "a" y sin diferencias significativas entre sí.

Los tratamientos intermedios mostraron superposición de grupos estadísticos (ab, abc, bcd y cd), reflejando una transición gradual entre las medias observadas. Este

comportamiento es consistente con el resultado del ANOVA, donde la interacción entre los factores no presentó significancia estadística ($p > 0.05$).

Tabla 9

Comparación múltiple de Tukey para la interacción tamaño de partícula × concentración de nanopartícula

Tamaño de suelo (μm)	Concentración de nZVI (g)	Media estimada (%)	EE	gl	IC 95% inferior	IC 95% superior	Grupo
250	0.01	94.782	0.465	18	93.323	96.240	a
125	0.01	94.907	0.465	18	93.448	96.366	a
63	0.01	96.233	0.465	18	94.774	97.692	ab
250	0.02	96.774	0.465	18	95.315	98.233	abc
125	0.02	96.889	0.465	18	95.430	98.347	abc
250	0.03	97.717	0.465	18	96.258	99.176	bcd
63	0.02	98.684	0.465	18	97.225	100.142	cd
125	0.03	99.012	0.465	18	97.553	100.471	cd
63	0.03	99.450	0.465	18	97.991	100.908	d

Nota. EE = error estándar; gl = grados de libertad; IC = intervalo de confianza al 95 %. Las medias que comparten al menos una letra en la columna «Grupo» no presentan diferencias estadísticamente significativas entre sí (prueba de Tukey HSD, $\alpha = 0.05$).

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusión

Se logró biosintetizar nanopartículas de hierro cero valente a partir de compuestos fenólicos extraídos de la cascara de mashua negra. El extracto presentó un contenido de 107.52 mg equivalentes de ácido gálico por litro, evidenciando la presencia de grupos funcionales con capacidad reductora y estabilizante asociados a compuestos fenólicos. Las nanopartículas obtenidas exhibieron morfología esférica y subesférica, con tamaños promedio comprendidos entre 49.03 y 87.54 nm, así como una estructura núcleo–capa y naturaleza amorfa.

Se determinó que la adsorción de plomo (Pb^{2+}) en los suelos de la comunidad de Paxa fue superior al 94 % en todos los tratamientos, alcanzando un máximo de 99.45 % en el suelo de 63 μm con 0.03 g de nZVI. El ANOVA confirmó que tanto el tamaño de partícula del suelo como la concentración de nZVI influyen significativamente en la adsorción ($p < 0.01$), siendo la concentración el factor de mayor efecto, sin interacción significativa entre ambos ($p > 0.05$). La prueba de Tukey evidenció que la fracción fina del suelo adsorbe más Pb^{2+} y que todas las concentraciones de nZVI difieren significativamente (0.03 g > 0.02 g > 0.01 g), confirmando una relación directa con la concentración de nZVI e inversa con el tamaño de partícula del suelo.

5.2. Recomendaciones

Profundizar en la optimización de parámetros de biosíntesis, como pH, temperatura, tiempo de reacción y concentración del extracto vegetal, para mejorar la estabilidad y la reducción del hierro durante la obtención de nZVI. Además, se recomienda comparar el rendimiento de la mashua negra con otras especies vegetales ricas en polifenoles.

Se recomienda evaluar la aplicación de las nanopartículas de hierro cero biosintetizadas en suelos contaminados bajo condiciones de incubación, a fin de representar de manera más realista la remediación in situ. Esto debido a que el presente estudio se realizó en un sistema sólido–líquido con agua destilada, el cual no reproduce completamente las condiciones fisicoquímicas y biológicas del suelo natural.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abd, E., Omer, A., Subruiti, G., Mohy, M., & Eltaweil, A. (2024). Zero-valent iron supported-lemon derived biochar for ultra-fast adsorption of methylene blue. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(2), 1697–1709. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02362-y>
- Abdelfatah, A., Fawzy, M., Eltaweil, A., & Khouly, M. (2021). Green synthesis of nano-zero-valent iron using *Ricinus communis* seeds extract: Characterization and application in the treatment of methylene blue-polluted water. *ACS Omega*, 6(39), 25397–25411. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c03355>
- Ahmad, N., Qamar, M., Yuan, Y., Nazir, Y., Wilairatana, P., & Mubarak, M. (2022). Dietary polyphenols: Extraction, identification, bioavailability, and role for prevention and treatment of colorectal and prostate cancers. *Molecules*, 27(9), 2831. <https://doi.org/10.3390/molecules27092831>
- Ahmed, M., Bishay, S., Ahmed, F., & Dek, S. (2017). Effective Pb²⁺ removal from water using nanozerovalent iron stored 10 months. *Applied Nanoscience*, 7(7), 407–416. <https://doi.org/10.1007/s13204-017-0581-z>
- Ahmed, O., Derriche, Z., Kameche, M., Bahmani, A., Souli, H., Dubujet, P., & Fleureau, J. (2016). Electro-remediation of lead contaminated kaolinite: An electro-kinetic treatment. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 100, 37–48. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2015.12.002>
- Akaras, N., Kucukler, S., Gur, C., Ileriturk, M., & Kandemir, F. (2024). Sinapic acid protects against lead acetate-induced lung toxicity by reducing oxidative stress, apoptosis, inflammation, and endoplasmic reticulum stress damage. *Environmental Toxicology*, 39(7), 3820–3832. <https://doi.org/10.1002/tox.24255>
- Aktar, S., Mia, S., Makino, T., Rahman, M., & Rajapaksha, A. (2023). Arsenic removal from aqueous solution: A comprehensive synthesis with meta-data. *Science of The Total Environment*, 862, 160821. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160821>
- Alara, O., Abdurahman, N., & Ukaegbu, C. (2021). Extraction of phenolic compounds: A review. *Current Research in Food Science*, 4, 200–214. <https://doi.org/10.1016/j.crfs.2021.03.011>

- Ali, M., & Nas, F. (2018). The effect of lead on plants in terms of growing and biochemical parameters: A review. *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 3(4). <https://doi.org/10.15406/mojes.2018.03.00098>
- Ali, Q., Zia, M., Kamran, M., Shabaan, M., Zulfikar, U., Ahmad, M., Iqbal, R., & Maqsood, M. (2023). Nanoremediation for heavy metal contamination: A review. *Hybrid Advances*, 4, 100091. <https://doi.org/10.1016/j.hybadv.2023.100091>
- Altammar, K. (2023). A review on nanoparticles: Characteristics, synthesis, applications, and challenges. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1155622. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1155622>
- Ameer, K., Shahbaz, H., & Kwon, J. (2017). Green extraction methods for polyphenols from plant matrices and their byproducts: A review. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 16(2), 295–315. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12253>
- Andrade, K., Castillo, I., & Quispe, R. (2020). Determinación de metales pesados en suelos agrícolas y suelos para cultivo de *Solanum tuberosum* de la bahía interior de puno. *Investigación & Desarrollo*, 20(1), 147–153. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2518-44312020000100011&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Anza, M., Salazar, O., Epelde, L., Alkorta, I., & Garbisu, C. (2019). The Application of Nanoscale Zero-Valent Iron Promotes Soil Remediation While Negatively Affecting Soil Microbial Biomass and Activity. *Frontiers in Environmental Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00019>
- Apaza, L., Tena, V., & Bermejo, P. (2020). Local/traditional uses, secondary metabolites and biological activities of Mashua (*Tropaeolum tuberosum* Ruiz & Pavón). *Journal of Ethnopharmacology*, 247, 112152. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2019.112152>
- Arancibia, N., Baltazar, S., García, A., Romero, A., Rubio, M., & Altbir, D. (2014). Lead removal by nano-scale zero valent iron: Surface analysis and pH effect. *Materials Research Bulletin*, 59, 341–348. <https://doi.org/10.1016/j.materresbull.2014.07.045>

- Arora, N., Manchanda, H., & Gupta, M. (2025). Recent advances in green synthesis, characterization and emerging applications of nanoparticles and derived nanofluids. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 226, 116354. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2025.116354>
- Azmir, J., Zaidul, I., Rahman, M., Sharif, K., Mohamed, A., Sahena, F., Jahurul, M., Ghafoor, K., Norulaini, N., & Omar, A. (2013). Techniques for extraction of bioactive compounds from plant materials: A review. *Journal of Food Engineering, SI: Extraction and Encapsulation*, 117(4), 426–436. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2013.01.014>
- Baragaño, D., Forján, R., Welte, L., & Gallego, J. (2020). Nanoremediation of As and metals polluted soils by means of graphene oxide nanoparticles. *Scientific Reports*, 10, 1896. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58852-4>
- Basu, M., Guha, A., & Ray, L. (2017). Adsorption of Lead on Cucumber Peel. *Journal of Cleaner Production*, 151, 603–615. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.028>
- Beamer, P., Elish, C., Roe, D., Loh, M., & Layton, D. (2012). Differences in metal concentration by particle size in house dust and soil. *Journal of environmental monitoring: JEM*, 14(3), 839–844. <https://doi.org/10.1039/c2em10740f>
- Bhawna, A., & Kaur, S. (2022). Rapid reductive degradation of dye contaminated water by using a core-shell nano zerovalent iron (nZVI). *Journal of the Indian Chemical Society*, 99(8), 100598. <https://doi.org/10.1016/j.jics.2022.100598>
- Bhuiyan, M., Miah, M., Paul, S., Aka, T., Saha, O., Rahaman, M., Sharif, M., Habiba, O., & Ashaduzzaman, M. (2020). Green synthesis of iron oxide nanoparticle using *Carica papaya* leaf extract: Application for photocatalytic degradation of remazol yellow RR dye and antibacterial activity. *Heliyon*, 6(8), e04603. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04603>
- Bünemann, E., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R., Deyn, G., & Goede, R. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cacciuttolo, C., Cano, D., & Custodio, M. (2023). Socio-Environmental Risks Linked with Mine Tailings Chemical Composition: Promoting Responsible and Safe

- Mine Tailings Management Considering Copper and Gold Mining Experiences from Chile and Peru. *Toxics*, 11(5), 462. <https://doi.org/10.3390/toxics11050462>
- Cachada, A. (2025). Chapter 1: Introduction to the main issues of soil pollution. En T. A. P. Rocha-Santos, A. Cachada, & A. C. Duarte (Eds.), *Soil pollution* (2nd ed., pp. 1–34). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-33329-3.00017-9>
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2025). *Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Lead*. <https://www.ccme.ca/en/res/csoqgpbfsen1.4.pdf>
- Cañazaca, C., & Ccama Larico, W. (2017). *Biosíntesis de nanopartículas de hierro cero valente (nzvi) usando hojas de eucalipto (eucalyptus sp.) para la remoción de cromo hexavalente* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/UNSA/6083>
- Cardoso, B., Nobrega, G., Afonso, I., Ribeiro, J., & Lima, R. (2025). Sustainable green synthesis of metallic nanoparticle using plants and microorganisms: A review of biosynthesis methods, mechanisms, toxicity, and applications. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(3), 116921. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116921>
- Castro, L., Blázquez, M., González, F., Muñoz, J., & Ballester, A. (2018). Heavy metal adsorption using biogenic iron compounds. *Hydrometallurgy*, 179, 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2018.05.029>
- Chang, H., Kao, M., Chen, T., Chen, C., Cho, K., & Lai, X. (2013). Characterization of natural dye extracted from wormwood and purple cabbage for dye-sensitized solar cells. *International Journal of Photoenergy*, 2013(1), 159502. <https://doi.org/10.1155/2013/159502>
- Chavéz, M., Ortiz, G., Estela, C., & Gastañaga, M. (2011). *Niveles de plomo en sangre en la población de una ciudad con altos niveles de plomo en el ambiente y comparación con otras ciudades del Perú*. Instituto Nacional de Salud. <https://hdl.handle.net/20.500.14196/399>

- Chon, H., Lee, J., & Lee, M. (2017). Contaminación del suelo minero por metales pesados, evaluación de riesgos y biorremediación. En J. Bech, C. Bini, & M. A. Pashkevich (Eds.), *Assessment, Restoration and Reclamation of Mining Influenced Soils* (pp. 387–417). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809588-1.00015-3>
- Chumbiray, G., & Hidalgo, F. (2022). *Eficacia de las nanopartículas de hierro cero valente (nZVI) en la remoción de cromo (VI) en soluciones acuosas* [Tesis de pregrado, Universidad César Vallejo]. Repositorio Institucional de la Universidad César Vallejo. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/85452>
- Collin, S., Baskar, A., Geevarghese, D., Ali, M., Bahubali, P., Choudhary, R., Lvov, V., Tovar, G., Senatov, F., Koppala, S., & Swamiappan, S. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants: A review. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3, 100064. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100064>
- Coloma, A., Flores, E., Quille, G., Zaira, A., Apaza, J., Calsina, W., Huata, P., Inquilla, J., & Huanca, F. (2022). Characterization of nutritional and bioactive compound in three genotypes of mashua (*Tropaeolum tuberosum* ruiz and pavón) from different agroecological areas in Puno. *International Journal of Food Science*, 2022, 7550987. <https://doi.org/10.1155/2022/7550987>
- Cosselman, K., Navas, A., & Kaufman, J. (2015). Environmental factors in cardiovascular disease. *Nature Reviews Cardiology*, 12(11), 627–642. <https://doi.org/10.1038/nrcardio.2015.152>
- Cruzado, E., Torró, L., Bierla, K., Szpunar, J., & Tauler, E. (2021). Heavy metal contents in soils and native flora inventory at mining environmental liabilities in the Peruvian Andes. *Journal of South American Earth Sciences*, 106, 103107. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.103107>
- Dada, A., Adekola, F., Odebunmi, E., Dada, F., Bello, O., & Ogunlaja, A. (2020). Bottom-up approach synthesis of core-shell nanoscale zerovalent iron (CS-nZVI): Physicochemical and spectroscopic characterization with Cu(II) ions adsorption application. *MethodsX*, 7, 100976. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100976>

- Dai, G., Li, X., Fu, H., Wang, F., Cui, Z., Zhao, R., & Wang, L. (2022). A novel oxalated zero-valent iron nanoparticle for Pb(II) removal from aqueous solution: Performance and synergistic mechanisms. *Separation and Purification Technology*, 302, 122017. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122017>
- Danila, V., & Januševičius, T. (2022). Removal of Cd, Cu, Ni, and Pb from Nanoscale Zero-Valent Iron Amended Soil Using 0.1 M Acetic Acid Solution. *Environmental and Climate Technologies*, 26(1), 406–414. <https://doi.org/10.2478/rtuect-2022-0031>
- Deng, B., Carter, R., Cheng, Y., Liu, Y., Eddy, L., Wyss, K., Ucak, M., Luong, D., Gao, X., Jebailey, K., Kittrell, C., Xu, S., Jana, D., Torres, M., Braam, J., & Tour, J. (2023). High-temperature electrothermal remediation of multi-pollutants in soil. *Nature Communications*, 14(1), 6371. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-41898-z>
- Desalegn, B., Megharaj, M., Chen, Z., & Naidu, R. (2019). Green synthesis of zero valent iron nanoparticle using mango peel extract and surface characterization using XPS and GC-MS. *Heliyon*, 5(5). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01750>
- Dinsa, M., & Mequanint, K. (2025). Sustainable and green synthesis of nano zero-valent iron for hexavalent chromium adsorption. *ACS Omega*, 10(27), 29306–29316. <https://doi.org/10.1021/acsomega.5c02281>
- Du, C., Chen, H., Gao, W., Sun, W., Peng, L., & Xu, N. (2023). Green synthesis of nano-zero valence iron with green tea and it's implication in lead removal. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 110(1), 10. <https://doi.org/10.1007/s00128-022-03649-6>
- Engwa, G., Ferdinand, P., Nwalo, F., Unachukwu, M., Engwa, G., Ferdinand, P., Nwalo, F., & Unachukwu, M. (2019). Mechanism and health effects of heavy metal toxicity in humans. En *Poisoning in the Modern World—New Tricks for an Old Dog?* IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.82511>
- Eslami, S., Ebrahimzadeh, M., & Biparva, P. (2018). Green synthesis of safe zero valent iron nanoparticles by *Myrtus communis* leaf extract as an effective agent for

- reducing excessive iron in iron-overloaded mice, a thalassemia model. *RSC Advances*, 8(46), 26144–26155. <https://doi.org/10.1039/C8RA04451A>
- Estévez, M., Montalbano, G., Gallo, A., Ovejero, J., Izquierdo, I., González, B., Tomasina, C., Moroni, L., Vallet, M., Vitale, C., & Fiorilli, S. (2022). Incorporation of superparamagnetic iron oxide nanoparticles into collagen formulation for 3D electrospun scaffolds. *Nanomaterials*, 12(2), 181. <https://doi.org/10.3390/nano12020181>
- Faizan, M., Alam, P., Hussain, A., Karabulut, F., Tonny, S., Cheng, S., Yusuf, M., Adil, M., Sehar, S., Alomrani, S., Albalawi, T., & Hayat, S. (2024). Phytochelatins: Key regulator against heavy metal toxicity in plants. *Plant Stress*, 11, 100355. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2024.100355>
- Fernández, B., Mullisaca, E., Huanchi, L. (2022). Nivel de contaminación del suelo con arsénico y metales pesados en Tiquillaca (Perú). *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 24(2), 131–138. <https://doi.org/10.18271/ria.2022.416>
- Ferro, J., Rowles, L., Arriaga, F., & Plazas, J. (2025). Examining green and chemical methods for zero-valent iron nanoparticle synthesis in heavy metal adsorption. *Water Cycle*, 6, 473–484. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2025.05.003>
- Francy, N., Shanthakumar, S., Chiampo, F., & Sekhar, Y. (2020). Remediation of lead and nickel contaminated soil using nanoscale zero-valent iron (nZVI) particles synthesized using green leaves: First results. *Processes*, 8(11), 1453. <https://doi.org/10.3390/pr8111453>
- Gautam, P., Shivalkar, S., & Banerjee, S. (2020). Síntesis de nanopartículas magnéticas recubiertas con extracto de hoja de *M. oleífera* para la eliminación eficaz de plomo [Pb (II)] de soluciones: Estudio cinético, isotérmico y de reutilización. *Journal of Molecular Liquids*, 305, 112811. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.112811>
- Ghori, Z., Iftikhar, H., Bhatti, M., Sharma, I., Kazi, A., & Ahmad, P. (2016). Chapter 15 - phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soil. En P. Ahmad (Ed.), *Plant Metal Interaction* (pp. 385–409). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803158-2.00015-1>

- Giwa, S., Adegoke, K., Sharifpur, M., & Meyer, J. (2022). Research trends in nanofluid and its applications: A bibliometric analysis. *Journal of Nanoparticle Research*, 24(3), 63. <https://doi.org/10.1007/s11051-022-05453-z>
- Gul, I., Adil, M., Chen, Y., Lu, H., Ahamad, M., Lu, S., & Feng, W. (2024). Microbial strategies for lead remediation in agricultural soils and wastewater: Mechanisms, applications, and future directions. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1434921. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1434921>
- Gurajala, H., Cao, X., Tang, L., Ramesh, T., Lu, M., & Yang, X. (2019). Evaluación comparativa de genotipos de mostaza india (*Brassica juncea* L.) para la fitorremediación de suelos contaminados con Cd y Pb. *Environmental Pollution*, 254, 113085. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113085>
- Haghighizadeh, A., Rajabi, O., Nezaret, A., Hajyani, Z., Haghmohammadi, M., Hedayatikhah, S., & Delnabi, S. (2024). Comprehensive analysis of heavy metal soil contamination in mining Environments: Impacts, monitoring Techniques, and remediation strategies. *Arabian Journal of Chemistry*, 17(6), 105777. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2024.105777>
- Haider, F., Zulfiqar, U., Ain, N., Hussain, S., Maqsood, M., Ejaz, M., Yong, J., & Li, Y. (2024). Harnessing plant extracts for eco-friendly synthesis of iron nanoparticle (Fe-NPs): Characterization and their potential applications for ameliorating environmental pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 281, 116620. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116620>
- Han, Z., Liu, Y., Mo, Y., Zhao, R., Cai, Y., Huang, S., & Lin, X. (2025). Concentration, speciation and origin of lead (Pb) in alluvial agricultural soils in the world's largest continuous karst terrain, southwestern China. *Environmental Geochemistry and Health*, 47(12), 525. <https://doi.org/10.1007/s10653-025-02848-4>
- Haoufazane, C., Zaaboul, F., El Monfalouti, H., Sebbar, N., Hefnawy, M., Hourch, A., & Kartah, B. (2024). A sustainable solution for the adsorption of C.I. direct black 80, an azoic textile dye with plant stems: *Zygophyllum gaetulum* in an aqueous solution. *Molecules*, 29(20), 4806. <https://doi.org/10.3390/molecules29204806>

- Hernández, R., Fernández, C., & Baptista, P. (2014). *Metodología de la investigación* (6.^a ed.). McGraw-Hill Education. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/>
- Huamaliano, F. D., & Jove, J. M. (2024). *Nanopartículas de óxido de hierro sintetizadas con hojas de Eucalyptus globulus en la adsorción de arsénico en aguas subterráneas—Juliaca* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Juliaca]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional de Juliaca. <https://repositorio.unaj.edu.pe/handle/unaj/51>
- Huang, P., Ye, Z., Xie, W., Chen, Q., Li, J., Xu, Z., & Yao, M. (2013). Rapid magnetic removal of aqueous heavy metals and their relevant mechanisms using nanoscale zero valent iron (nZVI) particles. *Water Research, Nanotechnology for Water and Wastewater Treatment*, 47(12), 4050–4058. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.01.054>
- Hulkoti, N. I., & Taranath, T. C. (2014). Biosynthesis of nanoparticles using microbes—A review. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 121, 474–483. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2014.05.027>
- Hussain, I., Singh, N., Singh, A., Singh, H., & Singh, S. (2016). Green synthesis of nanoparticles and its potential application. *Biotechnology Letters*, 38(4), 545–560. <https://doi.org/10.1007/s10529-015-2026-7>
- Integrated Taxonomic Information System. (2013). *Integrated Taxonomic Information System (ITIS)* [Dataset]. U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.5066/F7KH0KBK>
- Iravani, S. (2011). Green synthesis of metal nanoparticles using plants. *Green Chemistry*, 13(10), 2638–2650. <https://doi.org/10.1039/c1gc15386b>
- Jain, R., Mendiratta, S., Kumar, L., & Srivastava, A. (2021). Green synthesis of iron nanoparticles using *Artocarpus heterophyllus* peel extract and their application as a heterogeneous Fenton-like catalyst for the degradation of Fuchsin Basic dye. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, 4, 100086. <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2021.100086>

- Jomova, K., Alomar, S., Nepovimova, E., Kuca, K., & Valko, M. (2025). Heavy metals: Toxicity and human health effects. *Archives of Toxicology*, 99(1), 153–209. <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03903-2>
- Joudeh, N., & Linke, D. (2022). Nanoparticle classification, physicochemical properties, characterization, and applications: A comprehensive review for biologists. *Journal of Nanobiotechnology*, 20(1), 262. <https://doi.org/10.1186/s12951-022-01477-8>
- Kaninga, B., Chishala, B., Maseka, K., Sakala, G., Lark, M., Tye, A., & Watts, M. (2020). Review: Mine tailings in an African tropical environment—mechanisms for the bioavailability of heavy metals in soils. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(4), 1069–1094. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00326-2>
- Kastury, F., Li, H., Karna, R., Betts, A., Scheckel, K., Mac, L., Sowers, T., Bradham, K., Hettiarachchi, G., & Juhasz, A. (2023). Opportunities and Challenges Associated with Bioavailability-Based Remediation Strategies for Lead-Contaminated Soil with Arsenic as a Co-Contaminant—A Critical Review. *Current Pollution Reports*, 9(2), 213–225. <https://doi.org/10.1007/s40726-023-00252-z>
- Keshta, B., Dhiss, T., Yu, J., Kong, Q., Javeria, H., Reash, Y., Attar, H., Koheil, H., Farraj, E., Goda, M., & Samamed, A. (2026). Eco-friendly synthesis of nZVI for water remediation: Latest developments and environmental applications. *RSC Advances*, 16(30), 27453–27480. <https://doi.org/10.1039/D6RA02489K>
- Khakhalary, S., & Narzari, S. (2025). Phytochemical profiling and FTIR analysis of aqueous extracts from three selected ethnomedicinal plants of North East India. *Current Botany*, 45–52. <https://doi.org/10.25081/cb.2025.v16.9117>
- Khan, I., Saeed, K., & Khan, I. (2019). Nanoparticles: Properties, applications and toxicities. *Arabian Journal of Chemistry*, 12(7), 908–931. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2017.05.011>
- Kheskwani, U., & Ahammed, M. (2023). Removal of water pollutants using plant-based nanoscale zero-valent iron: A review. *Water Science and Technology*, 88(5), 1207–1231. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.270>

- Khuntia, B., Anwar, M., Alam, T., Samim, M., Kumari, M., & Arora, I. (2019). Synthesis and characterization of zero-valent iron nanoparticles, and the study of their effect against the degradation of DDT in soil and assessment of their toxicity against collembola and ostracods. *ACS Omega*, 4(20), 18502–18509. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b01898>
- Kolahalam, L., Kasi, I., Diwakar, B., Govindh, B., Reddy, V., & Murthy, Y. (2019). Review on nanomaterials: Synthesis and applications. *Materials Today: Proceedings, 2nd International Conference on Applied Sciences and Technology (ICAST-2019): Material Science*, 18, 2182–2190. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.07.371>
- Krysa, M., Szymańska, M., & Zdunek, A. (2022). FT-IR and FT-Raman fingerprints of flavonoids – A review. *Food Chemistry*, 393, 133430. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2022.133430>
- Kumani, S., Raturi, S., Kulshrestha, S., Chauchan, K., & Dhingra, S. (2023). A comprehensive review on various techniques used for synthesizing nanoparticles. *Journal of Materials Research and Technology*, 27, 1739–1763. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2023.09.291>
- Kumar, B., Smita, K., & Cumbal, L. (2017). Plant mediated detoxification of mercury and lead. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S2335–S2342. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.08.010>
- Kumar, R., Singh, N., & Pandey, S. (2015). Potential of green synthesized zero-valent iron nanoparticles for remediation of lead-contaminated water. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(12), 3943–3950. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0751-z>
- Kurniawan, S., Ramli, N., Said, N., Alias, J., Imron, M., Abdullah, S., Othman, A., Purwanti, I., & Hasan, H. (2022). Practical limitations of bioaugmentation in treating heavy metal contaminated soil and role of plant growth promoting bacteria in phytoremediation as a promising alternative approach. *Heliyon*, 8(4), e08995. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e08995>

- Kushwaha, A., Hans, N., Kumar, S., & Rani, R. (2018). A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 1035–1045. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.09.049>
- Lehmann, J., Bossio, D., Kögel, I., & Rillig, M. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth and Environment*, 1(10), 544–553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- Li, S., Wang, W., Liu, Y., & Zhang, W. (2014). Zero-valent iron nanoparticles (nZVI) for the treatment of smelting wastewater: A pilot-scale demonstration. *Chemical Engineering Journal*, 254, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.05.111>
- Liu, A., & Zhang, W. (2014). Fine structural features of nanoscale zero-valent iron characterized by spherical aberration corrected scanning transmission electron microscopy (Cs-STEM). *Analyst*, 139(18), 4512–4518. <https://doi.org/10.1039/C4AN00679H>
- Liu, C., Hou, X., Lin, P., Zhang, Y., Li, X., & Xu, X. (2015). Association between blood erythrocyte lead concentrations and hemoglobin levels in preschool children. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-014-3992-3>
- Liu, J., Yao, J., Tang, C., Ma, B., Liu, X., Bashir, S., Sunahara, G., & Duran, R. (2024). A critical review on bioremediation technologies of metal(loid) tailings: Practice and policy. *Journal of Environmental Management*, 359, 121003. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121003>
- Liu, M., Chen, G., Xu, L., Zhiicai, L., & Ye, Y. (2024). Environmental remediation approaches by nanoscale zero valent iron (nZVI) based on its reductivity: A review. *RSC Advances*, 14(29), 21118–21138. <https://doi.org/10.1039/d4ra02789b>
- Liu, Y., Jin, X., & Chen, Z. (2018). The formation of iron nanoparticles by *Eucalyptus* leaf extract and used to remove Cr(VI). *Science of The Total Environment*, 627, 470–479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.241>
- Lobo, A., Catarino, I., Silva, E., Centeno, D., & Domingues, D. (2022). Physiological and molecular responses of woody plants exposed to future atmospheric CO₂ levels under abiotic stresses. *Plants*, 11(14). <https://doi.org/10.3390/plants11141880>

- Loh, N., Loh, H., Wang, L., & Wang, M. (2016). Health effects and control of toxic lead in the environment. *Natural Resources and Control Processes*, 233–284. https://doi.org/10.1007/978-3-319-26800-2_5
- Luera, S., Correa, M., Moreno, C., Salvador, R., & Paucar, L. (2025). *mashua (Tropaeolum tuberosum ruiz & pavón): Composición nutricional, compuestos bioactivos y potencial funcional como ingrediente natural andino*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/foods14244198>
- Lusantono, O., Linggasari, S., Dewi, N., Tuheteru, E., Jati, V., & Nugroho, D. (2026). Assessment of acid mine drainage formation for sustainable mine closure practices. *AIP Conference Proceedings*, 3374(1), 050057. <https://doi.org/10.1063/5.0317049>
- Ma, D., Li, X., Zou, H., Qian, Y., Li, M., & Xu, W. (2025). Enhanced nitrate reduction by HPMC-stabilized nanoscale zero-valent iron (H-NZVI): Synthesis, characterization and reaction kinetics. *Desalination and Water Treatment*, 322, 101164. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101164>
- Machado, S., Pinto, S., Grosso, J., Nouws, H., Albergaria, J., & Delerue, C. (2013). Green production of zero-valent iron nanoparticles using tree leaf extracts. *The Science of the Total Environment*, 445–446, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.033>
- Maciejewska, A., Sobieraj, J., & Metelski, D. (2024). Assessing the impact of lignite-based rekulter fertilizer on soil sustainability: A comprehensive field study. *Sustainability*, 16(8), 3398. <https://doi.org/10.3390/su16083398>
- Mahdavi, M., Ahmad, M., Haron, M., Namvar, F., Nadi, B., Rahman, M., & Amin, J. (2013). Synthesis, surface modification and characterisation of biocompatible magnetic iron oxide nanoparticles for biomedical applications. *Molecules*, 18(7), 7533–7548. <https://doi.org/10.3390/molecules18077533>
- Maia, C., Silva, B., Batista, B., Bajguz, A., & Lobato, A. (2022). 24-epibrassinolide simultaneously stimulates photosynthetic machinery and biomass accumulation in tomato plants under lead stress: Essential contributions connected to the

- antioxidant system and anatomical structures. *Agronomy*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/agronomy12091985>
- Makarov, V., Love, A., Sinitsyna, O., Makarova, S., Yaminsky, I., Taliansky, M., & Kalinina, N. (2014). “Green” nanotechnologies: Synthesis of metal nanoparticles using plants. *Acta Naturae*, 6(1), 35–44. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3999464/>
- Mariyam, S., Upadhyay, S., Chakraborty, K., Verma, K., Duhan, S., Muneer, S., Meena, M., & Sharma, K. (2024). Nanotechnology, a frontier in agricultural science, a novel approach in abiotic stress management and convergence with new age medicine-A review. *Science of The Total Environment*, 912, 169097. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169097>
- Mazari, S., Ali, E., Abro, R., Saleem, F., & Ahmed, I. (2021). Nanomaterials: Applications, waste-handling, environmental toxicities, and future challenges – A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 105028. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105028>
- McBratney, A., & Hartemink, A. (2024). Define soil. *Soil Security*, 14, 100135. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2024.100135>
- Ministerio de Ambiente-MINAM. (2014). *Guia de muestreo de suelos*.
- Ministerio del Ambiente - MINAM. (2017). *Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM: Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo*. Diario Oficial El Peruano. <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-suelo-0>
- Mishra, P., Ali, S., Kumar, R., & Shekhar, S. (2025). Global lead contamination in soils, sediments, and aqueous environments: Exposure, toxicity, and remediation. *Journal of Trace Elements and Minerals*, 14, 100259. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2025.100259>
- Mitra, P., Sharma, S., Purohit, P., & Sharma, P. (2017). Clinical and molecular aspects of lead toxicity: An update. *Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences*, 54(7–8), 506–528. <https://doi.org/10.1080/10408363.2017.1408562>

- Mitra, S., Chakraborty, A., Tareq, A., Emran, T., Nainu, F., Khusro, A., Idris, A., Khandaker, M., Osman, H., Alhumaydhi, F., & Simal, J. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 34(3), 101865. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>
- Mohamed, A., Atta, R., Kotp, A., Abo, F., Raheem, H., Farghali, A., Alkhalifah, D., Hozzein, W., & Mahmoud, R. (2023). Green synthesis and characterization of iron oxide nanoparticles for the removal of heavy metals (Cd²⁺ and Ni²⁺) from aqueous solutions with Antimicrobial Investigation. *Scientific Reports*, 13(1), 7227. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31704-7>
- Mourdikoudis, S., Pallares, R., & Thanh, N. (2018). Characterization techniques for nanoparticles: Comparison and complementarity upon studying nanoparticle properties. *Nanoscale*, 10(27), 12871–12934. <https://doi.org/10.1039/C8NR02278J>
- Mullisaca, E. (2024). *Adsorción de Pb en suelos con nanopartículas de Fe biosintetizadas con hojas de quinua (Chenopodium quinoa Willdenow) – 2023* [Tesis doctoral, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. <https://hdl.handle.net/20.500.12773/18590>
- Murgueitio, E., Cumbal, L., Abril, M., Izquierdo, A., Debut, A., & Tinoco, O. (2018). Green synthesis of iron nanoparticles: Application on the removal of petroleum oil from contaminated water and soils. *Journal of Nanotechnology*, 2018(1), 4184769. <https://doi.org/10.1155/2018/4184769>
- Mystrioti, C., Xenidis, A., & Papassiopi, N. (2014). Application of iron nanoparticles synthesized by green tea for the removal of hexavalent chromium in column tests. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 2(4), Article 4. <https://doi.org/10.4236/gep.2014.24005>
- Nahari, M., Ali, A., Asiri, A., Mahnashi, M., Shaikh, I., Shettar, A., & Hoskeri, J. (2022). Green synthesis and characterization of iron nanoparticles synthesized from aqueous leaf extract of *vitex leucoxylon* and its biomedical applications. *Nanomaterials*, 12(14), 2404. <https://doi.org/10.3390/nano12142404>

- Naik, M. M., & Dubey, S. K. (2013). Lead resistant bacteria: Lead resistance mechanisms, their applications in lead bioremediation and biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.039>
- Nalweyiso, A., Nagawa, C., Emel, T., Uzman, S., Wanyama, J., Kirabira, J., Zziwa, A., Sagala, F., Ssebugere, P., Omwoma, S., Kyarimpa, C., Kiggundu, N., & Kabenge, I. (2025). Síntesis verde de nanopartículas de hierro de valencia cero a partir de biomasa de uchuva (*Physalis peruviana* L.) para la remediación de derrames de petróleo. *Environmental Challenges*, 19, 101146. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101146>
- Ng, W. M., & Lim, J. K. (2022). Complex interplay between colloidal stability, transport, chemical reactivity and magnetic separability of polyelectrolyte-functionalized nanoscale zero-valent iron particles (nZVI) toward their environmental engineering application. *Colloid and Interface Science Communications*, 46, 100582. <https://doi.org/10.1016/j.colcom.2021.100582>
- Nguyen, D., Nguyen, T., Tran, T., Vo, K., Nguyen, H., Tran, V., Tran, T., & Nguyen, L. (2025). Well-dispersed zero-valent iron nanoparticles within nitrogen-doped mesoporous carbon: One-pot synthesis, characterization, and catalytic activity for acid red 18 treatment. *Chemical Physics Impact*, 11, 100935. <https://doi.org/10.1016/j.chphi.2025.100935>
- Nieder, R., & Benbi, D. (2024). Potentially toxic elements in the environment – a review of sources, sinks, pathways and mitigation measures. *Reviews on Environmental Health*, 39(3), 561–575. <https://doi.org/10.1515/reveh-2022-0161>
- Nkosi, N., Basson, A., Ntombela, Z., Dlamini, N., & Pullabhotla, R. (2024). Green synthesis and characterization of iron nanoparticles synthesized from biofloculant for wastewater treatment: A review. *Biotechnology Notes*, 6, 10–31. <https://doi.org/10.1016/j.biotno.2024.12.001>
- Pacheco, E. S. (2015). *Caracterización morfológica y molecular de mashua (Tropaeolum tuberosum Ruiz y Pavón) de los departamentos de Cusco y Cajamarca* [Tesis de posgrado, Universidad Nacional Agraria La Molina]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional Agraria La Molina. <https://hdl.handle.net/20.500.12996/2095>

- Palansooriya, K., Shaheen, S., Chen, S., Tsang, D., Hashimoto, Y., Hou, D., Bolan, N., Rinklebe, J., & Okel, Y. (2020). Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. *Environment International*, 134, 105046. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046>
- Pasieczna, S., Cichy, M., & Flieger, J. (2025). Application of fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy in characterization of green synthesized nanoparticles. *Molecules*, 30(3), 684. <https://doi.org/10.3390/molecules30030684>
- Patinha, C., Armienta, A., Argyraki, A., & Durães, N. (2025). Chapter 6—Inorganic pollutants in soils. En T. A. P. Rocha-Santos, A. Cachada, & A. C. Duarte (Eds.), *Soil Pollution (Second Edition)* (pp. 145–176). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-33329-3.00007-6>
- Patočka, J., & Kuča, K. (2016). Lead exposure and environmental health. *Military Medical Science Letters*, 85(4), 147–163. <https://doi.org/10.31482/mmsl.2016.027>
- Paucar, L., Peñas, E., Hernandez, B., Frias, J., & Martínez, C. (2020). A comparative study on the phenolic bioaccessibility, antioxidant and inhibitory effects on carbohydrate-digesting enzymes of maca and mashua powders. *LWT*, 131, 109798. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2020.109798>
- Peng, T., O'Connor, D., Zhao, B., Jin, Y., Zhang, Y., Tian, L., Zheng, N., Li, X., & Hou, D. (2019). Spatial distribution of lead contamination in soil and equipment dust at children's playgrounds in Beijing, China. *Environmental Pollution*, 245, 363–370. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.011>
- Pereira, J., Moita, A., & Moreira, A. (2022). The pressing need for green nanofluids: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107940. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107940>
- Qiu, M., Liu, L., Ling, Q., Cai, Y., Yu, S., Wang, S., Fu, D., Hu, B., & Wang, X. (2022). Biochar for the removal of contaminants from soil and water: A review. *Biochar*, 4(1), 19. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00146-1>
- Rashtbari, Y., Sher, F., Afshin, S., Hamzezadeh, A., Ahmadi, S., Azhar, O., Rastegar, A., Ghosh, S., & Poureshgh, Y. (2022). Green synthesis of zero-valent iron

- nanoparticles and loading effect on activated carbon for furfural adsorption. *Chemosphere*, 287, 132114. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132114>
- Romero, A., Martin, F., & Gestel, C. (2015). Effect of soil properties on the toxicity of Pb: Assessment of the appropriateness of guideline values. *Journal of Hazardous Materials*, 289, 46–53. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.034>
- Ruiz, C., Araujo, R., Martínez, G., Morales, J., Guajardo, J., González, J., Lee, T., Shin, H., Hwang, Y., & Ruiz, F. (2018). Preparation of air stable nanoscale zero valent iron functionalized by ethylene glycol without inert condition. *Chemical Engineering Journal*, 336, 112–122. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.047>
- Saemi, R., Taghavi, E., Jafarizadeh, H., & Anarjan, N. (2021). Fabrication of green ZnO nanoparticles using walnut leaf extract to develop an antibacterial film based on polyethylene–starch–ZnO NPs. *Green Processing and Synthesis*, 10(1), 112–124. <https://doi.org/10.1515/gps-2021-0011>
- Salas, D., Chaiña, F., Belizario, G., Quispe, E., & Huanqui. (2021). Evaluación de metales pesados y comportamiento social asociados con la calidad del agua en el río Suches, Puno, Perú. *Tecnología y Ciencias del Agua*. <https://doi.org/https://doi.org/10.24850/j-tyca-2021-06-04>
- Saleh, H., Sarkar, D., Mustafa, K., Zhang, Z., Larson, S., & Datta, R. (2025). Impact of soil particle size on lead distribution, geochemical speciation, and bioaccessibility in lead paint-contaminated residential soils. *Environmental Geochemistry and Health*, 47(8), 312. <https://doi.org/10.1007/s10653-025-02629-z>
- Sánchez, H., Sánchez, D., Escobar, S., Cando, V., Yagos, J., Basantes, V., Rodríguez, E., & Insuasti, J. (2026). Papaya peel valorization for the green synthesis of magnetic Fe₃O₄ nanoparticles for Pb(II) removal from aqueous solutions and mining wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 326, 101774. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2026.101774>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2004). *Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004*. DIARIO OFICIAL. <http://www.gob.mx/profepa/documentos/norma-oficial-mexicana-nom-147-semarnat-ssa1-2004>

- Shahidi, F., & Yeo, J. (2018). Bioactivities of phenolics by focusing on suppression of chronic diseases: A review. *International Journal of Molecular Sciences*, 19(6), 1573. <https://doi.org/10.3390/ijms19061573>
- Song, Y., Chen, Y., Fu, Z., Wen, Y., Zhao, W., Li, J., Wang, H., Du, Y., & Deng, Y. (2025). Heavy metal exposure and cognitive impairment: An umbrella review of meta-analyses. *Journal of Hazardous Materials*, 498, 139881. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.139881>
- Soto, M., Olvera, D., Soto, M., & Olvera, D. (2019). Elementos potencialmente tóxicos (Cd, Hg, Pb Y Zn) en suelos impactados por planta recicladora de plomo (Zacatecas, México), a una década de parar operaciones. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 35(3), 651–669. <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.03.11>
- Stefaniuk, M., Oleszczuk, P., & Yong, S. (2016). Review on nano zerovalent iron (nZVI): From synthesis to environmental applications. *Chemical Engineering Journal*, 287, 618–632. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.11.046>
- Sun, J., Tian, A., Feng, Z., Zhang, Y., & Jiang, F. (2021). *Evaluación del hierro de valencia cero para la remediación de suelos contaminados con Pb(II): A partir del análisis de un mecanismo experimental híbrido con evaluación de emisiones de carbono*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su13020452>
- Tarekegn, M. M., Hiruy, A. M., & Dekebo, A. H. (2021). Nano zero valent iron (nZVI) particles for the removal of heavy metals (Cd²⁺, Cu²⁺ and Pb²⁺) from aqueous solutions. *RSC Advances*, 11(30), 18539–18551. <https://doi.org/10.1039/d1ra01427g>
- Tepanosyan, G., Pipoyan, D., Beglaryan, M., & Sahakyan, L. (2022). Compositional features of Pb in agricultural soils and geochemical associations conditioning Pb contents in plants. *Chemosphere*, 306, 135492. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135492>
- Tesnim, D., Hédi, B., Ridha, D., & Cid, A. (2024). Green low-cost synthesis of zero-valent iron nanoparticles from Palm Petiole Extract for Cr(VI) removal from

- water. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(31), 44272–44288. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34092-1>
- Thomas, G., Sheridan, C., & Holm, P. (2024). Rare earth element (REE) and arsenic mobility in acid mine drainage (AMD) impacted soil. *Geoderma*, 443, 116817. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116817>
- Tiwari, J., Tiwari, R., & Kim, K. (2012). Zero-dimensional, one-dimensional, two-dimensional and three-dimensional nanostructured materials for advanced electrochemical energy devices. *Progress in Materials Science*, 57(4), 724–803. <https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2011.08.003>
- Upadhyay, U., Sreedhar, I., Singh, S., Patel, C., & Anitha, K. (2021). Recent advances in heavy metal removal by chitosan based adsorbents. *Carbohydrate Polymers*, 251, 117000. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2020.117000>
- Ur, S., Anzhen, M., Zain, F., & Sadiq, L. (2024). Pb uptake, accumulation, and translocation in plants: Plant physiological, biochemical, and molecular response: A review. *Heliyon*, 10(6), e27724. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e27724>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2019). *EPA method 3050B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils* [Data and Tools]. <https://www.epa.gov/esam/epa-method-3050b-acid-digestion-sediments-sludges-and-soils>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2024). *Updated Residential Soil Lead Guidance for CERCLA Sites and RCRA Corrective Action Facilities*. https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-01/olem-residential-lead-soil-guidance-2024_signed_508.pdf
- Valenzuela, H., Vázquez, P., Zazueta, D., López, J., Rojas, J. (2023). Síntesis verde de nanopartículas de magnetita (NPs-Fe₃O₄): Factores y limitaciones. *Mundo nano. Revista interdisciplinaria en nanociencias y nanotecnología*, 16(30). <https://doi.org/10.22201/ceiich.24485691e.2023.30.69744>
- Verma, Y., Verma, A., Bhaskaralingam, A., Dhiman, P., Wang, T., Kumar, A., & Sharma, G. (2025). Application of zero-valent iron and its derivatives in the removal of toxic metal ions from groundwater. *Water*, 17(10), 1524. <https://doi.org/10.3390/w17101524>

- Villalva, Y. M. (2021). *Síntesis y caracterización de las nanopartículas de hierro con extracto de hojas del Eucalyptus globulus sp.* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional del Centro del Perú]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional del Centro del Perú. <http://hdl.handle.net/20.500.12894/7922>
- Wang, J., & Tang, J. (2021). Fe-based Fenton-like catalysts for water treatment: Preparation, characterization and modification. *Chemosphere*, 276, 130177. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130177>
- Wang, Z., Wang, H., Wang, H., Li, Q., & Li, Y. (2020). Effect of soil washing on heavy metal removal and soil quality: A two-sided coin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 203, 110981. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110981>
- Wang, Z., Xu, L., Deng, S., & Gong, L. (2014). Efficiency of nanoscale zero-valent iron on the enhanced low molecular weight organic acid removal Pb from contaminated soil. *Chemosphere*, 117, 617–624. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.081>
- Wei, X., Yuan, H., Li, J., Chen, T., Yuan, Y., Chen, W., Guan, C., Wang, Z., Guo, Q., Han, B., & Jiang, J. (2022). Reactive oxygen species generated in iron sulfide mediated advanced oxidation systems: A critical review of mechanisms and implications for geochemistry and environmental remediation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108841. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108841>
- Xiao, C., Li, H., Zhao, Y., Zhang, X., & Wang, X. (2020). Green synthesis of iron nanoparticle by tea extract (polyphenols) and its selective removal of cationic dyes. *Journal of Environmental Management*, 275, 111262. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111262>
- Xu, W., Yang, T., Liu, S., Du, L., Chen, Q., Li, X., Dong, J., Zhang, Z., Lu, S., & Gong, Y. (2022). Insights into the Synthesis, types and application of iron Nanoparticles: The overlooked significance of environmental effects. *Environment International*, 158, 106980. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106980>

- Yang, K., & Cattle, S. (2017). Effectiveness of cracker dust as a capping material for Pb-rich soil in the mining town of Broken Hill, Australia. *CATENA*, 148, 81–91. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.022>
- Yang, Y., Song, Y., Scheller, H., Ghosh, A., Ban, Y., Chen, H., & Tang, M. (2015). Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Robinia pseudoacacia* in uncontaminated and heavy metal contaminated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 86, 146–158. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.03.018>
- Yu, H., Li, C., Yan, J., Ma, Y., Zhou, X., Yu, W., Kan, H., Meng, Q., Xie, R., & Dong, P. (2023). A review on adsorption characteristics and influencing mechanism of heavy metals in farmland soil. *RSC Advances*, 13(6), 3505–3519. <https://doi.org/10.1039/D2RA07095B>
- Zanini, M., Castro, J., Cunha, G., Asevedo, E., Pan, P., Bittencourt, L., Coelho, F., Tufik, S., Gadelha, A., Bressan, R., & Brietzke, E. (2015). Abnormalities in sleep patterns in individuals at risk for psychosis and bipolar disorder. *Schizophrenia Research*, 169(1), 262–267. <https://doi.org/10.1016/j.schres.2015.08.023>
- Zartarian, V., Xue, E., Frank, R., & Stanek, M. (2023). Children’s lead exposure in the U.S.: Application of a national-scale, probabilistic aggregate model with a focus on residential soil and dust lead (Pb) scenarios. *Science of The Total Environment*, 905, 167132. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167132>
- Zhang, B., Yang, K., Zhang, K., Wang, Q., & Wu, N. (2023). Migration transformation, prevention, and control of typical heavy metal lead in coal gangue: A review. *International Journal of Coal Science & Technology*, 10(1), 85. <https://doi.org/10.1007/s40789-023-00656-8>
- Zhang, F., & Li, H. (2022). Effects of landscape restoration on migration of lead and cadmium at an abandoned mine site. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1057961>
- Zhang, X., Lin, S., Chen, Z., Megharaj, M., & Naidu, R. (2011). Kaolinite-supported nanoscale zero-valent iron for removal of Pb²⁺ from aqueous solution: Reactivity,

characterization and mechanism. *Water Research*, 45(11), 3481–3488. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.010>

Zhang, Y., Zeng, H., Yuan, Y., Jiang, C., Xie, W., Zheng, Y., & Peng, Y. (2025). Recent advances of nano zero-valent iron (nZVI) on the remediation of heavy metals polluted environment: Modified methods, mechanisms, influencing factors and application challenges. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(6), 119433. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.119433>

Zhao, D., Wang, J., Tang, N., Yin, D., Luo, J., Xiang, P., Juhasz, A., Li, H., & Ma, L. (2018). Coupling bioavailability and stable isotope ratio to discern dietary and non-dietary contribution of metal exposure to residents in mining-impacted areas. *Environment International*, 120, 563–571. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.023>

Zhou, W., Liu, F., Yi, S., Chen, Y., Geng, X., & Chunmiao, Z. (2021). Simultaneous stabilization of Pb and improvement of soil strength using nZVI. *Science of The Total Environment*, 651, 877–884. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.146>

Zhou, Y., Zhu, Y., & Wong, W. (2023). Statistical tests for homogeneity of variance for clinical trials and recommendations. *Contemporary Clinical Trials Communications*, 33, 101119. <https://doi.org/10.1016/j.conctc.2023.101119>

Zhu, F., Ma, S., Liu, T., & Deng, X. (2018). Green synthesis of nano zero-valent iron/Cu by green tea to remove hexavalent chromium from groundwater. *Journal of Cleaner Production*, 174, 184–190. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.302>

Zou, Y., Wang, X., Khan, A., Wang, P., Liu, Y., Alsaedi, A., Hayat, T., & Wang, X. (2016). Environmental remediation and application of nanoscale zero-valent iron and its composites for the removal of heavy metal ions: A review. *Environmental Science & Technology*, 50(14), 7290–7304. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01897>

ANEXOS

Anexo I Panel fotográfico

Figura 23

Secado, molienda y tamizado de la cascara de mashua negra



Figura 24

Almacenamiento de la mashua macerada



Figura 25

Filtración de extracto de cascara de mashua macerada



Figura 26

Rota evaporación de la mashua a una temperatura de 80°C por 45 min.



Figura 27

Biosíntesis de nZVI



Figura 28

Centrifugación de las nanopartículas biosintetizadas



Figura 29

Obtención de la nZVI biosintetizadas con extracto de mashua negra

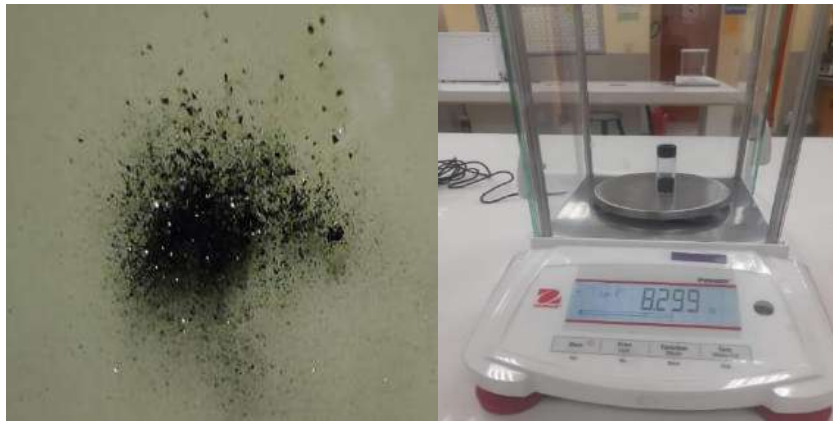


Figura 30

Reactivos químicos utilizados en la investigación

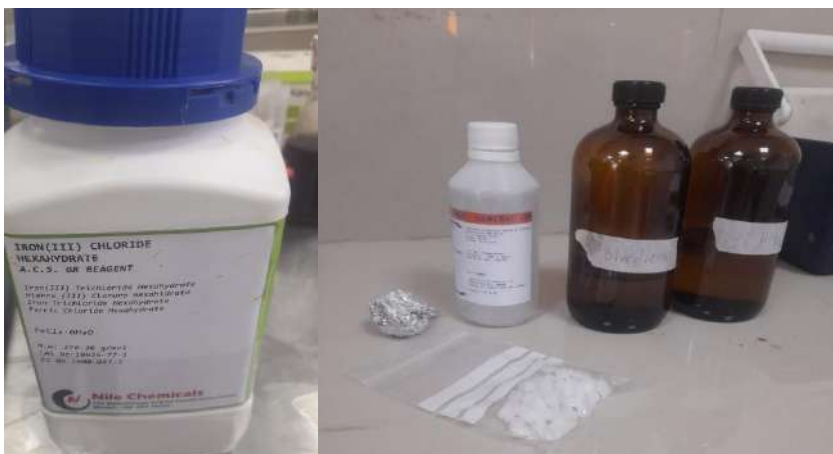


Figura 31

Muestreo de suelo en la comunidad Paxa – Tiquillaca

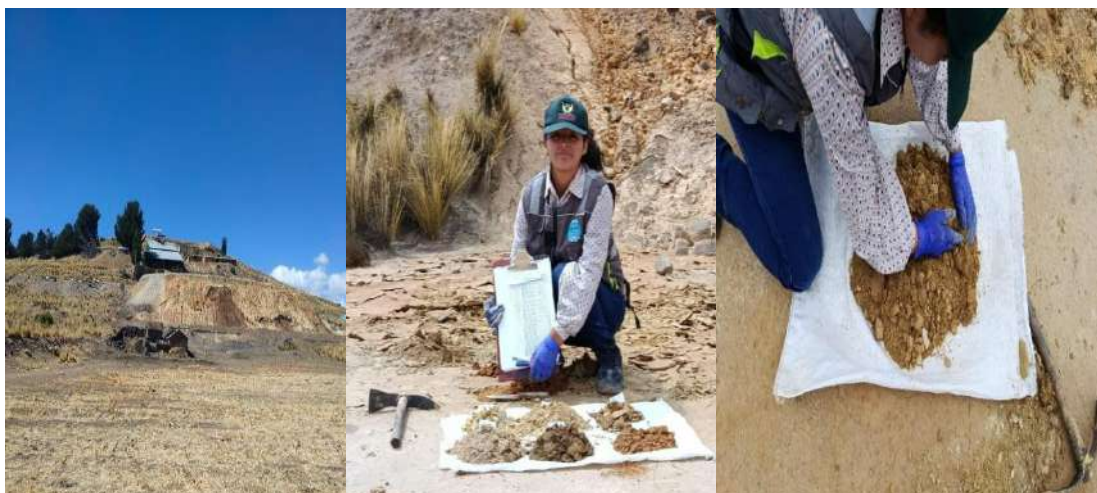


Figura 32

Obtención de muestra de suelo para su análisis



Figura 33

Tamizaje de tamaño de partícula de suelo de acuerdo con el diseño factorial



Figura 34

Determinación del plomo inicial del suelo de Tiquillaca



Figura 35

Agitación de los 27 tratamiento bajo diseño factorial de adsorción de plomo



Figura 36

Ejecución del diseño factorial de la investigación



Figura 37

Filtrado de los tratamientos para analizar en el AAS



Figura 38

Medición de turbiedad de los tratamientos



Figura 39

Conservación de la muestra para análisis de plomo en AAS



Figura 40

Determinación de concentraciones de plomo en AAS



Figura 41

Determinación del pH del suelo de Tiquillaca



Anexo II Informe de ensayo análisis XRD de las nZVI obtenidas con extracto de mashua



**LABORATORIO DE MEDIO AMBIENTE, INVESTIGACIÓN Y
SERVICIOS**

INFORME DE ENSAYO

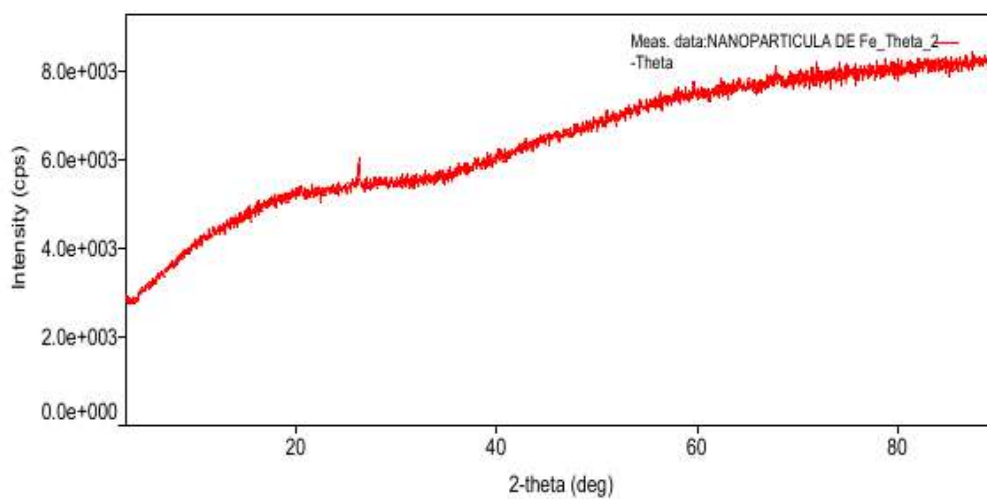
ANÁLISIS DIFRACCIÓN DE RAYOS X

Para: Susan Yapo Tapia

Aprobado por: Dra. Adriana Edith Larrea Valdivia

Analista: Lic. Silvia Milagros Soto Catasi

Informe de ensayo No: 349-25			
VERSIÓN	RECEPCIÓN DE MUESTRA	EJECUCIÓN DEL ANÁLISIS	EMISIÓN DE INFORME
1	02-Oct-2025	02-Oct-2025	03-Oct-2025
Descargo de Responsabilidad: Los resultados de los ensayos pertenecen solo a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con Normas del Producto o como certificado del Sistema de Calidad de la entidad que lo produce.			

5. DIFRACTOGRAMA DE LA MUESTRA


Lic. Osmar Adriano Lamea Veloso
C.Q.P.479

Anexo III Informe de ensayo de análisis Folin Ciocalteu y FTIR en el extracto y en las nanopartículas biosintetizadas



**SISTEMA DE SERVICIOS Y ANÁLISIS QUÍMICOS
S.A.C.**

**INFORME DE ENSAYO
IE-2025-4119**

1. DATOS DEL CLIENTE

1.1 Cliente : SUSAN YAPO TAPIA
1.2 RUC o DNI : 73814236
1.3 Dirección : PUNO

2. DATOS DE LA MUESTRA

2.1 Producto : EXTRACTO VEGETAL / NANOPARTÍCULA
2.2 Muestreado por : CLIENTE ^(c)
2.3 Número de Muestras : 02
2.4 Fecha de Recepción : 2025-10-06
2.5 Período de Ensayo : 2025-10-06 al 2025-10-16
2.6 Fecha de Emisión : 2025-10-16
2.7 Fecha y Hora de Muestreo : No Precisa
2.8 N° de cotización : COT-163180-SL25

3. ENSAYO SOLICITADO - METODOLOGÍA UTILIZADA

ENSAYO	MÉTODO
Caracterización de materiales por Análisis de Espectroscopia Infrarroja FTIR-ATR	ASTM E1252 Práctica estándar para técnicas generales de obtención de espectros infrarrojos para análisis cualitativo
Determinación de Fenoles Totales	Espectrofotometría UV Visible Folin-Ciocalteu

4. RESULTADOS

4.1. DESCRIPCIÓN DE MUESTRA:

Código de Muestra	Descripción de Muestras
S-5535	Extracto vegetal de Mashua negra ^(c)
S-5536	Biosíntesis de nanopartícula ^(c)

DIEGO HERNÁNDO JARAMAT D'ARRIGO
QUÍMICO
CQP. 1337

ANEXO N° 0512 - 2025

EL PRESENTE ANEXO ES EMITIDO POR SISTEMA DE SERVICIOS Y ANÁLISIS QUÍMICOS SAC QUIEN ASEGURA HABER ANALIZADO LA MUESTRA PROPORCIONADA POR NUESTRO CLIENTE A QUIEN SE IDENTIFICA POSTERIORMENTE.

Informe de Ensayo IE-2025-4119

1. DATOS DEL CLIENTE

- 1.1 Cliente : SUSAN YAPO TAPIA
1.2 RUC o DNI : 73814236
1.3 Dirección : PUNO

2. DATOS DE LA MUESTRA

- 2.1 Producto : EXTRACTO VEGETAL / NANOPARTÍCULA
2.2 Muestreado por : CLIENTE ^(c)
2.3 Número de Muestras : 02
2.4 Fecha de Recepción : 2025-10-06
2.5 Periodo de Ensayo : 2025-10-06 al 2025-10-16
2.6 Fecha de Emisión : 2025-10-16
2.7 Fecha y Hora de Muestreo : No Precisa
2.8 N° de Cotización : COT-163180-SL25

3. INFORMACIÓN ADICIONAL**3.1. DESCRIPCIÓN DE MUESTRA**

Código de Muestra	Descripción de Muestra
S-5535	Extracto vegetal de Mashua negra ^(c)
S-5536	Biosíntesis de nanopartícula ^(c)

- Sin la aprobación del laboratorio Sistema de Servicios y Análisis Químicos S.A.C. no se debe reproducir el informe de ensayo parcial, excepto cuando se reproduce en su totalidad.
- Los resultados de los ensayos se aplican a la muestra cómo se recibió y no se deben usar como una declaración de conformidad con una especificación o normas de productos de la entidad que lo produce.
- El laboratorio no es responsable de la información que ha sido identificada como suministrada por el cliente.
- Los resultados se relacionan solamente con los ítems sometidos a ensayo.
- Este laboratorio está acreditado de acuerdo con la norma internacional reconocida ISO / IEC 17025. Esta acreditación demuestra la competencia técnica para un alcance definido y el funcionamiento de un sistema de gestión de calidad de laboratorio.

Anexo IV Informe del ensayo SEM -UNSA

 CENTRO DE MICROSCOPÍA ELECTRÓNICA	INFORME DE RESULTADOS N° 086- 2025-CME-UNSA	Código:	IR-MEB-073-25
		Fecha:	27/10/2025
		Versión:	1.1
		Página:	1 de 1

A:	Susan Margareth Yapo Tapia	N° de Servicio:	073
De:	Dra. Daisy Margarita Gonzalez Diaz	N° boleta / factura:	B004-00187240
Asunto:	Caracterización morfológica	Cod. de muestra:	415-MEB-2025

Tipo/ Muestra	Nanopartículas de Fe 0 valente	N° Muestras:	1
Equipo:	Microscopio Electrónico de Barrido, modelo Scios 2 Dual Beam, marca Thermo Scientific	Horas/ Trabajo:	0.5

Descripción de la muestra:

RECEPCIÓN DE MUESTRA: Se recepción 1 muestra (partículas finas) para analizar las características morfológicas, el material que se analizara son partículas finas de distintos diámetros (no se tuvo documentación de referencia entregada virtualmente).

Preparación de la muestra:

PREPARACIÓN DE MUESTRA: Se procedió a habilitar Stup de aluminio (soporte) recubriéndolos con una cinta doble cara de carbono para fijar la muestra, luego se agregó la muestra que se analizara en la cinta de carbono del stup y finalmente la muestra soportada en el stup se expuso al flujo de aire comprimido para expulsar todas las partículas que no se adhirieron a la cinta de carbono.

Análisis:

Se realizó el análisis morfológico, contraste Z y químico elemental en el microscopio electrónico de barrido del Centro de Microscopía Electrónica de la UNSA.

- **ANÁLISIS MORFOLÓGICO:** se realizó el ensayo con el detector ETD, a una distancia de trabajo de 28-33mm, el análisis se realizó a 30.00 Kv, las magnificaciones de realizaron de 150x – 100 000x según el interés del cliente, para mayor información revisar las micrografías.

Conclusiones:

El análisis se realizó el 07 de octubre del 2025. Durante el análisis de la muestra, se obtuvo: 13 micrografías. Link: <https://drive.google.com/drive/folders/1nxu9C6GnmkIBkOM4mIFvVB187FCXhZjr?usp=sharing>
 La data recolectada durante el análisis fue extraída y almacenada en una carpeta drive propia del CME, el link será enviado por correo junto con este doc. (la data se eliminará dentro de 1 mes debido a espacio de la nube)

Realizado por:	Ing. Antonio Irvin Laura Quispe
Revisado por:	Dra. Daisy Margarita Gonzalez Diaz



Dra. Daisy Margarita Gonzalez Diaz
 Directora Centro de Microscopía Electrónica

- Todo el proceso ha sido realizado con los estándares de calidad lo que asegura la correcta emisión de resultados.
 - Su información será manejada correctamente de acuerdo a la confidencialidad.
 - Los resultados y muestras serán almacenados un plazo de 2 meses máximo.
 El original de este documento se encuentra en los archivos del CME, por lo que el adecuado o mal uso del mismo, es responsabilidad del cliente.

Anexo V *Resultados de adsorción de nZVI bajo diseño factorial más sus replicas*

Tabla 10

Resultados de adsorción de nZVI bajo diseño factorial más sus replicas

Resultado del diseño Factorial y sus replicas					
Nº	Tamaño de suelo (µm)	Concentración de nZVI (g)	Concentración inicial del plomo mg/L	Concentración final del plomo mg/L	Porcentaje de adsorción
T1	250	0.01	14.33	0.8054	94.3796
T2	250	0.02	14.33	0.2436	98.3001
T3	250	0.03	14.33	0.2994	97.9107
T4	125	0.01	15.82	0.8447	94.6606
T5	125	0.02	15.82	0.2531	98.4001
T6	125	0.03	15.82	0.0717	99.5468
T7	63	0.01	17.03	0.6643	96.0992
T8	63	0.02	17.03	0.2712	98.4075
T9	63	0.03	17.03	0.0521	99.6941
T1	250	0.01	14.33	0.7185	94.9860
T2	250	0.02	14.33	0.5922	95.8674
T3	250	0.03	14.33	0.2803	98.0440
T4	125	0.01	15.82	0.803	94.9241
T5	125	0.02	15.82	0.7487	95.2674
T6	125	0.03	15.82	0.1654	98.9545
T7	63	0.01	17.03	0.5709	96.6477
T8	63	0.02	17.03	0.3377	98.0170
T9	63	0.03	17.03	0.0676	99.6031
T1	250	0.01	14.33	0.7195	94.9791
T2	250	0.02	14.33	0.5511	96.1542
T3	250	0.03	14.33	0.4017	97.1968
T4	125	0.01	15.82	0.7694	95.1365
T5	125	0.02	15.82	0.4749	96.9981
T6	125	0.03	15.82	0.2319	98.5341
T7	63	0.01	17.03	0.6894	95.9518
T8	63	0.02	17.03	0.0637	99.6260

T9	63	0.03	17.03	0.1615	99.0517
----	----	------	-------	--------	---------

Anexo VI Estadística de la investigación

Verificación de los supuestos del modelo estadístico (ANOVA)

La prueba de Shapiro-Wilk aplicada a los residuales del modelo arrojó un valor de $p = 0.2319$ ($p > 0.05$), indicando que los datos siguen una distribución normal. Asimismo, la prueba de Levene mostró un valor de $p = 0.5840$ ($p > 0.05$), lo que confirma la homogeneidad de varianzas entre los grupos evaluados. Estos resultados validan el uso del ANOVA bifactorial, asegurando la confiabilidad y robustez de los análisis estadísticos realizados.

Diagnóstico de residuales:

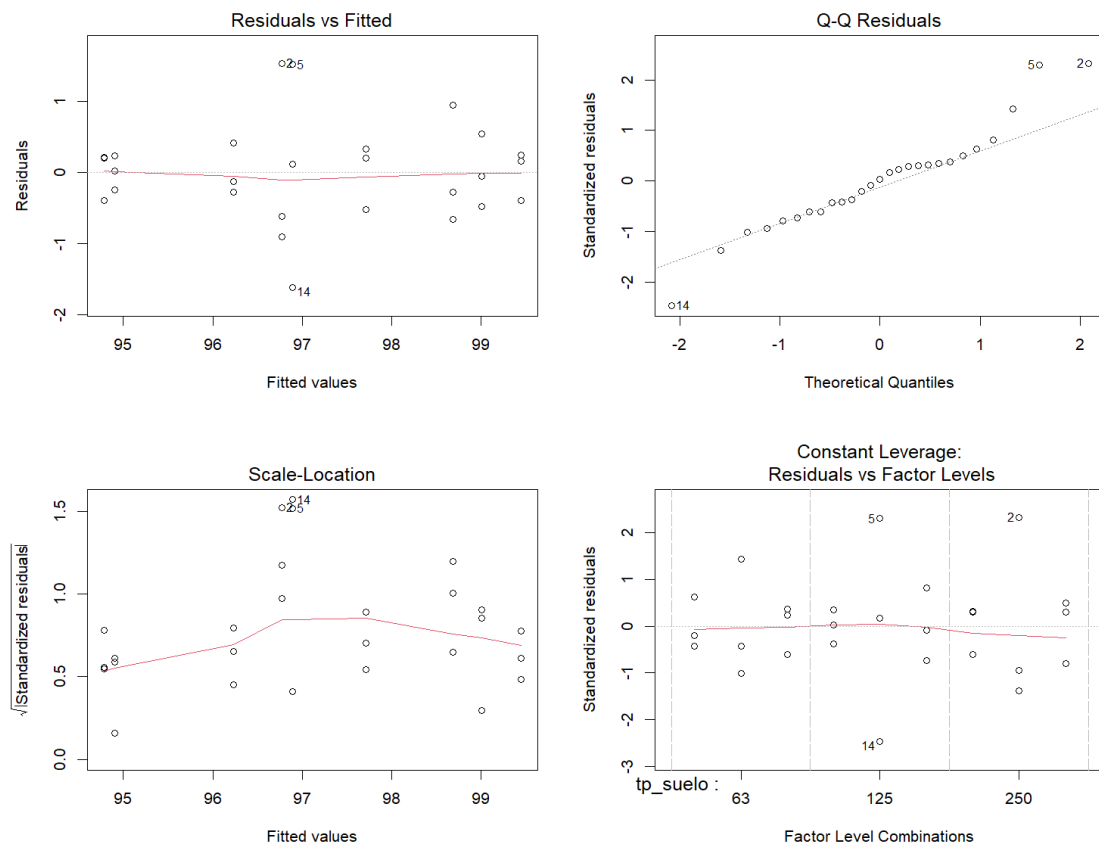


Tabla 11

Tukey interacción de todos los factores

Contrast	Estimate	Se	Df	T.Ratio	P.Value
tp_suelo63 c_nfe0.01 - tp_suelo125 c_nfe0.01	1.326	0.657	18	2.017	0.5516
tp_suelo63 c_nfe0.01 - tp_suelo250 c_nfe0.01	1.451	0.657	18	2.208	0.4405

tp_suelo63 c_nfe0.01 - tp_suelo63 c_nfe0.02	-2.451	0.657	18	-3.728	0.0321
tp_suelo63 c_nfe0.01 - tp_suelo125 c_nfe0.02	-0.656	0.657	18	-0.997	0.9813
tp_suelo63 c_nfe0.01 - tp_suelo250 c_nfe0.02	-0.541	0.657	18	-0.823	0.9945
tp_suelo63 c_nfe0.01 - tp_suelo63 c_nfe0.03	-3.217	0.657	18	-4.893	0.0029
tp_suelo63 c_nfe0.01 - tp_suelo125 c_nfe0.03	-2.779	0.657	18	-4.227	0.0116
tp_suelo63 c_nfe0.01 - tp_suelo250 c_nfe0.03	-1.484	0.657	18	-2.258	0.4130
tp_suelo125 c_nfe0.01 - tp_suelo250 c_nfe0.01	0.126	0.657	18	0.191	1.0000
tp_suelo125 c_nfe0.01 - tp_suelo63 c_nfe0.02	-3.776	0.657	18	-5.745	0.0005
tp_suelo125 c_nfe0.01 - tp_suelo125 c_nfe0.02	-1.981	0.657	18	-3.014	0.1255
tp_suelo125 c_nfe0.01 - tp_suelo250 c_nfe0.02	-1.867	0.657	18	-2.84	0.1702
tp_suelo125 c_nfe0.01 - tp_suelo63 c_nfe0.03	-4.543	0.657	18	-6.91	0.0001
tp_suelo125 c_nfe0.01 - tp_suelo125 c_nfe0.03	-4.105	0.657	18	-6.244	0.0002
tp_suelo125 c_nfe0.01 - tp_suelo250 c_nfe0.03	-2.81	0.657	18	-4.275	0.0105
tp_suelo250 c_nfe0.01 - tp_suelo63 c_nfe0.02	-3.902	0.657	18	-5.936	0.0003
tp_suelo250 c_nfe0.01 - tp_suelo125 c_nfe0.02	-2.107	0.657	18	-3.205	0.0885
tp_suelo250 c_nfe0.01 - tp_suelo250 c_nfe0.02	-1.992	0.657	18	-3.031	0.1218
tp_suelo250 c_nfe0.01 - tp_suelo63 c_nfe0.03	-4.668	0.657	18	-7.101	<.0001
tp_suelo250 c_nfe0.01 - tp_suelo125 c_nfe0.03	-4.23	0.657	18	-6.435	0.0001
tp_suelo250 c_nfe0.01 - tp_suelo250 c_nfe0.03	-2.936	0.657	18	-4.466	0.0071
tp_suelo63 c_nfe0.02 - tp_suelo125 c_nfe0.02	1.795	0.657	18	2.73	0.2045
tp_suelo63 c_nfe0.02 - tp_suelo250 c_nfe0.02	1.91	0.657	18	2.905	0.1522
tp_suelo63 c_nfe0.02 - tp_suelo63 c_nfe0.03	-0.766	0.657	18	-1.165	0.9542
tp_suelo63 c_nfe0.02 - tp_suelo125 c_nfe0.03	-0.328	0.657	18	-0.499	0.9998
tp_suelo63 c_nfe0.02 - tp_suelo250 c_nfe0.03	0.966	0.657	18	1.47	0.8551
tp_suelo125 c_nfe0.02 - tp_suelo250 c_nfe0.02	0.115	0.657	18	0.174	1.0000
tp_suelo125 c_nfe0.02 - tp_suelo63 c_nfe0.03	-2.561	0.657	18	-3.896	0.0229
tp_suelo125 c_nfe0.02 - tp_suelo125 c_nfe0.03	-2.123	0.657	18	-3.23	0.0845
tp_suelo125 c_nfe0.02 - tp_suelo250 c_nfe0.03	-0.829	0.657	18	-1.261	0.9305
tp_suelo250 c_nfe0.02 - tp_suelo63 c_nfe0.03	-2.676	0.657	18	-4.07	0.0160
tp_suelo250 c_nfe0.02 - tp_suelo125 c_nfe0.03	-2.238	0.657	18	-3.404	0.0607
tp_suelo250 c_nfe0.02 - tp_suelo250 c_nfe0.03	-0.943	0.657	18	-1.435	0.8699
tp_suelo63 c_nfe0.03 - tp_suelo125 c_nfe0.03	0.438	0.657	18	0.666	0.9987
tp_suelo63 c_nfe0.03 - tp_suelo250 c_nfe0.03	1.732	0.657	18	2.635	0.2384
tp_suelo125 c_nfe0.03 - tp_suelo250 c_nfe0.03	1.295	0.657	18	1.969	0.5802

UW