Universidad Nacional Mayor de San Marcos
Universidad del Perú. Decana de América

Dirección General de Estudios de Posgrado
Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica
Unidad de Posgrado

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados, distrito de Luyando - Perú 2021

TESIS

Para optar el Grado Académico de Doctor en Ciencias Ambientales

AUTOR

Jose Victor QUIROZ RAMIREZ

ASESOR

Dr. Jorge Leonardo JAVE NAKAYO

Lima, Perú

2026



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Quiroz, J. (2026). *Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados, distrito de Luyando - Perú 2021*. [Tesis de doctorado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Unidad de Posgrado]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Metadatos complementarios

Datos de autor	
Nombres y apellidos	Jose Victor Quiroz Ramirez
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	41735860
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0003-3217-2045
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	Jorge Leonardo Jave Nakayo
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	01066653
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0003-3536-881X
Datos del jurado	
Presidente del jurado	
Nombres y apellidos	Enrique Guadalupe Gómez
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	09191995
Miembro del jurado 1	
Nombres y apellidos	Francisco Alejandro Alcántara Boza
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	27074721
Miembro del jurado 2	
Nombres y apellidos	Jorge Luis López Bulnes
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	08153969
Datos de investigación	
Línea de investigación	C.0.1.8. Geoquímica

Grupo de investigación	No aplica.
Agencia de financiamiento	Sin financiamiento.
Ubicación geográfica de la investigación	País: Perú Departamento: Huánuco Provincia: Leoncio Prado Distrito: Luyando Latitud: -9.1962396 Longitud: -75.9736245
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2021 - 2025
URL de disciplinas OCDE	Ingeniería ambiental, Geociencias: https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#2.07.01 Ciencias del suelo: https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#4.01.04 Ciencias ambientales: https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#5.07.01

UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)
FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA, MINERA, METALÚRGICA Y GEOGRÁFICA
UNIDAD DE POSGRADO

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

SUSTENTACIÓN PÚBLICA

En la Universidad Nacional Mayor de San Marcos - Lima, a los seis días del mes de mayo del año dos mil veintiséis, siendo las once horas, se reúnen los suscritos Miembros del Jurado Examinador de Tesis, nombrado mediante Dictamen Nº 000248-2026-UPG-VDIP-FIGMMG/UNMSM del 04 de mayo del 2026, con la finalidad de evaluar la sustentación oral de la siguiente tesis:

TÍTULO

«VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL SUELO POR PRESENCIA Y BIODISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS, DISTRITO DE LUYANDO - PERÚ 2021»

Presentado por el Mg. **JOSE VICTOR QUIROZ RAMIREZ**, para optar el **GRADO ACADÉMICO DE DOCTOR** en **CIENCIAS AMBIENTALES.**

El Secretario del Jurado Examinador de la Tesis, analiza el expediente Nº 06488/FIGMMG, de fecha 31 de julio del 2019, en el marco legal y Estatutario de la Ley Universitaria, acreditando que tiene todos los documentos y que cumplió con las etapas del trámite según el «Reglamento General de Estudios de Posgrado», aprobado con Resolución Rectoral Nº 04790-R-18 del 08 de agosto del 2018.

Luego de la Sustentación, se procede con la calificación de la Tesis, de acuerdo al procedimiento respectivo y se registra en el acta correspondiente de conformidad al Art. 72 del precitado Reglamento, correspondiéndole al graduando la siguiente calificación:

Muy Bueno (17)

Habiendo sido aprobada la sustentación de la Tesis, el Presidente recomienda a la Facultad se le otorgue el **GRADO ACADÉMICO DE DOCTOR** en **CIENCIAS AMBIENTALES** al Mg. **JOSE VICTOR QUIROZ RAMIREZ.**

Siendo las 12:00 horas, se dio por concluido al acto académico.

DR. ENRIQUE GUADALUPE GÓMEZ
Presidente

DR. FRANCISCO ALEJANDRO ALCÁNTARA BOZA
secretario

DR. JORGE LUIS LÓPEZ BULNES
Miembro

DR. JORGE LEONARDO JAVE NAKAYO
Asesor

UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
Universidad del Perú, Decana de América

Anexo 1
CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo, DR. JORGE LEONARDO JAVE NAKAYO en mi condición de asesor acreditado con el Dictamen de la **UPG** N° 000183-2021-UPG-VDIP-FIGMMG/UNMSM **de la tesis**, cuyo título es **«VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL SUELO POR PRESENCIA Y BIODISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS, DISTRITO DE LUYANDO - PERÚ 2021»,** presentado por el **magíster** JOSE VICTOR QUIROZ RAMIREZ, para optar el grado académico de DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES, **CERTIFICO** que se ha cumplido con lo establecido en la Directiva de Originalidad y de Similitud de Trabajos Académicos, de Investigación y Producción Intelectual. Según la revisión, análisis y evaluación mediante la plataforma PIDS, el documento evaluado cuenta con el **15%** de similitud, nivel **PERMITIDO** para continuar con los trámites correspondientes y para su **publicación en el repositorio institucional.**

Se emite el presente certificado en cumplimiento de lo establecido en las normas vigentes, como uno de los requisitos para la obtención del grado académico de DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES.

Lima, 09 de Junio de 2026

Firma del Asesor _____

Nombres y Apellidos del asesor: Jorge Leonardo Jave Nakayo

DNI: 01066653

* Según corresponda: bachiller, magíster, doctor; título profesional o título de segunda especialidad

La vigencia del presente certificado corresponde a un período de noventa (90) días desde la fecha de su emisión; siempre que no haya observaciones en el texto durante el proceso de revisión por el jurado informante o surja alguna contingencia.

DEDICATORIA

Este logro se lo dedico a Dios, y a mi Familia.

Son el motor que guía mis pasos.

A mis Padres; José y Yolanda; por ellos existo.

A mi esposa Juli, e hijos: Cristina, Josvic e Isabella;

por todo el amor que me dan, y su comprensión

por los tiempos que me aleje de ellos.

A mis hermanos; Bettina, Peter y Zoila,

por sus ánimos y apoyo incondicional.

Gracias.

“No olvidemos vivir una vida con propósito,

con valores, y con la conciencia de que nuestras acciones

tienen un peso que alcanza a resonar en el tiempo”

Atte. José Victor Quiroz Ramirez

AGRADECIMIENTOS.

- A la Universidad Nacional Mayor de San Marcos; en especial a las autoridades y plana docente de la Unidad de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, que contribuyeron en mi formación profesional.

- A la Universidad Nacional Agraria de la Selva; en especial a las autoridades Académicas, por el apoyo brindado para poder concluir esta Tesis.

- A los miembros del jurado informante y examinador Dr. Francisco Alejandro Alcántara Boza, Dr. Eric Rendón Schneir, Dr. Enrique Guadalupe Gómez y Dr. Jorge Luis López Bulnes; por sus acertadas recomendaciones, y en especial a mi asesor Dr. Jorge Leonardo Jave Nakayo, a ustedes gracias por sus valiosas orientaciones para la culminación de esta tesis.

- Un agradecimiento al INGEMMET, y personal técnico de la dirección de laboratorios, por el apoyo brindado para el análisis de suelos en cumplimiento de la Cooperación Institucional con la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, agradecimientos al Ingeniero Luis Enrique Vargas Rodríguez, por su aporte especifico en el análisis geoestadístico, y a los Licenciados Químicos Jose Luis Abad Lévano y Mayra Mogrovejo Román por el apoyo en la gestión y ejecución de los análisis de suelos.

- Agradecimientos al Dr. Jorge Eduardo Chira Fernández, por su apoyo en la gestión para lograr los análisis de suelos.

- Agradecimientos al Ingeniero MSc. Leodan Toribio Dueñas, por su apoyo en la generación de mapas de suelos.

- A todas las personas que de alguna u otra manera aportaron en el logro de esta investigación, y me dieron su invaluable apoyo, para lograr concluir esta investigación, y poder obtener este grado académico, colegas, amigos, especialmente a mis alumnos de la Universidad Nacional Agraria de la Selva.

  Gracias.

ÍNDICE GENERAL

Lista de cuadros

Lista de figuras

Resumen

Abstract

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN 1

1.1. Situación problemática. 1

1.2. Formulación del problema. 2

1.2.1. Problema general. 2

1.2.2. Problemas específicos. 2

1.3. Justificación. 3

1.3.1. Justificación teórica. 3

1.3.2. Justificación práctica. 3

1.4. Objetivo. 4

1.4.1. Objetivo general. 4

1.4.2. Objetivos específicos. 4

1.5. Hipótesis de investigación. 5

1.5.1. Hipótesis general. 5

1.5.2. Hipótesis específicas. 5

1.5.3. Matriz de consistencia. 6

CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO 9

2.1. Marco Filosófico o Epistemológico de la investigación. 9

2.2. Antecedentes de la investigación. 13

2.2.1. Antecedentes internacionales. 13

2.2.2. Antecedentes nacionales. 17

2.3. Bases teóricas. 22
2.3.1. El suelo como sistema vivo. 22
2.3.2. Contaminación del suelo. 23
2.3.3. Metales pesados como agentes de contaminación. 24
2.3.3.1. Fuentes contaminantes de suelos 25
2.3.3.2. El fondo geoquímico 27
2.3.3.3. Influencia antrópica en la contaminación por metales pesados 29
2.3.3.4. Dinámica de los metales pesados en el suelo 32
2.3.3.5. La biodisponibilidad del metal pesado en el suelo. 33
2.3.3.6. Procesos que influyen sobre la biodisponibilidad. 35
2.3.3.7. Factores relacionados con la dinámica de metales pesados. 38
2.3.4. Calidad del suelo 42
2.3.4.1. Estándares de calidad ambiental para suelos. 43
2.3.4.2. Indicadores de la calidad del suelo. 44
2.3.5. La clasificación y valoración del suelo 45
2.3.5.1. Clasificación del suelo según su contaminación 45
2.3.5.2. Valoración de la calidad del suelo. 46
2.3.5.2.1. Umbrales de contaminación y/o valores de referencia 48
2.3.5.2.2. Valoración del riesgo de toxicidad 49
2.3.6. Marco legal 50
2.3.6.1. Normativa nacional. 50
2.3.6.2. Normativa internacional. 51
2.4. Marco conceptual. 51
2.4.1. Contaminación del suelo por metales. 51
2.4.2. Clasificación y valoración del suelo. 53
2.4.3. Características de los metales pesados en estudio. 59
2.4.3.1. Arsénico. 59

2.4.3.2. Cobre..... 60
2.4.3.3. Cadmio..... 61
2.4.3.4. Plomo..... 61
2.4.3.5. Zinc..... 62
2.4.3.6. Cobalto..... 63
2.4.3.7. Mercurio..... 63
2.4.3.8. Molibdeno..... 64
2.4.3.9. Níquel..... 65
2.4.3.10. Cromo..... 65
2.4.3.11. Estroncio..... 66
2.4.3.12. Manganeso..... 67
2.4.3.13. Zirconio..... 68
2.4.3.14. Bario..... 69
2.4.3.15. Titanio..... 70
2.4.3.16. Hierro..... 71
2.4.4. Aspectos del metal pesado que influyen en su toxicidad y biodisponibilidad..... 72
2.4.4.1. Constante de solubilidad (ks)..... 72
2.4.4.2. Estado de oxidación..... 72
2.4.4.3. Especiación..... 72
2.4.5. Extracción de metales pesados..... 73
CAPÍTULO III. METODOLOGÍA..... 75
3.1. Generalidades del área en estudio..... 75
3.1.1. Ubicación y acceso al área en estudio..... 75
3.1.2. Hidrografía..... 76
3.1.3. Clima y ecología..... 77
3.1.4. Vegetación y uso de suelos..... 77

3.1.5. Fisiografía. 77
3.1.6. Unidades geomorfológicas. 78
3.1.7. Marco geológico. 78
3.2. Tipo y diseño de investigación. 79
3.2.1. Tipo de investigación. 79
3.2.2. Diseño experimental. 79
3.3. Variables de investigación. 80
3.3.1. Variables independientes. 80
3.3.2. Variable dependiente. 80
3.3.3. Matriz operacionalización de variables. 81
3.4. Unidad de análisis. 85
3.5. Población y muestra. 85
3.5.1. Población de estudio. 85
3.5.2. Muestra. 85
3.5.3. Selección de la muestra. 85
3.6. Técnicas de recolección de datos. 86
3.6.1. Características de la muestra de experimentación. 86
3.6.2. Equipos e instrumentos. 87
3.6.3. Procedimientos de recolección de datos. 88
3.6.3.1. Delimitación del área de estudio. 88
3.6.3.2. Obtención de datos en la investigación. 88
3.6.3.2.1. Caracterización del suelo. 88
3.6.3.2.2. Análisis de muestras (contenidos de metales pesados en suelo). 91
3.6.3.2.3. Determinación de valores de referencia del suelo en estudio. 91
3.6.3.2.4. Clasificación en base al grado de contaminación. 93
3.6.3.3. Evaluación de la contaminación del suelo en estudio. 93
3.6.3.4. Valoración de la calidad del suelo. 94

3.6.3.5. Evaluación estadística de las propiedades fisicoquímicas y metales pesados en los suelos. 94
3.7. Métodos analíticos. 95
3.7.1. Análisis físico. 95
3.7.1.1. Determinación de la clase textural. 95
3.7.2. Análisis químico. 96
3.7.2.1. Determinación del pH. 96
3.7.2.2. Determinación de la materia orgánica. 96
3.7.2.3. Determinación de carbonatos y la CIC. 96
3.7.2.4. Determinación del contenido total de los metales pesados. 96
3.8. Instrumentos. 98
3.9. Técnicas analíticas de interpretación de datos. 99
CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 101
4.1. Análisis, interpretación y discusión de resultados. 101
4.1.1 Propiedades y correlaciones de parámetros fisicoquímicos con metales de los suelos en estudio del distrito de Luyando. 101
4.1.1.1. Propiedades y características de los suelos del distrito de Luyando. 101
4.1.1.2. Análisis estadístico general entre las propiedades y características de los suelos estudiados en Luyando. 145
4.1.2. Determinación y propuesta de los niveles de fondo y de referencia en los suelos del distrito de Luyando. 156
4.1.2.1. Determinación de niveles de fondo por métodos estadísticos descriptivos. 157
4.1.2.1.1. Relaciones estadísticas de los contenidos totales de metales pesados. 161
4.1.2.1.2. Niveles de fondo de metales pesados para los suelos del distrito de Luyando. 172
4.1.2.1.2.1. Niveles de fondo (NF) por métodos estadísticos descriptivos..... 172
4.1.2.1.2.2. Niveles de fondo (NF) por método de cálculo del UCL95..... 177

4.1.2.2. Determinación de valores de referencia (VR) de metales pesados por métodos estadísticos descriptivos. 180

4.1.2.3. Determinación de valores de referencia (VR) de metales pesados para suelos agrícolas y de bosque, utilizando el método de Ecuaciones Lineales. 182

4.1.2.3.1. Determinación de valores de referencia (VR) de metales pesados para los suelos agrícolas del distrito de Luyando. 182

4.1.2.3.1.1. Análisis de los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas. 182

4.1.2.3.1.2. Relaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas. 188

4.1.2.3.1.3. Niveles de fondo (NF) para suelos agrícolas. 192

4.1.2.3.1.4. Análisis estadísticos, relación entre metales y propiedades fisicoquímicas en el cálculo de valores de referencia para suelo agrícola. 196

4.1.2.3.1.5. Determinación de valores de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales. 212

4.1.2.3.1.5.1. Regresión lineal para los metales pesados. 212

4.1.2.3.1.5.2. Niveles de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales. 214

4.1.2.3.2. Determinación de valores de referencia (VR) de metales pesados para los suelos de bosque del distrito de Luyando. 221

4.1.2.3.2.1. Análisis de los contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque. 221

4.1.2.3.2.2. Relaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados en suelos de bosque. 227

4.1.2.3.2.3. Niveles de fondo (NF) para suelos de bosque. 231

4.1.2.3.2.4. Análisis estadísticos, relación entre metales y propiedades fisicoquímicas en el cálculo de valores de referencia para suelo de bosque. 235

4.1.2.3.2.5. Determinación de valores de referencia de metales pesados por el método de ecuaciones lineales. 247
4.1.2.3.2.5.1. Regresión lineal para los metales pesados. 247
4.1.2.3.2.5.2. Niveles de referencia de metales pesados por el método de ecuaciones lineales. 249
4.1.3. Clasificación y evaluación integral del riesgo de toxicidad por metales pesados en los suelos del distrito de Luyando. 252
4.1.3.1. Clasificación integral de los suelos según el grado de contaminación por metales pesados en el distrito de Luyando. 253
4.1.3.2. Valoración ambiental de los suelos de Luyando. 259
4.1.3.2.1. Valoración de la calidad de los suelos en el distrito de Luyando. .. 268
4.1.3.2.1.1. Evaluación de suelos superficiales en el distrito de Luyando. 269
4.1.3.2.1.2. Evaluación de suelos agrícolas en el distrito de Luyando. 282
4.1.3.2.1.3. Evaluación de suelos de bosque en el distrito de Luyando. 296
4.2. Prueba de hipótesis. 310
4.2.1. Hipótesis general. 310
4.2.2. Hipótesis específicas. 311
CONCLUSIONES 315
RECOMENDACIONES 316
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 318
ANEXOS. 334

LISTA DE CUADROS

Cuadro……..página

Cuadro 1. Minerales primarios como fuente de metales. 26
Cuadro 2. Minerales secundarios como fuente de metales. 27
Cuadro 3. Metales pesados de fuentes antrópicas. 27
Cuadro 4. Rocas ígneas y fondo geoquímico. 28
Cuadro 5. Rocas sedimentarias y fondo geoquímico. 29
Cuadro 6. Fuentes de contaminación por metales pesados en suelos europeos. 30
Cuadro 7. Concentración de metales pesados en guano o estiércol en Alemania. 30
Cuadro 8. Concentración de metales pesados en fertilizantes. 31
Cuadro 9. ECA para suelo. 43
Cuadro 10. Canadian Environmental Quality Guidelines for Soil. 43
Cuadro 11. Directivas de Kiely para clasificación de suelos contaminados. 54
Cuadro 12. Estándar holandés de evaluación de la contaminación de suelos. 54
Cuadro 13. Cálculo del Valor A de concentración de metales pesados en el suelo... 55
Cuadro 14. Concentración máxima permitida de metales pesados totales en suelos agrícolas. 56
Cuadro 15. Valores indicativos de contaminación del Gobierno Vasco. 57
Cuadro 16. Límite máximo de metales pesados en el suelo, según Ley Federal Alemana. 58
Cuadro 17. Límite valores naturales de metales para suelos en Perú. 58
Cuadro 18. Valores límite para considerar restauración de suelo. 59
Cuadro 19. Ubicación de puntos de muestreo del suelo agrícola en Luyando. 89
Cuadro 20. Ubicación de puntos de muestreo del suelo de bosque en Luyando. 90
Cuadro 21. Ensayos analíticos ejecutados a muestras de suelo. 97
Cuadro 22. Límites de detección (ug/g). 98
Cuadro 23. Valores de referencia para suelo agrícola en Perú. 98
Cuadro 24. Comparación de estándares de calidad ECA (Perú) y CCME (Canadá) para suelo de uso agrícola. 99
Cuadro 25. Óxidos y dióxidos en suelos. 102
Cuadro 26. Macroelementos en suelos. 113
Cuadro 27. Concentraciones medias de metales pesados. 118
Cuadro 28. Presencia de otros metales pesados. 118
Cuadro 29. Contenido promedio de MO, TOC y $CaC0_3$. 143

Cuadro 30. Prueba de normalidad de datos estudiados del suelo superficial. 146
Cuadro 31. Prueba de normalidad de datos estudiados del suelo profundo. 147
Cuadro 32. Análisis de componentes principales entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas en suelo superficial. 150
Cuadro 33. Análisis de componentes principales entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas en suelo profundo. 154
Cuadro 34. Concentraciones de metales pesados en suelo superficial agrícola y de bosque. 158
Cuadro 35. Concentraciones de metales pesados en suelo profundo agrícola y de bosque. 159
Cuadro 36. Correlaciones entre contenidos de metales pesados en suelos superficiales. 163
Cuadro 37. Correlaciones entre contenidos de metales pesados en suelos profundos. 164
Cuadro 38. Análisis de componentes principales de metales en suelos superficiales. 168
Cuadro 39. Análisis de componentes principales de metales en suelos profundos. 169
Cuadro 40. Estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados en suelos superficiales. 174
Cuadro 41. Estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados en suelos profundos. 174
Cuadro 42. Niveles de fondo de metales pesados en suelos superficiales. 175
Cuadro 43. Niveles de fondo de metales pesados en suelos profundos. 176
Cuadro 44. UCL95 (NF) para metales pesados en suelos de Luyando. 178
Cuadro 45. Niveles de fondo (NF) propuestos para suelos de Luyando. 179
Cuadro 46. Valores de referencia (VR) de metales pesados para suelos superficiales y profundos del distrito de Luyando obtenidos por métodos estadísticos descriptivos. 181
Cuadro 47. Contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas. 186
Cuadro 48. Prueba de normalidad de los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas. 188
Cuadro 49. Análisis correlacional de las concentraciones de metales pesados en suelos agrícolas. 190
Cuadro 50. Análisis de componentes principales de metales en suelos agrícolas. .. 191

Cuadro 51. Estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas. 193
Cuadro 52. Niveles de fondo (NF) de metales pesados en suelos agrícolas. 194
Cuadro 53. UCL95 (NF) para metales pesados en suelos agrícolas de Luyando. ... 195
Cuadro 54. Propuesta de niveles de fondo (NF) de metales pesados en suelos agrícolas de Luyando. 196
Cuadro 55. Estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos del suelo agricola. 197
Cuadro 56. Prueba de normalidad de los parámetros fisicoquímicos de suelo agrícola. 197
Cuadro 57. Correlaciones entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo agrícola. 208
Cuadro 58. Análisis de componentes principales entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos agrícolas. 210
Cuadro 59. Regresión lineal múltiple entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos agrícolas. 214
Cuadro 60. Rectas de regresión lineal simple entre contenidos de metales y las propiedades fisicoquímicas de suelos agrícolas. 216
Cuadro 61. Propuesta de niveles de referencia para los metales pesados estudiados en suelos agrícolas de Luyando. 218
Cuadro 62. Contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque. 222
Cuadro 63. Prueba de normalidad de los contenidos de metales pesados en suelos de bosque. 226
Cuadro 64. Análisis correlacional de las concentraciones de metales pesados en suelos de bosque. 229
Cuadro 65. Análisis de componentes principales de metales en suelos de bosque.. 230
Cuadro 66. Estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados en suelos de bosque. 232
Cuadro 67. Niveles de fondo (NF) de metales pesados en suelos de bosque. 233
Cuadro 68. UCL95 (NF) para metales pesados en suelos de bosque de Luyando... 234
Cuadro 69. Propuesta de niveles de fondo (NF) de metales pesados en suelos de bosque de Luyando. 234
Cuadro 70. Estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos del suelo de bosque. 235

Cuadro 71. Prueba de normalidad de los parámetros fisicoquímicos del suelo de bosque. 236
Cuadro 72. Correlaciones entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo de bosque. 243
Cuadro 73. Análisis de componentes principales entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos de bosque. 245
Cuadro 74. Regresión lineal múltiple entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos de bosque. 248
Cuadro 75. Rectas de regresión lineal simple entre los contenidos totales de metales y diferentes propiedades fisicoquímicas de suelos de bosque. 248
Cuadro 76. Propuesta de niveles de referencia para los metales pesados estudiados en suelos de bosque de Luyando. 250
Cuadro 77. Características generales de las propiedades fisicoquímicas del suelo superficial. 253
Cuadro 78. Contenidos disponibles de metales en suelo agrícola y de bosque, muestreo nivel superficial de 0-30 cm. (n=24). 255
Cuadro 79. Contenidos medios de los metales en estudio, para los suelos superficiales de zonas agrícolas y de bosque en el distrito de Luyando (ppm). (n=24). 256
Cuadro 80. Clasificación de suelos según contaminación por contenido disponible de metales pesados para suelo superficial agrícola y de bosque. 257
Cuadro 81. Regresión lineal múltiple entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos superficiales de Luyando. 261
Cuadro 82 Rectas de regresión lineal simple entre los contenidos de metales y las propiedades fisicoquímicas de suelos superficiales de Luyando. 263
Cuadro 83. Cálculo de valores de referencia (VR) de metales pesados en suelos superficiales de Luyando. 264
Cuadro 84. VIE para suelos superficiales en el distrito de Luyando. 266
Cuadro 85. VIE para suelos agrícolas en el distrito de Luyando. 267
Cuadro 86. VIE para suelos de bosque en el distrito de Luyando. 268
Cuadro 87. Valoración de la calidad del suelo superficial de Luyando. 270
Cuadro 88. Valoración de la calidad de suelos agrícolas de Luyando. 283
Cuadro 89. Valoración de la calidad de los suelos de bosque de Luyando. 297

LISTA DE FIGURAS

Figura……**página**

Figura 1. Dinámica de metales en el suelo. 32
Figura 2. Ubicación provincial 75
Figura 3. Ubicación distrital 76
Figura 4. Representación de una población con distribución normal 92
Figura 5. Al_2O_3 en suelo superficial. 103
Figura 6. Al_2O_3 en suelo profundo. 103
Figura 7. CaO en suelo superficial. 104
Figura 8. CaO en suelo profundo. 104
Figura 9. Fe_2O_3 en suelo superficial. 105
Figura 10. Fe_2O_3 en suelo profundo. 105
Figura 11. K_2O en suelo superficial. 106
Figura 12. K_2O en suelo profundo. 106
Figura 13. MgO en suelo superficial. 107
Figura 14. MgO en suelo profundo. 107
Figura 15. MnO en suelo superficial. 108
Figura 16. MnO en suelo profundo. 108
Figura 17. Na_2O en suelo superficial. 109
Figura 18. Na_2O en suelo profundo. 109
Figura 19. P_2O_5 en suelo superficial. 110
Figura 20. P_2O_5 en suelo profundo. 110
Figura 21. SiO_2 en suelo superficial. 111
Figura 22. SiO_2 en suelo profundo. 111
Figura 23. TiO_2 en suelo superficial. 112
Figura 24. TiO_2 en suelo profundo. 112
Figura 25. Ca en suelo superficial. 113
Figura 26. Ca en suelo profundo. 113
Figura 27. K en suelo superficial. 114
Figura 28. K en suelo profundo 114
Figura 29. Mg en suelo superficial. 115
Figura 30. Mg en suelo profundo. 115
Figura 31. Na en suelo superficial 116

Figura 32. Na en suelo profundo. 116
Figura 33. P en suelo superficial. 117
Figura 34. P en suelo profundo. 117
Figura 35. As en suelo superficial. 119
Figura 36. As en suelo profundo. 119
Figura 37. Cd en suelo superficial. 120
Figura 38. Cd en suelo profundo. 120
Figura 39. Pb en suelo superficial. 121
Figura 40. Pb en suelo profundo. 121
Figura 41. Hg en suelo superficial. 122
Figura 42. Hg en suelo profundo. 122
Figura 43. Ba en suelo superficial. 123
Figura 44. Ba en suelo profundo. 123
Figura 45. Cu en suelo superficial. 125
Figura 46. Cu en suelo profundo. 126
Figura 47. Zn en suelo superficial. 127
Figura 48. Zn en suelo profundo. 127
Figura 49. Co en suelo superficial. 128
Figura 50. Co en suelo profundo. 129
Figura 51. Mo en suelo superficial. 129
Figura 52. Mo en suelo profundo. 130
Figura 53. Ni en suelo superficial. 131
Figura 54. Ni en suelo profundo. 131
Figura 55. Cr en suelo superficial. 132
Figura 56. Cr en suelo profundo. 132
Figura 57. Sr en suelo superficial. 134
Figura 58. Sr en suelo profundo. 134
Figura 59. Mn en suelo superficial. 135
Figura 60. Mn en suelo profundo. 136
Figura 61. Zr en suelo superficial. 136
Figura 62. Zr en suelo profundo. 137
Figura 63. Ti en suelo superficial. 138
Figura 64. Ti en suelo profundo. 139
Figura 65. Fe en suelo superficial. 140

Figura 66. Fe en suelo profundo. 140
Figura 67. Contenido de materia orgánica (MO) en suelo superficial. 141
Figura 68. Contenido de materia orgánica (MO) en suelo profundo. 141
Figura 69. Carbono orgánico total (TOC) en suelo superficial. 142
Figura 70. Carbono orgánico total (TOC) en suelo profundo. 142
Figura 71. Carbonatos en suelo superficial. 144
Figura 72. Carbonatos en suelo profundo. 145
Figura 73. Análisis clúster de metales y parámetros fisicoquímicos de los suelos superficiales. 152
Figura 74. Análisis clúster de metales y parámetros fisicoquímicos de los suelos profundos. 155
Figura 75. Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados en suelos superficiales. 171
Figura 76. Análisis cluster de contenidos totales de metales pesados en suelos profundos. 172
Figura 77. Diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en suelos agrícolas. 185
Figura 78. Análisis clúster de contenidos de metales pesados en suelos agrícolas.. 192
Figura 79. Diagrama de caja de la población de datos del pH. 198
Figura 80. Histograma de la población de datos del pH. 198
Figura 81. Diagrama de caja de la población de datos de materia orgánica. 199
Figura 82. Histograma de la población de datos de materia orgánica. 199
Figura 83. Diagrama de caja de la población de datos de los $CaCO_3$ 200
Figura 84. Histograma de la población de datos de los $CaCO_3$. 200
Figura 85. Diagrama de caja de la población de datos de la CIC. 201
Figura 86. Histograma de la población de datos de la CIC 201
Figura 87. Diagramas de caja de la población de datos de las fracciones granulométricas. 202
Figura 88. Histogramas de la población de datos de las fracciones granulométricas. 203
Figura 89. Análisis clúster de contenidos totales de metales pesados y propiedades fisicoquímicas en suelos agrícolas. 212
Figura 90. Diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en suelos de bosque. 225

Figura 91. Análisis clúster de contenidos de metales pesados en suelos de bosque.231
Figura 92. Diagrama de caja de la población de datos del pH. 236
Figura 93. Histograma de la población de datos del pH. 236
Figura 94. Diagrama de caja de la población de datos de materia orgánica. 237
Figura 95. Histograma de la población de datos de materia orgánica. 237
Figura 96. Diagrama de caja de la población de datos de los $CaCO_3$. 238
Figura 97. Histograma de la población de datos de los $CaCO_3$ 238
Figura 98. Diagrama de caja de la población de datos de la CIC. 239
Figura 99. Histograma de la población de datos de la CIC. 239
Figura 100. Diagramas de caja de la población de datos de las fracciones granulométricas. 240
Figura 101. Histogramas de la población de datos de las fracciones granulométricas. 241
Figura 102. Análisis clúster de contenidos totales de metales pesados y propiedades fisicoquímicas en suelos de bosque. 247

RESUMEN

En esta investigación se realizó una valoración ambiental de suelos agrícolas y de bosque del distrito de Luyando, mediante el análisis de concentraciones de fondo y umbrales de referencia de elementos metálicos (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe); confrontados con los "ECA" estándares de calidad ambiental. Se tomaron 48 muestras de suelo mediante muestreo aleatorio simple, con análisis fisicoquímicos realizados a través de métodos ICP-OES e ICP-MS. Se aplicó un análisis estadístico multivariable para determinar correlaciones entre metales pesados y propiedades fisicoquímicas. Se identificaron áreas con concentraciones de metales que superan los ECA, destacando As, Cd y Pb, acordes a regulaciones nacionales, y Zn, Co, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ti y Fe en contraposición a normativas internacionales, lo cual representa un riesgo potencial para la calidad del suelo. Se calcularon niveles de fondo de metales pesados y se establecieron valores de referencia (VR). La clasificación de suelos mostró contaminación ligera por As, Pb, Zn, Mo, Mn, y moderada por Cd y Zn, con riesgo de toxicidad de leve a moderado, que a su vez representan impactos negativos sobre el suelo. La valoración busca promover la gestión sostenible del suelo y establecer valores de referencia para dieciséis elementos metálicos en suelos bajo aprovechamiento agrícola y suelos de bosque del distrito de Luyando, que no se encuentran debidamente contemplados en la legislación ambiental nacional, generando impactos sobre la calidad del suelo y la seguridad alimentaria. Además, la investigación contribuye a los objetivos de desarrollo sostenible de la agenda 2030.

Palabras clave: Valor de referencia, Elemento Traza, Contaminación del suelo, Riesgo, Toxicidad.

ABSTRACT

This research involved an environmental assessment of agricultural and forest soils in the Luyando district, through the analysis of background concentrations and reference thresholds for metallic and metalloid elements (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti, and Fe), compared against Environmental Quality Standards (ECA). A total of 48 soil samples were collected using simple random sampling, with physicochemical analyses conducted through ICP-OES and ICP-MS methods. A multivariable statistical analysis was applied to determine correlations between heavy metals and physicochemical properties. Areas with metal concentrations exceeding the ECA were identified, particularly highlighting As, Cd, and Pb, which are in accordance with national regulations, as well as Zn, Co, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ti, and Fe, which contradict international standards, representing a potential risk to soil quality. Background levels of heavy metals were calculated, and Reference Values (VR) were established. The soil classification indicated light contamination by As, Pb, Zn, Mo, and Mn, and moderate contamination by Cd and Zn, with a risk of toxicity ranging from low to moderate, which in turn represent negative impacts on the soil. The assessment aims to promote sustainable soil management and establish reference values for sixteen metallic elements in both agricultural and forest soils within the Luyando district—values that are not adequately addressed in national environmental legislation, thereby impacting soil quality and food safety. Additionally, the research contributes to the sustainable development goals of the 2030 agenda.

Keywords: Reference value, Trace Element, Soil contamination, Risk, Toxicity.

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

1.1. Situación problemática.

Hasta la fecha, en el Perú no se ha abordado de manera suficiente la magnitud efectiva de la degradación del suelo derivada de la presencia y la biodisponibilidad de metales pesados “elementos traza tóxicos”. Esta problemática ha sido descuidada, además de contar con una legislación ambiental deficiente con relación al suelo superficial y subsuperficial. Se enfatiza que dicha legislación es insuficiente y dispersa, variando notablemente según su ámbito de aplicación y la actividad antrópica. A pesar de que se han evidenciado y comprobado los graves efectos de esta contaminación tanto para la salud como para la ecología mundial, a través de numerosas investigaciones, es crucial subrayar su relación con la productividad agrícola y la seguridad alimentaria.

En el distrito de Luyando, el suelo se emplea para la agricultura y otras actividades productivas que generan efectos en el territorio local, por ende, en la región de la provincia, y estableciendo a nivel internacional, notablemente la producción de cacao y el grano de café, entre otros cultivos alimentarios. A partir de la información cualitativa ofrecida por la Dirección Regional de Agricultura de Huánuco (DRA, 2024) en su informe para Luyando, la campaña de cultivo 2023-2024 ha disminuido en comparación con la del 2019; esto involucró hectáreas cultivadas de productos básicos (cacao con 1,142 ha, café con 518 ha, plátano con 890.50 ha, maíz amarillo con 143 ha, etc.). Estos datos revelan que las tierras agrícolas están amenazadas por la degradación del suelo y la contaminación (Rodríguez et al., 2019), esto, a su vez, repercute en la productividad agrícola, en la calidad de los bienes obtenidos y en los servicios ecosistémicos que proporciona el suelo, considerando que el 95 % de la producción alimentaria mundial depende directamente de este recurso. (FAO y ITPS, 2015). Indudablemente, la degradación del suelo por contaminación compromete la seguridad alimentaria, ya que la presencia de concentraciones tóxicas de

contaminantes reduce el rendimiento agrícola y vuelve los cultivos inadecuados para el consumo humano. (Smith et al., 2024; FAO y ITPS, 2015).

Las autoridades e instituciones gubernamentales no han mostrado el interés necesario para solucionar la contaminación de los suelos, una problemática intensificada por acciones humanas que no cumplen con las normas de calidad ambiental vigentes en el país, particularmente en la zona bajo análisis. Esto afecta el recurso suelo, la salud humana y la economía del entorno. Por lo tanto, es necesario proponer un enfoque que permita acciones basadas en la valoración ambiental del suelo, con el fin de lograr una gestión sostenible que se alinee con los objetivos de desarrollo sostenible.

Dada la ausencia de investigaciones previas sobre la valoración del suelo en el distrito de Luyando, este estudio busca definir valores de referencia para los metales pesados “As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe” en los suelos analizados. Esto forma parte de una estrategia de gestión del recurso suelo, que permitirá evaluar y mitigar la contaminación, alineándose con los objetivos de desarrollo sostenible de la agenda 2030. Así, esta propuesta es fundamental para garantizar la integridad del suelo y la seguridad alimentaria de la población local, regional y nacional.

1.2. Formulación del problema.

1.2.1. Problema general.

¿De qué manera la evaluación de la condición del suelo, basada en la presencia y la disponibilidad biológica de elementos traza “metales pesados” (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe); coadyuvará a reforzar la gestión ambiental sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando?

1.2.2. Problemas específicos.

1. ¿Qué relaciones estadísticas existen entre los atributos fisicoquímicos y los contenidos de dieciséis elementos traza estudiados; en los suelos de Luyando?

2. ¿Cuáles son los niveles de fondo y los valores de referencia propuestos para cada metal pesado estudiado; y de qué forma estos parámetros pueden apoyar el manejo sostenible del recurso edáfico?

3. ¿ De qué manera se pueden clasificar los suelos del distrito de Luyando con base a su grado de afectación por la presencia de los metales pesados estudiados; y qué grados de toxicidad actuales y potenciales se derivan de la presencia y disponibilidad biológica de estos elementos en dichos suelos?

1.3. Justificación.

1.3.1. Justificación teórica.

Este estudio se planteó con el propósito de contribuir al entendimiento del estado y calidad del recurso suelo en el distrito de Luyando al valorarlo ambientalmente, tomando en cuenta que constituirá un punto de referencia para la investigación científica en los ámbitos local, regional y nacional; logrando integrar los hallazgos en una propuesta sistematizada de evaluación ambiental del suelo, centrada en la presencia y biodisponibilidad de los elementos traza potencialmente tóxicos.

1.3.2. Justificación práctica.

La investigación tuvo como objetivo analizar, categorizar y realizar una valoración ambiental del recurso suelo en el distrito de Luyando, lo que contribuirá significativamente al fortalecimiento del conocimiento científico en la ciencia del suelo, a niveles local, regional y nacional. Los hallazgos permitirán establecer valores de referencia adecuados, evaluando el grado de contaminación y el deterioro ambiental real y/o potencial de los suelos, basado en la concentración de los metales pesados (trazas), ya sea en forma disponible o biodisponible. Por lo que; determinar si un suelo está contaminado es complicado debido al origen de los metales y a la incompatibilidad de los valores de referencia de otros países (Saldaña, 2020; Brizuela y Jiménez, 2012). Esto se agrava al considerar diferentes metodologías en la recolección de datos (Sánchez Puentes, 2017), en Europa, se han utilizado metodologías como técnicas estadísticas y gráficas para establecer niveles de fondo y referencias específicas según las características del suelo (Saldaña, 2020; Quiroz, 2025; Rueda et al., 2011). Por lo tanto, en el distrito de Luyando, se debe considerar el desarrollo de metodologías que reflejen la variabilidad edáfica y las características fisicoquímicas del sector analizado, subrayando en todo momento que no es adecuado asignar un valor único de criterio de evaluación ambiental (ECA) para cada metal pesado presente en la diversidad de suelos del país. En la presente investigación se

adopta el término “elementos traza” para referirse a aquellos elementos químicos presentes en el suelo en concentraciones relativamente bajas, independientemente de su carácter esencial o potencialmente tóxico. Esta denominación resulta más precisa desde el punto de vista científico, ya que no se fundamenta exclusivamente en la densidad o toxicidad del elemento, sino en su abundancia relativa en la matriz edáfica. No obstante, cuando corresponde a la referencia de estándares normativos y criterios regulatorios, se emplea el término “metales pesados”, en concordancia con la terminología utilizada en los Estándares de Calidad Ambiental (ECA), garantizando así coherencia conceptual y normativa en el análisis y la interpretación de los resultados. La información generada constituye un insumo relevante para el desarrollo de investigaciones futuras, en tanto permite sustentar la validez de la metodología aplicada y aporta criterios técnicos para la orientación de decisiones en el ámbito de las políticas de gestión sostenible del suelo por parte de instituciones estatales competentes, en la que se involucran diferentes ministerios, como el de ambiente y de agricultura. Además, el trabajo se alinea con la agenda 2030 y sus objetivos de desarrollo sostenible, particularmente con el objetivo número 2, que aboga por culminar con el hambre y promover la agricultura sostenible, y el número 15, que se centra en proteger y gestionar de manera sostenible los ecosistemas terrestres (Naciones Unidas, 2018).

1.4. Objetivo.

1.4.1. Objetivo general.

Valorar la condición del suelo del distrito de Luyando mediante la aplicación de valores de referencia y estándares de calidad ambiental, considerando la presencia y la biodisponibilidad de metales pesados como “As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe”.

1.4.2. Objetivos específicos.

1. Caracterizar los atributos fisicoquímicos del suelo y establecer las relaciones estadísticas con las concentraciones de los metales pesados estudiados presentes en los suelos del distrito de Luyando.

2. Establecer los niveles de fondo y sugerir umbrales de referencia para dieciséis metales estudiados en los suelos de Luyando, utilizando análisis descriptivo

(UCL95) y ecuaciones lineales basadas en propiedades fisicoquímicas, para apoyar la gestión sostenible del suelo.

3. Realizar una clasificación integral de los suelos en estudio según el nivel de contaminación para dieciséis metales pesados estudiados; y evaluar su toxicidad real y/o potencial.

1.5. Hipótesis de investigación.

1.5.1. Hipótesis general.

Se formuló la hipótesis alternativa; Ha: El análisis de la condición del suelo, fundamentado en la detección y disponibilidad biológica de dieciséis metales pesados en estudio, permite reconocer posibles concentraciones tóxicas y definir umbrales de referencia que favorezcan una gestión sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando.

1.5.2. Hipótesis específicas.

1. Existen relaciones estadísticas relevantes entre los atributos fisicoquímicos como el pH, la materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), los carbonatos, el contenido de arcilla y los contenidos de metales pesados estudiados en los suelos del distrito de Luyando, lo que permite reconocer los factores que condicionan su disponibilidad biológica.

2. La caracterización estadística de los metales pesados estudiados posibilita establecer niveles de referencia y valores de fondo representativos, lo que contribuye a fortalecer la gestión sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando.

3. La categorización de los suelos de acuerdo con su grado de contaminación por metales pesados estudiados facilita la identificación de niveles de toxicidad actuales y potenciales; asimismo, este análisis muestra que las concentraciones de dichos metales se mantienen por debajo de los umbrales de referencia (VIE-A), lo cual sugiere que no hay un riesgo de toxicidad relacionado con su presencia y disponibilidad biológica.

1.5.3. Matriz de consistencia.

Problema de investigación	Objetivo de la investigación	Hipótesis	Variables	Tipo de investigación	Población y muestra	Técnicas de recolección de datos
Problema general	**Objetivo general**	**Hipótesis general**	**Variable independiente**	Investigación Aplicada Cuantitativa "No Experimental" De tipo: descriptivo - correlacional - explicativo causal.	La población de estudio está conformada por los suelos correspondientes al distrito de Luyando. Se aplicó un muestreo de carácter probabilístico, utilizando el procedimiento de selección aleatoria simple. Las áreas seleccionadas para el muestreo fueron definidas a partir de los siguientes criterios:	1. Descripción de la muestra experimental. 2. Fase de gabinete - Obtención y revisión de información pertinente. - Organización, análisis e interpretación de mapas y otros insumos cartográficos. - Procesamiento y análisis de información relacionada con los suelos. - Aplicación de técnicas estadísticas, incluyendo modelos de ecuaciones
¿ De qué manera la evaluación de la condición del suelo, basada en la presencia y la disponibilidad biológica de elementos traza "metales pesados" (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe); coadyuvará a reforzar la gestión ambiental sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando?	Valorar la condición del suelo del distrito de Luyando mediante la aplicación de valores de referencia y estándares de calidad ambiental, considerando la presencia y la biodisponibilidad de metales pesados como "As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe".	El análisis de la condición del suelo, fundamentado en la detección y disponibilidad biológica de dieciséis metales pesados en estudio, permite reconocer posibles concentraciones tóxicas y definir umbrales de referencia que favorezcan una gestión sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando.	Calidad ambiental del suelo, con las dimensiones: 1. Niveles de fondo y de referencia de metales pesados. 2. Propiedades fisicoquímicas del suelo			
Problemas específicos	**Objetivos específicos**	**Hipótesis específicas**	**Variable dependiente**			
1.¿Qué relaciones estadísticas existen entre los atributos fisicoquímicos y los contenidos de dieciséis	1. Caracterizar los atributos fisicoquímicos del suelo y establecer las relaciones estadísticas con las concentraciones de los	1. Existen relaciones estadísticas relevantes entre los atributos fisicoquímicos como el pH, la materia orgánica, la capacidad de	Valoración de la calidad del suelo			

elementos traza estudiados; en los suelos de Luyando?	metales pesados estudiados, presentes en los suelos del distrito de Luyando.	intercambio catiónico (CIC), los carbonatos, el contenido de arcilla y los contenidos de metales pesados estudiados en los suelos del distrito de Luyando, lo que permite reconocer los factores que condicionan su disponibilidad biológica.			- Facilidad de acceso al territorio. - Representatividad social del área de estudio. -Disponibilidad de recursos logísticos, considerando tiempo y presupuesto. -Adecuada conformación estructural del terreno -Existencia de información cartográfica pertinente. -Condición jurídica de las tierras destinadas a la producción agrícola.	lineales, estadística descriptiva, estimación del límite superior de confianza al 95 % (UCL95), análisis de correlación y regresión lineal múltiple. 3. Fase de campo - Análisis y validación de la información correspondiente a las áreas seleccionadas para el muestreo.” - Recolección y Muestreo en zona de estudio
2. ¿ Cuáles son los niveles de fondo y los valores de referencia propuestos para cada metal pesado estudiado; y de qué forma estos parámetros pueden apoyar el manejo sostenible del recurso edáfico?	2. Establecer los niveles de fondo y sugerir umbrales de referencia para dieciséis metales estudiados en los suelos de Luyando, utilizando análisis descriptivo (UCL95) y ecuaciones lineales basadas en propiedades fisicoquímicas, para apoyar la gestión sostenible del suelo.	2. La caracterización estadística de los metales pesados estudiados posibilita establecer niveles de referencia y valores de fondo representativos, lo que contribuye a fortalecer la gestión sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando.				

3. ¿ De qué manera se pueden clasificar los suelos del distrito de Luyando con base a su grado de afectación por la presencia de los metales pesados estudiados; y qué grados de toxicidad actuales y potenciales se derivan de la presencia y disponibilidad biológica de estos elementos en dichos suelos?	3. Realizar una clasificación integral de los suelos en estudio según el nivel de contaminación para dieciséis metales pesados estudiados y evaluar su toxicidad real y/o potencial.	3. La categorización de los suelos de acuerdo con su grado de contaminación por metales pesados estudiados facilita la identificación de niveles de toxicidad actuales y potenciales; asimismo, este análisis muestra que las concentraciones de dichos metales se mantienen por debajo de los umbrales de referencia (VIE-A), lo cual sugiere que no hay un riesgo de toxicidad relacionado con su presencia y disponibilidad biológica.			-Representatividad fisiográfica y geológica del espacio estudiado.	- Determinación de parámetros físico, químicos. 4. Etapa de Laboratorio • Determinación de parámetros físicos, químicos. Esto permitirá alcanzar los objetivos del estudio, cuyo propósito central es formular y definir una evaluación de la condición del suelo basada en la presencia y la disponibilidad biológica de metales pesados en el distrito de Luyando, región Huánuco, Perú.”

Nota: Elaboración propia.

CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO

2.1. Marco Filosófico o Epistemológico de la investigación.

La perspectiva filosófica del estudio se sustenta en la epistemología, entendida como el campo que analiza los procedimientos científicos y los criterios mediante los cuales se valida el conocimiento. En este sentido, resulta imprescindible delimitar con precisión el objeto de investigación para orientar la elección de las distintas corrientes del pensamiento científico. Esta necesidad se acentúa al tratar un componente ambiental complejo, como el suelo, dentro de un sistema integrado. Por ello, la definición clara del objeto de estudio y de los enfoques metodológicos constituye un elemento clave para aportar claridad a la problemática abordada en la investigación. La investigación se enmarca en un enfoque epistemológico que articula el positivismo con el realismo crítico. Desde el positivismo, se privilegia la medición objetiva y cuantitativa de las concentraciones de elementos traza en el suelo, mediante técnicas analíticas estandarizadas. Complementariamente, el realismo crítico permite interpretar estos resultados como manifestaciones de procesos geoquímicos subyacentes, tanto naturales como antrópicos, que no siempre son directamente observables.

¿Cómo impacta la concentración de metales pesados en la calidad del suelo y la salud ambiental en Perú, y qué estrategias efectivas pueden implementarse para mitigar estos efectos en el contexto de la sostenibilidad y la gestión de recursos naturales?

El ambiente natural conocido como medioambiente es crucial por los servicios ecológicos que brinda para la vida. Su continuidad depende de la calidad de los elementos que sostienen ecosistemas capaces de asegurar agua, aire y suelo limpios. Esto es vital para mantener la biodiversidad y la salud humana, y para permitir actividades productivas sin comprometer el desarrollo sostenible.

En los ámbitos académico, técnico y científico, se ha ido reconociendo de manera progresiva la relevancia del avance en el campo de la ciencia ambiental y las

tecnologías sostenibles, y se ha abordado la resolución de diversas problemáticas derivadas de las actividades productivas, la expansión demográfica y las variaciones climáticas. Debido a la actividad humana, que es un caso clásico de impacto negativo en la naturaleza, con consecuencias globales que involucran la vida humana y otras criaturas en nuestro planeta. La relevancia del conocimiento radica en la búsqueda de soluciones efectivas y sostenibles para los diversos problemas que se originan como resultado de los procesos productivos y las formas de vida adoptadas por las diversas sociedades, los cuales provocan efectos ambientales negativos sobre los ecosistemas, afectando sus atributos esenciales y sus dinámicas de evolución. Esto se va agravado por el rápido crecimiento poblacional experimentado en la última década, lo que incrementa la demanda de energía, materias primas y genera residuos que impactan negativamente en la calidad de los elementos ambientales (aire, agua y suelo), superando la capacidad sistémica del suelo para autorregularse dentro de los procesos ecológicos. El aprovechamiento de los recursos naturales en especial la producción agrícola, el uso de recursos forestales maderables y no maderables, así como la actividad minera ha ocasionado en el país diversos efectos de carácter socioambiental, muchos de los cuales permanecen sin resolverse y han derivado en impactos ambientales adversos que alteran los distintos componentes del entorno natural.

Existen múltiples iniciativas destinadas a abordar los espacios deteriorados y contaminados como resultado de la explotación y el uso inadecuado del suelo. Estas iniciativas buscan alternativas viables y fomentan la investigación científica que permita comprender la situación real de los suelos mediante una evaluación ambiental. Esta comprensión es fundamental para tomar decisiones informadas que contribuyan al cuidado y recuperación de amplias áreas afectadas por prácticas agrícolas, forestales y mineras inapropiadas. Es esencial mejorar el conocimiento en el contexto de actividades productivas y extractivas en nuestro país, lo cual requiere un conjunto de alternativas para reducir los efectos adversos sobre el medio ambiente y abordar los pasivos ambientales asociados con la producción agrícola y la explotación de recursos naturales. La clasificación del suelo como un recurso finito exige adoptar enfoques reflexivos y sostenibles para su gestión y uso. La acumulación de contaminantes, incluidos metales pesados, subraya la necesidad de investigación continua en la relación entre el suelo, la actividad humana y la salud ambiental. Abordar esta cuestión mediante la analítica estadística de las propiedades fisicoquímicas y la estandarización

de los valores de referencia para metales pesados es fundamental para reconocer la capacidad de carga del suelo y la calidad ambiental adecuada.

¿Por qué considerar la valoración de la calidad del suelo como herramienta para fortalecer la gestión sostenible del recurso suelo en la zona de estudio?

La valoración de la calidad del suelo es un aspecto crítico en la gestión ambiental, especialmente en un contexto donde las actividades productivas, como la agricultura, la explotación del bosque (maderable y no maderable), y la minería informal, pueden inducir niveles preocupantes de contaminación por metales pesados. Este marco epistemológico abordará la interrelación entre la concentración de metales pesados, las propiedades fisicoquímicas del suelo y los valores de referencia establecidos a través de métodos estadísticos necesarios para establecer líneas base y normativas que favorezcan una gestión sostenible del recurso suelo. La literatura actual destaca la relevancia de abordar esta problemática desde un enfoque multidisciplinario, integrando conceptos de química ambiental, análisis estadístico y políticas de gestión del suelo.

En cuanto a la fundamentación teórica, los metales pesados en general, y entre los más estudiados metales, como el plomo, cadmio, mercurio, y arsénico, son elementos que se acumulan en el suelo y pueden tener efectos adversos severos sobre la salud humana y el medio ambiente. Varios estudios han documentado las concentraciones de estos metales en suelos y su correlación con propiedades fisicoquímicas entre ellos; pH, CIC y MO. En consecuencia, los metales pesados pueden ser incorporados por la vegetación (Astonitas et al., 2021) complicando la cadena alimentaria y exponiendo a la humanidad a riesgos significativos de salud, como enfermedades renales y cancerígenas. Por su parte, Trujillo et al (2020) enfatizan que las actividades mineras y agrícolas (uso de agroquímicos) contribuyen a la toxicidad del suelo, afectando su capacidad productiva.

Por su parte, el enfoque estadístico aplicado a la definición de niveles de referencia concebidos como umbrales ambientales de elementos metálicos traza en los sistemas edáficos contempla el uso de técnicas de estadística descriptiva y modelos de regresión lineal. El análisis estadístico de carácter descriptivo permitirá explorar de manera preliminar los niveles de elementos metálicos traza en el suelo, así como las interrelaciones existentes con sus propiedades fisicoquímicas, mientras que las ecuaciones lineales facilitarán la generación de modelos predictivos. Estudios como el

de Mendoza et al. (2021) enfatizan la importancia de estos métodos para establecer correlaciones y umbrales críticos de concentración de metales en suelos agrícolas.

La normativa peruana establece límites para los metales pesados en el suelo, pero presenta limitaciones en su rigor y actualización. Comparando los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) de Perú con normativas internacionales, se evidencia que muchos estándares internacionales son más estrictos y se basan en estudios más recientes. La inexistencia de umbrales de referencia específicos para elementos metálicos traza en diversas regiones del Perú genera vacíos en la literatura que deben ser abordados. La investigación sobre este tema es fundamental, dados los diferentes contextos ambientales y los riesgos de contaminación específicos para cada región.

La literatura existente revela un déficit en investigaciones que integren la valoración de la calidad del suelo considerando simultáneamente la concentración de metales pesados, su bioacumulación en la cadena trófica, y su impacto en la salud pública. Entre otros vacíos persistentes, es la integración de metodologías que unifiquen la valoración económica del suelo con su salud ambiental. Paris et al. (2022) destacan la falta de un enfoque multidimensional que contemple tanto el análisis de ciclo de vida como la evaluación de impacto. Existe también una necesidad evidente de más investigaciones que estudien los efectos sinérgicos de varios metales pesados y su relación con los atributos del suelo. Además, se ha notado que muchos estudios se centran en áreas urbanas o industriales y no consideran adecuadamente las áreas rurales o agrícolas, lo cual es crucial dado el aumento de la agricultura intensiva y extractiva de bosques. Persisten vacíos en la comparación de los niveles de elementos metálicos traza en suelos entre distintas regiones. del Perú, lo que limita la formulación de políticas efectivas.

Asimismo, definir umbrales de referencia para elementos traza (metal pesado) resulta fundamental no solo para la protección de la salud humana y del medio ambiente, sino también para la sostenibilidad de las prácticas productivas. Dado que los umbrales de referencia son fundamentales para la valoración del riesgo ecológico. Gonzales et al. (2021) sugieren que se deben establecer umbrales que diferencien entre niveles seguros y potencialmente tóxicos en suelos contaminados. Asimismo, el estudio de Mendoza et al. (2021) sobre sistemas de labranza indica que diferentes prácticas agrícolas pueden influir significativamente en la concentración de metales. De esta manera, la comparación entre diferentes sitios y métodos permitirá desarrollar recomendaciones basadas en evidencia que apoyen decisiones de manejo sostenible

del suelo; por lo que estos valores de referencia permiten a los gestores ambientales y a las comunidades agrarias implementar prácticas más seguras y eficientes. La creación de modelos basados en análisis cuantitativo proporcionará una base sólida para el manejo sostenible del suelo.

En conclusión, el marco epistemológico presentado no solo proporciona un panorama general acerca de la valoración de la situación real del suelo vinculada a la presencia de metales pesados, sino que también destaca la necesidad de enfoques metodológicos rigurosos para establecer umbrales ambientales "valores de referencia". La implementación de estas estrategias será crucial para fortalecer la gestión sostenible del recurso suelo y mitigar riesgos asociados con la contaminación, favoreciendo la resiliencia y el bienestar de las comunidades dependientes de estos recursos, al mismo tiempo que respalda la implementación de estrategias normativas y técnicas orientadas a la mitigación y recuperación ambiental. A partir de lo señalado, se evidencia la necesidad científica de impulsar diversos estudios de investigación orientados a atender y mitigar los efectos adversos de las actividades antrópicas como la producción agricola, explotación de recursos naturales entre maderables, no maderables y de las actividades mineras dentro del medio natural, desde una perspectiva de desarrollo sostenible.

2.2. Antecedentes de la investigación.

2.2.1. Antecedentes internacionales.

En la investigación "Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados", Pérez et al. (2000). clasificaron la contaminación de suelos agrícolas en cuatro categorías: Clase 1 (sin contaminación), Clase 2 (contaminación leve), Clase 3 (contaminación moderada) y Clase 4 (contaminación severa). El nivel base para cada metal se estableció calculando la media de las concentraciones en las clases 1 y 2, sumando el doble de la desviación estándar. La investigación se orientó a cuantificar el potencial riesgo toxicológico asociado a los suelos destinados a la agricultura en la Comunidad de Madrid.

En la investigación "Heavy metals in soils from Tirana (Albania)", Gjoka, et al. (2011), se definieron valores de base y umbrales referencia para metales totales (Cd, Cr, Ni, Pb, Zn y Cu) existentes en suelos, a partir del análisis de 38 muestras correspondientes a horizontes genéticos de los principales grupos edáficos de Tirana.

Los background se estimaron mediante percentiles 90 para metales valorados, mientras que los valores de referencia se determinaron aplicando las ecuaciones del sistema holandés, incorporando la influencia de material orgánico y contenidos de arcilla. Los resultados indicaron que los valores de fondo superaron aquellos documentados en estudios previos, lo que sugiere que dichas concentraciones están asociadas a las características del material parental. Las zonas con niveles por encima de lo establecido mostraron correlación significativa asociada con las actividades antropogénicas.

La investigación "Determinación de metales pesados en suelos de Natividad, Ixtlán de Juárez Oaxaca", Hernández (2011), determinó las concentraciones de As, Cd, Cr y Pb en suelos de Natividad, considerando estaciones distintas. Con extracción de los metales a través de digestión ácida, siendo cuantificados mediante ICP-OES; además caracterizo el suelo con el fin de establecer correlaciones entre propiedades fisicoquímicas y los niveles de los metales evaluados. Verificaron que solo los elementos As y Pb excedieron los valores permitidos establecidos en la Norma ambiental Mexicana, asimismo, al comparar los periodos estacionales, identificaron diferencias estadísticamente significativas mayores para contenidos de metales pesados evaluados en temporadas secas. El propósito central consistió en identificar el grado de contaminación presente, con el fin de disponer de información de base que permita plantear una opción de remediación orientada a la recuperación del área afectada.

Respecto al estudio de Rueda et al. (2011) sobre "Metodologías para Establecer Valores de Referencia de Metales Pesados en Suelos Agrícolas: Perspectivas para Colombia", en el cual se revisan aspectos como los conceptos asociados a existencia de metales pesados en suelo agricola y los elementos responsables de controlar su concentración, tanto antropogénicos como naturales, la influencia de la naturaleza del suelo y su trazabilidad, el muestreo y el transporte, y la aplicación para el cálculo de estas referencias, además, revisaron métodos para la construcción de valores de referencia específicos para suelos agrícolas colombianos y presentaron opciones para la salvaguarda y regeneración de suelos más propensos a contaminación del país. Indicando que, en Colombia, la ausencia de estándares nacionales para evaluar la contaminación de suelos agrícolas por elementos metálicos traza exigió una

articulación interinstitucional destinada a promover investigaciones que orienten hacia prácticas de producción más limpias y la sostenibilidad de los recursos edáficos.

Chambi et al. (2012), en su investigación titulado “Evaluación de Metales Pesados y Arsénico en Suelos Agrícolas y Cultivos en Tres Microcuencas del Municipio de Poopó”, identificaron elementos metálicos (Pb, Cd, Zn y As) en suelos y cultivos agrícolas representativos de 3 microcuencas en el municipio de Poopó, clasificados como alta, media y baja. Para llevar a cabo la evaluación de estos metales, se utilizaron los límites máximos aceptables y los niveles tóxicos establecidos por la Agencia Ambiental de los Países Bajos, así como la Ley de Gestión Ambiental de Ecuador, además de las pautas definidas por Kabata-Pendías (2010) para cultivos agrícolas. Los hallazgos indicaron que el nivel de arsénico supera el límite tóxico considerado (55 mg/kg de suelo), lo cual se atribuye tanto a procesos naturales de mineralización como a actividades mineras en la región; en consecuencia, se sugirió una intervención urgente para la remediación del suelo.

Dos Santos y Alleoni, (2013), en su investigación sobre “Valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas en el suroeste de la amazonia Brasileña”, estimaron los niveles de base y umbrales de referencia para Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn a partir del análisis de 19 muestras superficiales representativas en estados Rondônia y Mato Grosso. Los umbrales propuestos fueron calculados mediante técnicas de estadística descriptiva, considerando los percentiles 75 y 95 de la distribución de frecuencias. Los resultados evidenciaron el predominio de suelos clasificados como oxisoles y ultisoles, caracterizados por una elevada acidez y concentraciones bajas de metales pesados, indicativo de que el material parental juega un papel determinante en su disposición. Los valores fueron comparables frente a valores encontrados en otros estados Brasileños, eso reforzo la necesidad de definir umbrales de referencia específicos para diferentes condiciones de diversidad pedogenica, geomorfológica y geológica en ese país.

Marrugo et al. (2017) realizo la “Evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos agrícolas en la cuenca del río Sinú, Colombia”, reportaron concentraciones medias de Cu, Ni, Pb, Cd, Hg y Zn superiores a los promedios mundiales, salvo para Pb y Cd. Los análisis mostraron suelos fuertemente contaminados por Ni, con niveles de contaminación que varían de moderados a elevados por zinc y cobre, y de grado

intermedio por plomo, cadmio y mercurio. El índice RAC (código de evaluación de riesgos) indicó un bajo riesgo ambiental por metales pesados. En resumen, los altos niveles de Ni sugieren contaminación por prácticas agrícolas y minería de ferroníquel.

En la investigación titulada "Assessment of heavy metal (HM) contamination in agricultural soil lands in northern Telangana, India" Adimalla et al. (2019) Se analizaron 15 muestras de suelo, con concentraciones promedio de metales entre 3,5 y 778 ppm, ordenadas de As < Ni < Pb < Co < Cu < Zn < Cr < V < Ba. Siendo que el Ba, V, Zn y Cu sobrepasaron los valores de referencia, mientras que As, Pb, Ni y Co se mostraron entre límites seguros acorde a las normas canadienses. El valor máximo de Igeo (1,04) indicó contaminación elevada por Cu; los índices PI y PLI señalaron niveles de contaminación de bajos a moderados, y el EF evidenció contaminación moderada por Cr, Co, V, Zn y As. El análisis de componentes principales atribuyó el 53,02 % de la varianza a actividades antrópicas (agricultura).

En el estudio "Heavy metals in soils of Hechuan County in the upper Yangtze (SW China)" Ni et al. (2018)**,** realizó una evaluación comparativa de la contaminación mediante el uso de diversos índices, a partir de un muestreo con alta resolución espacial, encontraron que la media para los metales pesados disminuyó, según el orden: Zn>Cr>Ni>Pb>Cu>Co>Cd>Hg. Mostrando que las medias se mantenían inferiores a los estándares chinos de calidad ambiental, menos el Cd, que superó el límite nacional en el 43 % de las muestras, además del Hg (1 %) y el Ni (5 %). El Cd y el Hg presentaron promedios elevados respecto al nivel de fondo. Los índices Igeo y EF mostraron un orden descendente del patrón Cd, Hg, Zn, Pb, Ni, Cu, Cr, As, con moderados aumento de Cd y Hg. Evidenciaron riesgo moderado del 61,7 % y riesgo alto para el 6,5 % de las muestras estudiadas asociándose a actividades antrópicas.

El estudio de Wanjala et al. (2020) titulado "Environmental assessment of heavy metal pollutants in soils and water from Ortum, Kenya", se llevó a cabo un análisis empleando técnicas instrumentales como la espectrometría EDXRF y el método ICP-OES; realizando el análisis elemental 59 muestras de suelo y 10 muestras de agua, aplicaron un procedimiento de muestreo dirigido, a partir del cual se determinó el contenido promedio de 13 elementos metálicos (Ni, Cu, Zn, Pb, K, Ca, Fe, Ti, Mn, Rb, Sr, Zr y Nb) en los suelos estudiados, cuyos valores se situaron dentro de los rangos medios reportados a escala global. Los índices de contaminación edáfica por metales

Igeo, riesgo ecológico individual (Ei) y riesgo ecológico integrado (Er) registraron valores de 0,40, 4,92 y 19,69, respectivamente, indicando una contaminación moderada del suelo y un riesgo ecológico bajo asociado a las concentraciones de Ni, Zn, Cu y Pb.

Mendoza et al. (2021), en su estudio titulado "Concentración de metales pesados en suelos agrícolas bajo diferentes sistemas de labranza", evaluaron la contaminación por elementos traza en suelos agrícolas, centrándose en los niveles de Cd, Cu, Co, Zn y otros metales presentes en suelos sometidos a labranza convencional y siembra directa. Se realizaron muestreos a diversas profundidades utilizando fluorescencia de rayos X para el análisis. Los hallazgos revelaron elementos traza que se encontraban en niveles alarmantes, particularmente en los suelos tratados con labranza convencional. La discusión aborda las repercusiones de la elección del sistema de labranza sobre la calidad del suelo, resalta la necesidad de adoptar procedimientos de conservación ambiental, destinados a minimizar la acumulación de metales pesados en ecosistemas.

En ámbitos de la salud también se hacen referencias a contaminación del suelo relacionado a salud pública; investigaciones como el de Carpio et al. (2024). En su artículo realiza una revisión sistemática sobre las fuentes de intoxicación por elementos traza (metales pesados), identificando la contaminación del suelo como un factor determinante para la salud pública. A partir de datos de PubMed, se evidencia la transferencia de metales del suelo a los alimentos, especialmente en zonas con elevada concentración natural, como áreas seleníferas. Los resultados destacan la necesidad de estrategias de mitigación y de un monitoreo continuo para prevenir la exposición humana, principalmente a través del consumo de cereales y productos cárnicos.

2.2.2. Antecedentes nacionales.

En 2016, el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) determinó los niveles de fondo en suelos de la subcuenca del río San Juan (Pasco) utilizando la plataforma ProUCL 5.0, desarrollada por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, para el análisis estadístico de contaminantes. Los resultados revelaron diferencias notables en los niveles de fondo de treinta elementos metálicos, clasificados de acuerdo con las tipologías de suelo: regosoles dístrico-cambisoles y

leptosoles dístrico-andosoles vítricos. Habiéndose fijado con el percentil 95 superior los niveles de referencia.

Quiroz (2012), en su investigación sobre la evaluación ambiental de la condición edáfica en la microcuenca Picuroyacu, Perú, Analizó la contaminación edáfica por elementos metálicos aplicando la metodología de Kabata-Pendías y Pendías (1992), determinando niveles medios y valores de referencia para Cd, Pb, Zn y Cu. Procedió a categorizar los suelos en función del nivel de contaminación, fundamentándose en criterios preestablecidos según IHOBE (1994). Los resultados indicaron riesgo de toxicidad solo para el Cd en las clases 2 y 3, para Cu, Zn y Pb se mantuvieron en la clase 1. Propuso valores de referencia alineados con normas nacionales e internacionales.

En el estudio titulado 'Metales pesados en suelos de plantaciones de cacao en tres regiones del Perú', Arévalo-Gardini et al. (2016) evaluaron las concentraciones de Cd, Ni, Pb, Fe, Cu, Zn y Mn en suelos correspondientes a cultivos de cacao con edades comprendidas entre 10 y 15 años. Realizaron análisis físicos y químicos, encontrando condiciones adecuadas para el cultivo de cacao, con metales pesados por debajo de niveles fitotóxicos. Las concentraciones promedio de hierro, Zinc, Manganeso, Niquel y Plomo fueron mayores en la zona sur, y de Cu y Cd en la zona norte. Además, observaron una correlación más pronunciada entre los elementos metálicos y atributos edáficos como la acidez, % de arcilla y el magnesio.

En su estudio "Metales Pesados en suelos, hojas y granos de zonas cacaoteras del Perú", Arévalo-Hernández et al. (2017) analizaron los niveles de Cadmio, Niquel, Plomo, Hierro, Cobre, Zinc y Manganeso) en suelos, hojas y granos a diferentes profundidades. El análisis estadístico se realizó mediante varianza y comparación de medias por el método de Scott-Knott ($P<0.05$). En general, las concentraciones no mostraron diferencias significativas por profundidad y los contenidos metálicos se mantuvieron por debajo de los límites críticos de contaminación, aunque se identificaron variaciones estadísticamente significativas entre los diferentes genotipos de cacao, sugiriendo emplear clones con baja acumulación de elementos metálicos que podría favorecer la seguridad alimentaria y la comercialización. Aunque las concentraciones edáficas eran bajas, se registró una alta absorción de cadmio, lo que indica que ciertas prácticas agronómicas pueden incrementar su biodisponibilidad.

En el estudio titulado “Presencia de metales pesados en cultivos de cacao (Theobroma cacao L.) orgánico”, Huamani et al. (2012) investigaron los niveles de cadmio y plomo en suelos y follaje de cacao, recolectando y procesando en laboratorio muestras provenientes de 17 parcelas orgánicas en Huánuco y 5 en Ucayali. A través de un análisis correlacional, se exploraron las relaciones entre los contenidos extractables de plomo y cadmio en los suelos y diversas variables foliares (fósforo, magnesio, calcio, zinc, cadmio y plomo) así como características edáficas, incluyendo fracciones de arena, arcilla y potasio. Los promedios fueron: Cd 0,53 ppm y Pb 3,02 ppm en suelo; Cd 0,21 ppm y Pb 0,58 ppm en hojas. Los resultados sugieren la influencia del tipo de suelo sobre la biodisponibilidad y absorción de elementos metálicos, aunque no se determinó su origen, aspecto que quedo como línea pendiente de investigación.

En la investigación relacionada a la “Incidencia del cadmio en parcelas de cacao orgánico de la Cooperativa Agraria Industrial Naranjillo, Tingo María, Perú’, Cárdenas (2012) examinó la presencia de este metal pesado en suelos destinados a cultivos de cacao bajo manejo orgánico; evaluó dicho elemento en suelo, hojas, almendras y cáscaras de cacao, analizando 20 parcelas de la cooperativa en la región Huánuco. Los resultados del análisis de suelo revelaron deficiencias de potasio en algunas parcelas, respecto al análisis foliar mostraron deficiencias de contenidos del N, P, K, y Cu; y del análisis de almendras no muestran deficiencias excepto para Fe y Zn. Encontrando los valores medios de cadmio disponible de 0.66 ppm en suelo; de 2.84 ppm a nivel foliar; para el nivel de almendras de 1.55 ppm y cascarillas de 2.04 ppm. Además, encontró valores mayores de 1.82 y 1.63 ppm de cadmio disponible en el suelo, en parcelas con cultivos orgánicos, algunas de estas áreas ubicadas en riberas de los ríos Huallaga y Tulumayo.

En su estudio ‘Niveles de referencia para metales pesados en el suelo – Cerro de Pasco’, Saldaña (2020) determinó valores de referencia para Al, Ba, Cr, Cu, Mn, Pb y Zn considerando las concentraciones naturales de fondo y las características fisicoquímicas de los suelos. Mediante muestreo aleatorio simple, recolectó 21 muestras compuestas (63 simples). Empleó métodos de estadística descriptiva junto con el cálculo del límite superior del intervalo de confianza unilateral al 95 % para la caracterización de los datos (UCL95), y definir los niveles de fondo. Halló correlaciones >0,7 entre elementos metálicos y atributos fisicoquímicos del suelo,

salvo en Cr, Mn y Pb. Estableció niveles de referencia (mg/kg), utilizando niveles de fondo de UCL95 para: Al (24 439), Ba (161), Cu (29) y Zn (552); y mediante la fórmula NR = $\bar{X}$ + nDE para Cr (26), Mn (966) y Pb (62).

Astonitas et al. (2021) en su investigación "Evaluación del contenido de metales pesados en suelos periurbanos a partir de parámetros fisicoquímicos" evaluaron parámetros fisicoquímicos y cuantificaron los niveles de metales. Los hallazgos evidenciaron una heterogeneidad significativa tanto en las propiedades edáficas como en los contenidos de elementos metálicos, los cuales se organizaron en una secuencia descendente de abundancia: Al, Ba, Sr, Ti, V, Ce, Pb, Ni, Cr, Li, As, Cd, Sn, Be, Sb y Hg; no se registró la presencia de Se, Ag ni Tl. De manera general, las concentraciones observadas se mantuvieron por debajo de los umbrales establecidos por los Estándares de Calidad Ambiental excepto el Cd, que superó el nivel referencial con una media de 2.26 $mg.kg^{-1}$.

Fernández et al. (2022) en su investigación "Nivel de contaminación del suelo con arsénico y metales pesados en Tiquillaca (Perú)", centrando su atención en el arsénico y otros metales pesados. Para ello, aplicaron el índice de geoacumulación y analizaron cuatro muestras de suelo recolectadas en las cercanías de relaves mineros. El estudio identificó la presencia de arsénico, bario, cadmio, cobre, cromo, plomo, níquel y zinc, registrándose grados de afectación ambiental de carácter medio a elevado, particularmente para As, Cd y Pb. Asimismo, los suelos evaluados presentaron una reacción marcadamente ácida (pH ≈ 4,1) y una escasa fracción de materia orgánica (≈ 0,8 %), condiciones que favorecen la movilidad geoquímica de los elementos metálicos traza y aumentan el riesgo ecológico en los ecosistemas altoandinos.

Soria et al. (2023) analizaron la incidencia de elementos metálicos traza en suelos agrícolas de La Libertad (Perú) mediante muestreo edáfico y la aplicación de herramientas estadísticas descriptivas e inferenciales para evaluar su relación con la calidad del suelo. Los resultados indicaron que metales como el cadmio y el plomo están presentes a niveles perjudiciales. Su discusión estudia el impacto de estas concentraciones en la fertilidad del suelo y en la producción agrícola. Concluye que existe la necesidad de establecer un plan de acción para la remediación de la contaminación.

Ramos et al. (2023) realizo la “Detección y evaluación de metales pesados en suelos agrícolas mediante técnicas de espectrometría de masa”, confirmaron la eficacia analítica del ICP-MS para la identificación de elementos metálicos en suelo agrícola, al compararlo con técnicas tradicionales, observaron mayor sensibilidad, con límites de detección inferiores a 0.01 mg/kg, lo que permitió identificar metales en concentraciones traza que otros métodos no lograban detectar. Además, la precisión y reproducibilidad del ICP-MS fueron notablemente superiores, llevando a la conclusión de que esta herramienta es altamente efectiva para el monitoreo de metales pesados en suelos, por lo que se sugiere su inclusión en programas de gestión ambiental.

Castro et al. (2024). En su investigación “Distribución espacial del plomo en el suelo urbano de Callao, Perú”, abordaron la contaminación por plomo en suelos urbanos, específicamente en el distrito Mi Perú, Callao. Se llevó a cabo un muestreo de 44 puntos a lo largo de un área de 50 hectáreas, utilizando EAA determinaron la concentración total de Pb. Los resultados indican niveles de plomo por encima de los estándares de calidad, generando preocupación sobre los riesgos para la salud pública. Se discute la necesidad de implementar regulaciones más estrictas para reducir la contaminación y se concluye que se deben priorizar las iniciativas de remediación en áreas más afectadas.

Llanos et al. (2024) desarrollaron un estudio orientado a la evaluación de la alteración ambiental por elementos metálicos traza en la microcuenca del río Alto Huallaga, analizando de manera integrada matrices hídricas y suelos agrícolas, con énfasis en la cuantificación de cadmio, plomo y cobre. La metodología incluyó muestreos sistemáticos y análisis de laboratorio para identificar la magnitud de la contaminación. Los hallazgos analíticos revelaron la presencia de elementos metálicos traza en magnitudes que exceden los umbrales normativos establecidos para la protección ambiental con efectos adversos en la agricultura.

Muchas investigaciones han destacado los metales pesados en el suelo, especialmente el cadmio, en suelos de cultivo de cacao. La Unión Europea aprobó en 2019 el Reglamento UE N°. 488/2014 sobre límites máximos de cadmio en cacao y chocolate, (Jiménez, 2015) con un contenido máximo de 0.80 µg/g. Se han reportado niveles elevados de Cd en suelos de Sudamérica, con concentraciones promedio de 0.42 µg/g (Florida, 2021), considerados no contaminados. La USEPA (2005) define un umbral

crítico de 0,43 µg/g para suelos de uso agrícola. Florida (2021) calcula una media de 0.33±0.18 µg/g en suelos de diferentes áreas productivas de cacao en Perú. Las investigaciones nacionales determinaron concentraciones de metales pesados, como el cadmio, en suelos, granos y hojas en zonas cultivadas con cacao. Estos estudios sugieren que altas concentraciones de metales, especialmente Cd, podrían afectar el consumo y exportación futura del cacao (Quiroz 2025, Florida 2021). Debido a la escasa evidencia empírica regional, se incorporó el análisis de "As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe" en suelos agrícolas y forestales del distrito de Luyando.

2.3. Bases teóricas.

2.3.1. El suelo como sistema vivo.

El término 'suelo' tiene múltiples definiciones en la investigación científica. Fassbender (1975) considera que el suelo es un elemento clave del medio ambiente, base de los ecosistemas terrestres y soporte vital para áreas urbanas e industriales; que funciona como un mecanismo regulador de los flujos de compuestos químicos con destino al compartimento atmosférico, cuerpos de agua y biosfera; con características de ser un sistema dinámico y abierto, compuesto por fases sólida, líquida y gaseosa, que incluye materia orgánica, inorgánica, agua y aire, interrelacionándose para favorecer el crecimiento vegetal. El enfoque holístico, según Quiroz (2025), comprende el suelo como un medio físico para el desarrollo vegetal y como un ecosistema complejo donde interactúan diversos componentes bióticos y abióticos. Estas teorías se fundamentan en la ecología del suelo, microbiología y agroecología, áreas que han sido estudiadas en años recientes. Además, cabe destacar cuán importante es la red micorrícica para formar agregados estables del suelo, optimizando la porosidad para un adecuado flujo de aire y agua, fundamentales para la salud de este ecosistema (Arévalo y Loján, 2023). Asimismo, los sistemas silvopastoriles pueden contribuir a la fertilidad del suelo (Catzin et al., 2023), otros estudios similares contribuyeron a este entendimiento del suelo como un sistema holístico, en tanto los sistemas silvopastoriles ayudan a mejorar la salud del suelo y aumentar la biodiversidad. Investigadores como Santos et al. (2023) complementan dicha visión señalando que incluir especies arbóreas en sistemas de producción puede aumentar la captura de carbono en el suelo, resaltando la interconexión entre la vegetación y la

calidad del suelo. Algunos estudios sobre comunidades de nematodos en diferentes sistemas productivos revelaron el efecto de prácticas agrícolas sobre las cadenas tróficas en el suelo (Islas et al., 2024), otro estudio sobre la macrofauna del suelo en zonas cafeteras (Cuéllar et al., 2020) enfatiza el papel importante para regular servicios ecosistémicos, reforzándose así la premisa de considerar al suelo como un sistema completo. (Quiroz, 2025) menciono que, a pesar de existir investigación variada sobre la biodiversidad del suelo, hay necesidad de estudios integrales que incluyan los efectos (por metales pesados) generados por actividades agrícolas sobre en la salud del suelo desde una perspectiva holística, estudios que documenten las interrelaciones entre los componentes (propiedades fisicoquímicas y biológicas) del ecosistema del suelo y cómo estos se ven afectados por las actividades (Peña y Johnson, 2023). Desde una perspectiva agroecológica, el modelado de servicios ecosistémicos aún no se ha aplicado adecuadamente al estudio del suelo (Oddi et al., 2023), limitando el entendimiento de su funcionalidad contextual por cambios ambientales; por tanto, en el análisis del dinamismo del paisaje, esos cambios por uso del suelo llegan a repercutir significativamente sobre la estabilidad del sistema suelo. En consecuencia al reconocer la concepción holística referente al sistema suelo, además de abordar los vacíos identificados, es necesaria la integración de las dimensiones del ecosistema del suelo, desde su microbiología hasta las interacciones con las prácticas agrícolas, ofreciendo así una perspectiva completa de la funcionalidad y salud del suelo; con lo que se llega a contribuir con el campo de la ecología del suelo y la agroecología (Quiroz, 2025) promoviendo así prácticas que benefician la sostenibilidad y resiliencia de ecosistemas naturales y agrícolas.

En términos finales se define “El suelo constituye un sistema multifásico y dinámico que sostiene procesos vitales al actuar como soporte, regulador y transportador de nutrientes, agua, aire y elementos minerales. Más que un producto de la meteorización; representa un recurso natural estratégico para la gestión sostenible de los ecosistemas y el desarrollo humano”.

2.3.2. Contaminación del suelo.

La contaminación ambiental se conceptualiza como la modificación no deseada de los componentes fundamentales del sistema ambiental aire, agua, suelo y cadenas tróficas, la cual altera sus propiedades fisicoquímicas y compromete su funcionalidad ecológica, generando efectos adversos sobre la salud, los organismos vivos y las

actividades humanas (Soledad, 2020). Este fenómeno ha provocado un deterioro progresivo de la calidad del recurso hídrico, del aire y de los suelos agrícolas, incrementándose de forma acelerada (Singh et al., 2010), con efectos directos sobre la calidad de vida y la seguridad alimentaria, cuyas manifestaciones responden a la interacción de sus componentes y se categorizan según su naturaleza química, nivel de concentración y persistencia ambiental (Quiroz, 2025). La presencia de metales pesados en los suelos constituye una problemática ambiental de alcance global, afectando tanto la salud pública (Dueñas et al., 2022) como la calidad del medio ambiente como resultado de diversas actividades humanas, generando procesos de enriquecimiento geoquímico de elementos metálicos con potencial toxicidad en el sistema suelo (Soledad, 2020). Entre tantos, metales pesados como Pb, Hg y Cd, por su permanencia ambiental y potencial de acumulación biológica, constituyen una amenaza relevante para la salud humana y los ecosistemas, exponerse a ellos llegan a provocar enfermedades graves (Quiroz, 2025), incluyendo trastornos neurológicos y cáncer. Entendiendo que la contaminación por metales pesados se ha vuelto un desafío que demanda colaboración de gobiernos y organismos internacionales (Calderón et al., 2023) con el fin de implementar políticas efectivas de mitigación de impactos. (Quiroz, 2025) menciona que, en los últimos años, se han realizado investigaciones significativas que aportan a la comprensión de la contaminación de suelos por metales pesados. Por su parte Salinas et al. (2023), sugieren que la biotecnología juega un papel importante en la remediación de suelos contaminados, y Castro et al. (2024) menciona que las actividades urbanas suman a la contaminación del suelo por Plomo, entre otros metales pesados.

2.3.3. Metales pesados como agentes de contaminación.

Los contaminantes del suelo incluyen emisiones ácidas, riego con agua salina, productos fitosanitarios y actividades industriales (García y Dorronsoro, 2005). Soledad (2009) identifica como principales contaminantes orgánicos al benceno, tolueno, etilbenceno, xileno, fenoles, bifenilos policlorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y plaguicidas. Los elementos metálicos traza constituyen un factor de riesgo ambiental en los sistemas edáficos, diferenciándose entre aquellos que manifiestan toxicidad a concentraciones elevadas, como Cu, Zn, Mn, Fe y Cr, y los que resultan perjudiciales incluso a niveles bajos, entre ellos Cd, Hg, Pb, Ni, Se y As (Galán y Romero, 2008). Desde una perspectiva geo ambiental, se reconocen al menos

diecisiete elementos traza con alta peligrosidad potencial en suelos, de los cuales una proporción significativa incluyendo Ag, As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn y Tl presenta una movilización intensificada por procesos de origen antrópico, principalmente asociados a actividades productivas y extractivas (Kabata-Pendias, 2010; Quiroz, 2025). La EPA ha clasificado trece elementos traza como contaminantes prioritarios, incluyendo antimonio, arsénico, berilio, cadmio, cromo, cobre, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y zinc, (Galán y Romero, 2008; Soledad, 2009).

2.3.3.1. Fuentes contaminantes de suelos

Los metales pesados son relevantes por su alta densidad, definidos por poseer un peso atómico superior al del hierro (55,8 $g \cdot mol^{-1}$) o una densidad mayor a 5,0 $g \cdot cm^{-3}$ (Galán y Romero, 2008). Se excluyen los elementos traza, metales alcalinos y alcalinotérreos (Jiménez, 2017). Tienen un impacto significativo sobre los ecosistemas, perturbando la calidad del suelo y la producción agrícola. Su origen puede ser geogénico (natural) o antropogénico, resultado de actividades humanas (Quiroz, 2025). Están relacionados con riesgos de contaminación del suelo, toxicidad en plantas y efectos negativos en los recursos naturales y el medio ambiente (Soledad, 2020), dependiendo de factores como la toxicidad del metal, su bioacumulación, persistencia y resistencia a la biodegradación.

El principal riesgo asociado al suelo proviene de la acumulación de metales pesados por las plantas, que pueden transferirse a animales y humanos. La distribución de estos metales depende de factores como la humedad del suelo, el agua subterránea, la materia orgánica, el pH y otros, complicando el fenómeno. Aunque no se descomponen, los metales pesados pueden disolverse y formar complejos solubles que se transportan por los ecosistemas, especialmente en áreas afectadas por actividades humanas. Entre los metales más comunes en los suelos están el cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y plomo (Pb), con concentraciones de 1 a 1,500 ppm (Bowen, 1980). En menor cantidad se encuentran cobalto, cobre y arsénico, de 0.1 a 250 mg/kg, mientras que cadmio (Cd) y mercurio (Hg) están en niveles muy bajos, de 0.01 a 2 mg/kg. Estos metales pueden presentarse como cationes u oxianiones (Quiroz, 2025) y se categorizan de acuerdo con su función biológica.

a. Los micronutrientes, son esenciales para plantas y animales en pequeñas cantidades, siendo necesarios para completar su ciclo de vida. Sin embargo, al

superar un cierto umbral, pueden volverse tóxicos. Este conjunto comprende "As, Bo, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn".

b. Los elementos que no tienen una función biológica conocida pueden causar disfunciones en los organismos cuando están presentes en ciertas cantidades. Estos elementos son altamente tóxicos y tienen la capacidad de acumularse en los seres vivos. Entre ellos se destacan el bario (Ba), bismuto (Bi), cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb), antimonio (Sb) y talio (Tl).

Bajo condiciones normales, muchos metales tóxicos están en formas insolubles y en cantidades seguras debido a factores geológicos. Sin embargo, las actividades industriales han incrementado las formas solubles en el suelo, alterando el equilibrio natural y contaminando acuíferos y la cadena alimentaria (Quiroz, 2025). La contaminación por metales pesados se categoriza en fuentes naturales y de origen humano (Ponce, 2018).

a. Fuentes naturales: En el ámbito natural, estos elementos proceden de procesos geológicos como el vulcanismo y la génesis de yacimientos, derivándose del material parental del suelo (ver Cuadro 1 y 2); el análisis del tipo de roca y su composición mineral permite inferir la presencia de metales específicos (Kiely, 1999; Quiroz, 2025)

b. Fuentes antrópicas: Las fuentes antrópicas (ver Cuadro 3) de contaminación se dividen en puntuales (industrias y carreteras) y no puntuales (lodos residuales, fertilizantes, cenizas, humos, pesticidas y prácticas de riego) (Bautista, 1999 citado por Quiroz, (2025).

Cuadro 1. Minerales primarios como fuente de metales.

Mineral*	Metales asociados
Galena (PbS)	Ag, Au, As, Ba, Bi, Cr, Hg y Ni
Esfarelita (ZnS)	Sb, Sn, Te y Tl
Calcopirita (CuFeS**2**)	Ag, Co, Ge, In, Mn, Ni, Se y Sn
Pirita (FeS2)	Ag, As, Au, Co, Cu, Ni, Pb, Ti y Tl
Arsenopirita (FeAsS)	Co, Mn y Ni

Fuente. Bautista (1999) citado por Quiroz (2025). *Minerales sulfurosos

Cuadro 2. Minerales secundarios como fuente de metales.

Mineral	Metales asociados
Óxidos de hierro (Fe**x**O**y**)	V, Mn, Cu, Zn y Mo
Óxidos de manganeso (Mn**x**O**y**)	Fe, Co, Ni, Zn y Pb
Carbonatos de calcio (CaCO**3**)	V, Mn, Fe, Co, Cd, y Pb
Esmécticas	Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co y Ni
Vermiculitas	Ti, Mn y Fe

Fuente. Bautista (1999) citado por Quiroz (2025).

Cuadro 3. Metales pesados de fuentes antrópicas.

Fuentes	Metales Pesados
Lodos residuales	Cd, Pb, As, Cr, Zn, Co, B, Ba, Be, Br, Ce, Cu, Mn, Co, Ge, Hg, Mo, Ni, Rb, Sn, Sr, V y Zr
Riego	Cd, Pb, Se
Fundidoras	Pb, Cd, Sb, As, Se, In y Hg
Plaguicidas	Pb, As, Hg, Br, Cu, V y Zn
Fertilizantes	Cd, Pb, As, B, Ba, Br, Ce, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Sc, Se, Sn, Sr, Te, U, V, Zn, y Zr
Minas	Pb, Cd, As, Hg, etc.
Abonos	As, Se, Ba, Br, Co, Cr, Cu, F, Ge, Mn, Ni, Pb, Sr, Zn y Zr
Automóviles	Pb
Pinturas	Pb, Cd
Carbonatos	As, B, Ba, Ce, Cr, Cu, F, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, V, Zn y Zr
Combustión de Carbón	As, Se, Sb, Pb

Fuente. Fergusson (1990) citado por Quiroz (2025).

2.3.3.2. El fondo geoquímico.

La geoquímica de los metales es fundamental para comprender su impacto ambiental, incluyendo su origen, distribución y comportamiento en el suelo. Los metales pesados, que son densos y potencialmente tóxicos, pueden liberarse al medio ambiente debido a actividades humanas como la minería y la agricultura, así como por su presencia natural (Quiroz, 2025), por lo que cada metal sigue un ciclo biogeoquímico, y sus interacciones pueden llevar a concentraciones peligrosas, afectando la meteorización y liberando elementos de los minerales en el suelo (Chira, 2021), lo que podría poner en riesgo la salud de los ecosistemas y de la población.

Algunos elementos en el suelo pueden disolverse y ser translocados, lo que conlleva un empobrecimiento, mientras que otros pueden permanecer en distintas capas, a veces concentrándose sin que esto se considere contaminación (Quiroz, 2025).

Para interpretar la presencia de elementos traza, se introdujo el concepto de fondo geoquímico, definido como la concentración de un elemento en un medio sin aportes externos derivados de actividades humanas. Este fondo geoquímico varía según el material de origen (Kabata-Pendías y Pendías, 1992; Porta, 2003) ver Cuadro 4 y 5.

Cuadro 4. Rocas ígneas y fondo geoquímico.

Mg/kg^{-1}	**Rocas ígneas**		
metal	**Rocas básicas**	**Rocas intermedias**	**Rocas acidas**
Cd	0.13-0.22	0.13	0.09-0.20
Co	35-50	1.0-10	1-7
Cr	170-200	15-50	4-25
Cu	60-120	15-80	10-30
Hg	0	0	0.08
Mn	1200-2000	500-1200	350-600
Mo	1.0-1.5	0.6-1.0	1-2
Ni	130-160	5-55	5-15
Pb	3-8	12-15	15-24
V	200-250	30-100	40-90
Zn	80-120	40-100	40-60

Fuente. Porta (2003) citado por Quiroz (2025).

El análisis de materiales permite identificar su contribución al fondo geoquímico, relacionando la presencia de elementos con su meteorización. Comprender este fondo geoquímico de metales pesados es fundamental para la remediación de suelos contaminados, sustentando el estudio de la contaminación en base a la geología y química del suelo.

La concentración de metales pesados se asocia con prácticas agrícolas, como el uso excesivo de agroquímicos (Mendoza et al., 2021), aumentando su disponibilidad en el suelo. El uso de métodos de fraccionamiento (Gómez et al., 2020) es crucial, ya que diferentes fracciones tienen impactos ambientales variados.

Estudios recientes han evidenciado la sensibilidad de ciertos cultivos (Quispe et al., 2023) a los metales pesados, destacando la necesidad de investigar su interacción con las plantas.

Se ha documentado la acumulación de metales en plantas de cacao (Ordóñez et al., 2020), lo que representa un riesgo para la salud pública, así como su presencia en suelos de arroz, atribuible a prácticas agrícolas inadecuadas (Trujillo et al., 2020). Estos estudios no solo reportan niveles de contaminación, sino que también identifican patrones de distribución, cruciales para formular políticas de gestión y remediación del suelo. A pesar de los avances, persisten vacíos en la literatura (Quiroz 2025) especialmente en estudios que integren aspectos geoquímicos y biológicos.

Cuadro 5. Rocas sedimentarias y fondo geoquímico.

Mg/kg-1	**Rocas sedimentarias**		
metal	**Rocas arcillosas**	**Areniscas**	**Rocas calcáreas**
Cd	0.22-0.30	0.05	0.035
Co	11-20	0.3-1.0	0.1-3.0
Cr	60-100	20-40	5-16
Cu	40	5-30	2-10
Hg	0.18-0.40	0.04-0.10	0.04-0.05
Mn	500-850	100-500	200-1000
Mo	0.7-2.6	0.2-0.8	0.16-0.40
Ni	50-70	5-20	7-20
Pb	18-25	5-10	3-10
V	100-130	10-60	10-45
Zn	80-120	10-30	10-25

Fuente. Porta (2003) citado por Quiroz (2025).

2.3.3.3. Influencia antrópica en la contaminación por metales pesados

a. **Actividades agrícolas.** El riego y la aplicación de fertilizantes inorgánicos, estiércol y lodos residuales aumentan la concentración de metales pesados en los suelos.

   El Cuadro 6 muestra las principales fuentes de metales pesados en suelos europeos, destacando la deposición de plomo y el aporte moderado de cobre y zinc de plaguicidas y lodos. Los fertilizantes minerales introducen cadmio y cobre, mientras que el guano de cerdo y pollo, utilizados como fertilizantes orgánicos, contiene altos niveles de zinc y cobre(ver Cuadro 7). El superfosfato

y otros fertilizantes ricos en fósforo presentan elevadas concentraciones de cromo, cobre, níquel, plomo y zinc. Los fertilizantes que incluyen calcio o cal también tienden a tener más plomo y zinc. (CMAJA, 1999).

Cuadro 6. Fuentes de contaminación por metales pesados en suelos europeos.

Fuente [1]	**Cadmio**	**Cobre**	**Plomo**	**Zinc**
Depositación atmosférica	+	+	+++	+
Plaguicidas[2]	-	+/++	-	+/++
Estiércol y purines	+	++	+	++
Fertilizantes minerales [2] (Principalmente fosfatos)	+++[3]	+/++	+	+
Lodos de aguas residuales	+/++	+/++	+/++	+/++

Fuente. Gardi (2001) citado por Quiroz (2025). [1]Además, existen otras fuentes: lluvia ácida (solubiliza los cationes); incineración de residuos, transporte. [2]Pueden existir diferencias importantes según la legislación de cada país. [3]Ligado especialmente a los fosfatos minerales .

- Sin aporte; + aporte bajo; ++ aporte moderado; +++ aporte alto

Cuadro 7. Concentración de metales pesados en guano o estiércol en Alemania.

Material	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**	**Hg**
Guano de bovino	0,43	5,5	44,5	5,2	8,5	225	0,05
Guano de cerdo	0,68	8,4	443	18,6	8,9	1035	0,04
Guano de pollo	0,25	4,4	63	8,1	7,2	430	0,02
Feca de bovino	0,44	5,0.	39	10,0	7,0	213	NA
Feca de cerdo	0,43	11,0	740	13,0	NA	1220	NA
Feca de pollo	0,36	12,0	69,75	9,0	NA	406	0,05

Fuente. Quiroz (2012) citado por Quiroz (2025). valores en **mg/kg^{-1}**

b. Actividades de minería y fundición. El proceso de minería incluye la extracción de menas, su procesamiento, la gestión de residuos y el transporte de productos semielaborados. Estas actividades pueden causar contaminación por metales en el aire, agua y suelos cercanos. El polvo generado puede depositarse en suelos a grandes distancias, y en las áreas mineras, las capas superficiales del suelo suelen tener altas concentraciones de metales como cobre, níquel, arsénico, selenio, hierro y cadmio, dependiendo del tipo de mineral extraído. (CMAJA, 1999).

c. **Generación de electricidad.** La quema de carbón representa una de las fuentes más significativas de la acumulación de metales en los suelos. Las plantas de energía que utilizan petróleo como combustible pueden contribuir a la contaminación por metales como el plomo, níquel y vanadio.

Cuadro 8. Concentración de metales pesados en fertilizantes.

Fertilizante	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Calcio amonio nitrato	0,31	10,5	5,0	4,7	24,6	55,0
Solución NH4NO3-urea	0,03	1,3	6,3	0,30	0,20	2,3
Urea	0,15	0,68	0,38	0,48	0,36	2,4
Otro fertilizante nitrogenado	0,10	6,6	5,2	10,4	1,0	4,0
Superfosfato	20,8	224	21,4	31,3	7,2	380
Otro fertilizante de P	7,5	147	15,4	15,4	1,8	225
Sal potásica	0,06	10,7	2,4	5,4	0,77	1,6
Potasio cloruro	0,10	3,3	3,4	1,3	0,65	4,1
Potasio sulfato	0,09	5,3	3,4	1,9	0,85	2,3
Calcio carbonato	0,50	6,9	8,2	4,6	7,3	58,0
Cal calcinada	0,10	19,20	11,1	6,0	2,8	15,8
Steel work lime	0,10	50,6	4,2	2,5	7,0	8,8
Otros fertilizantes con cal	0,33	17,0	19,5	19,5	12,5	35,0
Fertilizante con NP	10,2	84,8	24,8	17,1	2,6	116
Fertilizante con PK	4,80	389	22,9	21,4	2,7	154
Fertilizante con NPK	2,4	32,0	11,8	8,9	12,0	125

Fuente. Quiroz (2012) citado por Quiroz (2025).

d. **Actividades industriales.** Las principales fuentes industriales de contaminación por metales abarcan las plantas de producción de hierro y acero, que liberan metales vinculados a las menas de hierro y níquel. Además, las fábricas dedicadas a la fabricación de baterías pueden liberar significativas cantidades de plomo. Las regiones con un alto grado de industrialización suelen presentar contaminación por arsénico, cadmio, cromo, hierro, níquel, plomo, zinc y mercurio. (CMAJA, 1999).

e. **Residuos domésticos.** Aproximadamente el 10% de los desechos son metales. La gestión de estos residuos es un gran reto para las sociedades actuales. Las principales opciones de eliminación son el vertido en vertederos y la incineración; el vertido puede contaminar aguas subterráneas, mientras que la incineración libera metales volátiles perjudiciales para la atmósfera (CMAJA, 1999).

2.3.3.4. Dinámica de los metales pesados en el suelo

De acuerdo con García y Dorronsoro (2005), los metales pesados en el suelo pueden transitar por cuatro rutas principales: pueden ser retenidos en el suelo mediante disolución, adsorción, complejación o precipitación; ser absorbidos por las plantas y entrar en las cadenas tróficas; volatilizarse y transferirse a la atmósfera; o movilizarse hacia cuerpos de agua superficiales y subterráneas (ver Figura 1). Según López y Grau (2005) citado por Quiroz (2025), estos metales se encuentran en seis compartimentos del suelo, asociados a diversos constituyentes: (1) en las redes cristalinas de minerales primarios y secundarios; (2) adsorbidos en hidróxidos de hierro, aluminio y manganeso; (3) asociados a materia orgánica; (4) integrados en macromoléculas orgánicas; (5) como iones intercambiables sobre arcillas y materia orgánica; y (6) en forma soluble en la solución del suelo. La investigación sobre la dinámica y acumulación de metales pesados es crucial debido a su impacto en la salud del suelo, los ecosistemas y la salud humana. Comprender su distribución, transporte y acumulación es esencial para la gestión ambiental, la producción agrícola y la seguridad alimentaria, ya que metales como el plomo, el cadmio y el mercurio pueden ingresar al suelo a través de actividades industriales, la aplicación de fertilizantes, agroquímicos y procesos naturales (Quiroz, 2025). Es importante señalar que el estudio de la dinámica y acumulación de estos metales se fundamenta en la química del suelo, la ecotoxicología y la biogeoquímica.

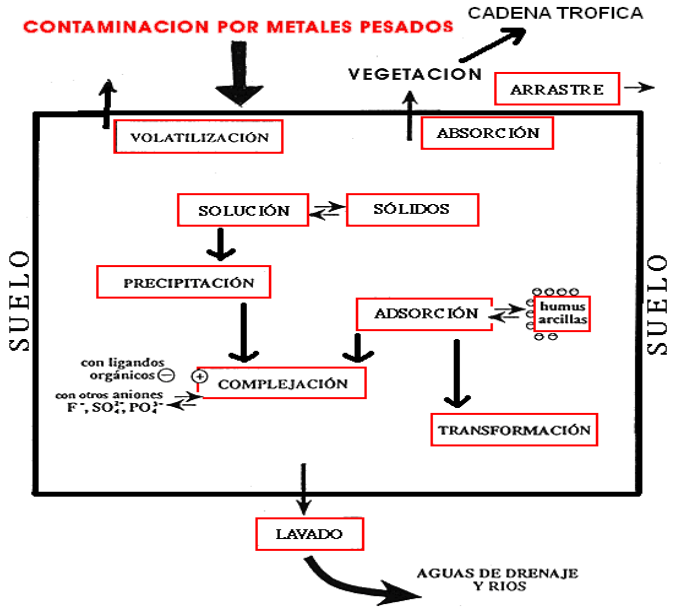


Figura 1. Dinámica de metales en el suelo.

Fuente. Adaptado de Calvo (1996) citado por Quiroz (2025).

Los suelos son considerados los principales reservorios de metales pesados (Martínez et al., 2021), que se acumulan por causas naturales y antropogénicas y pueden ser fácilmente absorbidos por las plantas (bioacumulación), generando preocupaciones por sus efectos adversos en la salud humana y la biodiversidad. Aunque muchos metales son esenciales en traza para el crecimiento vegetal, en altas concentraciones pueden ser tóxicos, y su movilidad en el suelo está influenciada por sus formas químicas; referida capacidad de absorción por las plantas varía según la interacción entre los metales y las propiedades del suelo (Quispe et al., 2023), lo que se ha evidenciado en estudios sobre cultivos como la palta (aguacate). Muchas investigaciones destacan la complejidad de la dinámica de los metales pesados, revelando patrones de acumulación que representan riesgos para la salud pública (Raymundo et al., 2022) estudios que enfatizan la importancia de evaluar no solo la concentración de metales pesados, sino también su comportamiento en los suelos agrícolas considerando las concentraciones de las propiedades fisicoquímicas y biológicas, que ayudaran a subsanar los vacíos del conocimiento al comprenderlas, por lo que es fundamental realizar una evaluación exhaustiva del desplazamiento y acumulación de metales en suelos agrícolas y naturales, considerando factores edafológicos y prácticas agrícolas; por lo que un enfoque multidisciplinario que integre la química del suelo, la biología vegetal y otros componentes; será clave para mejorar la comprensión de la dinámica de los metales en el suelo.

2.3.3.5. La biodisponibilidad del metal pesado en el suelo.

Está relacionada con la fracción accesible de absorción por las plantas y microorganismos, y es fundamental en la evaluación del impacto sobre los ecosistemas y la salud humana; dicha biodisponibilidad depende de las interacciones fisicoquímicas y biológicas, que determinan el nivel de exposición de los organismos a los contaminantes. Además, la movilidad de los metales varía según el tipo de suelo y la afinidad de los iones metálicos por la superficie de adsorción de los componentes del suelo, como el humus, los óxidos de hierro y manganeso, y los aluminosilicatos (Alloway, 2013). Es mayor en suelos forestales en comparación con suelos agrícolas, debido a la acidez y a la presencia de compuestos orgánicos de bajo peso molecular. Por lo tanto, la peligrosidad de los metales está condicionada no solo por su concentración, sino también por las características del suelo y del metal mismo;

además, la biodisponibilidad impacta la microfauna e, indirectamente, influye en el crecimiento y fisiología de las plantas, lo que puede permitir que la contaminación ingrese a la cadena alimentaria y fuentes de agua subterránea a través de lixiviación. Las vías de incorporación de los metales al suelo son determinantes de su biodisponibilidad (Quiroz, 2025). Además, Wang et al. (2022) mencionan que el grado de contaminación de los suelos agrícolas con metales pesados varía significativamente, afectando la salud del suelo, así como la calidad y seguridad de los productos agrícolas. Las bases teóricas sobre la biodisponibilidad de los metales pesados se fundamentan en la química del suelo y la ecotoxicología, y está influenciada por factores como el pH, la materia orgánica y la textura del suelo, así como por el estado físico y químico del metal (Quiroz, 2025). Los metales pesados en el suelo pueden acumularse principalmente debido a la meteorización natural del material parental y por actividades humanas (Munive et al., 2018), como el vertido de desechos mineros, la deposición atmosférica de emisiones vehiculares e industriales, y el uso de fertilizantes y agroquímicos (Alloway, 2013) que contienen elementos tóxicos como arsénico (As), plomo (Pb) y cobre (Cu). Sin embargo, una alta concentración de metales pesados no siempre implica un riesgo de toxicidad (Munive et al., 2018), ya que parte de estos pueden estar en estado inerte, fijados en rocas y sólo se solubilizarían con el desgaste natural a lo largo del tiempo.

Las interacciones entre plantas y microorganismos del suelo son fundamentales, ya que ciertos microorganismos pueden aumentar la disponibilidad de metales al solubilizarlos. Estudios han demostrado que el biochar en suelos contaminados ayuda a reducir la bioacumulación de metales en cultivos (Álam et al., 2021; Zhang et al., 2022), mejorando así la calidad del suelo y disminuyendo el riesgo de transferencia a las plantas. Sin embargo, la acumulación excesiva de metales puede inhibir el crecimiento de las plantas y afectar su fotosíntesis, lo que indica un impacto negativo en la biodisponibilidad. Existe una necesidad de investigar más sobre la biodisponibilidad, especialmente en relación con los efectos combinados de metales pesados y las interacciones entre la bioquímica del suelo y las dinámicas microbianas en suelos contaminados. Comprender esta complejidad podría ayudar en la remediación y gestión de suelos contaminados, dado que la química del suelo influye en la movilidad y toxicidad de los metales pesados (Astonitas et al., 2021). Los metales pesados se asocian a diferentes fracciones del suelo, incluyendo fracciones residuales y aquellas ligadas a óxidos de hierro y manganeso, y fracciones fácilmente extraíbles,

cuya movilidad varía (Gómez et al., 2020). Comprender esta relación es esencial para estrategias de remediación y evaluar el impacto ambiental. Rieuwerts et al. (1998) identifican cinco fracciones: (1) en solución, (2) adsorbidos en el suelo, (3) ligados a materia orgánica, (4) precipitadas, y (5) residuales en minerales silicatados (Basta, 2004). Solo los metales en las fracciones 1 y 2 son biodisponibles para las plantas (Rieuwerts et al., 1998), dicho fraccionamiento de metales permite clasificar su distribución y bioaccesibilidad (Quiroz, 2025). Según Gómez et al. (2020), el fraccionamiento secuencial ayuda a perfilar la biodisponibilidad. Silva et al. (2024) enfatizan la importancia de procedimientos analíticos para entender la movilidad de los metales. Ordóñez et al. (2020) concluyen que metales como cadmio y plomo están más asociados con ciertas fracciones, afectando su disponibilidad para las plantas. Osuna et al. (2022) destacan la necesidad de investigar más sobre la asociación de metales pesados y su biodisponibilidad.

2.3.3.6. Procesos que influyen sobre la biodisponibilidad.

A. Intercambio catiónico.

La existencia de cargas negativas en la superficie de los componentes del suelo provoca la atracción electrostática de cationes presentes en la solución del suelo, un fenómeno conocido como adsorción no específica o formación de complejos de esfera externa (Quiroz, 2025). La habilidad del suelo para retener estos iones de manera intercambiable, reversible y competitiva se denomina capacidad de intercambio catiónico (CIC), que exhibe selectividad hacia ciertos cationes. Este mecanismo influye en la concentración de metales pesados en la solución del suelo, ya que una mayor CIC se traduce en una mayor disponibilidad de sitios para la adsorción, facilitando así la inmovilización de estos elementos (Silva, 2004; Quiroz, 2025). La dinámica del intercambio catiónico es crucial para la movilidad y biodisponibilidad de metales para las plantas, y está afectada por características edáficas como mineralogía, textura y contenido de materia orgánica. La adsorción de metales pesados en las partículas edáficas disminuye su movilidad, proceso que se ve favorecido por un pH elevado, reduciendo así la disponibilidad de estos contaminantes (Quiroz, 2025). Yang et al. (2021) analizaron la interacción entre el pH y la capacidad de intercambio catiónico (CIC), señalando que condiciones específicas mejoran la retención de metales en suelos afectados por contaminación; entre otras investigaciones mostraron

que la aplicación de enmiendas modula la afinidad del suelo por metales, influyendo en el intercambio catiónico y la biodisponibilidad de metales pesados en sistemas agrícolas. Simultáneamente, Wierzba et al. (2022) reportaron que las variaciones climáticas y la alteración de la humedad edáfica afectan la disponibilidad de metales pesados, mientras que Yang et al. (2021) subrayan el impacto significativo de estas condiciones en la movilidad y distribución de dichos metales.

B. Adsorción específica.

La adsorción específica, caracterizada por una alta afinidad entre metales y ligandos en las superficies coloidales mediante enlaces covalentes o iónicos, permite que ciertos suelos adsorban cationes en concentraciones superiores a su capacidad de intercambio catiónico (Alloway, 1995; Quiroz, 2025). Metales pesados presentes en formas aniónicas, como arsénico y selenio, también pueden adsorberse específicamente en óxidos e hidróxidos hidratados (Silveira et al., 2003 citado por Quiroz, 2025). Este proceso, que genera complejos de esfera interna frecuentemente irreversibles, está influenciado por la selectividad hacia ciertos cationes en un orden preferencial (Cd<Zn<Cu<Pb), es dependiente del pH y ocurre principalmente en coloides orgánicos e inorgánicos (Alloway, 1995; Rieuwerts et al., 1998) entre ellos óxidos hidratados de Al, Fe y Mn y la materia orgánica principalmente, y ocurre cuando la concentración de los metales sea baja. La influencia de la adsorción específica sobre la movilidad y el potencial bioquímico de metales pesados es significativa, especialmente para elementos tóxicos como Pb, Cd y Cr, cuya retención depende del pH, mineralogía y contenido de materia orgánica del suelo (Quiroz, 2025; Leiva y Lapa, 2022). Además, la capacidad del suelo para adsorber metales está mediada por factores como el tamaño de partícula y la composición mineralógica, afectando su biodisponibilidad (Quiroz, 2025; Rodrigues, 2023). Procesos adicionales como la precipitación química también modifican la movilidad y toxicidad de estos contaminantes. Estudios recientes destacan el potencial mitigador de residuos minero-metalúrgicos en la adsorción de cadmio y plomo (Rodrigues et al., 2023) y la efectividad de subproductos agroindustriales en la fitorremediación mediante bioadsorción (Mesías et al., 2022). No obstante, la comparación de la eficacia de distintos adsorbentes en condiciones de campo requiere mayor investigación,

considerando múltiples factores que afectan la adsorción específica y la biodisponibilidad de metales pesados.

C. Precipitación.

Metales pesados como Pb, Cd y Hg pueden infiltrarse en el suelo, produciendo impactos significativos tanto en la salud edáfica, ambiental y pública (Quiroz, 2025). Los procesos de precipitación y disolución de estos metales dependen de su producto de solubilidad (Kps) en la solución del suelo y comúnmente involucran la formación de compuestos con aniones como fosfatos, carbonatos y sulfatos, o bien como hidróxidos (Rieuwerts et al., 1998; Basta, 2004). Estos procesos están condicionados por el potencial redox y el pH del suelo, siendo más frecuentes en suelos alcalinos y calcáreos con bajas cantidades de sitios de adsorción específica (Silva, 2004; Quiroz, 2025). La precipitación es rara en ambientes ácidos, salvo en presencia de altas concentraciones de iones que favorecen la formación de sales insolubles (Boekhold et al., 1993 citado por Quiroz, 2025), respecto a la precipitación de Cd es improbable su ocurrencia para suelos neutros y ácidos, solo excepcionalmente a altas concentraciones de fosfatos, sulfatos y carbonatos. Esta transformación química reduce la concentración de metales solubles disponibles, afectando su movilidad, toxicidad y absorción vegetal (Condori et al., 2023). La base teórica del proceso integra principios de química ambiental y ecotoxicología edáfica, considerando, además, variables como temperatura y composición mineral (Quiroz, 2025; Silva et al., 2024). La dinámica de iones y sus interacciones en la precipitación influyen directamente sobre la distribución y biodisponibilidad de metales pesados, lo que es esencial para el diseño de estrategias de mitigación (Condori et al., 2023). Sin embargo, persiste la necesidad de abordar las interacciones multidimensionales entre factores edáficos y contaminantes para comprender plenamente estos procesos.

D. Complejación y quelación.

El proceso de complejación implica la formación de estructuras estables entre iones metálicos y agentes quelantes, disminuyendo la biodisponibilidad de metales pesados para la absorción por plantas y ejercitando un efecto protector frente a la toxicidad (Quiroz, 2025). Esta interacción ocurre cuando un ion metálico en la solución del suelo se une a uno o más ligandos orgánicos o inorgánicos (Sposito,

1989). La quelación, por su parte, se define como la unión de un ligando polidentado, típicamente moléculas orgánicas como ácidos cítrico, oxálico y gálico, o las fracciones húmicas y fúlvicas, a múltiples sitios de coordinación en un ion metálico (Evans, 1989 citado por Quiroz, 2025). Entre los ligandos inorgánicos relevantes destacan los hidróxidos y el ion cloruro (García y Page, 1978 citados por Quiroz, 2025). Metales pesados como Pb, Cd y Hg pueden ser transformados en formas menos disponibles biológicamente mediante la reacción con compuestos orgánicos presentes en el suelo (Castro-Sarmiento et al., 2023). Estos procesos se fundamentan en la química del suelo y la ecotoxicología, siendo afectados por variables como pH, temperatura y condiciones de saturación catiónica (Quiroz, 2025; Nishikawa et al., 2023). Estudios recientes han mostrado que la aplicación de enmiendas orgánicas mejora la quelación y reduce la biodisponibilidad de metales en suelos contaminados (Santos et al., 2021). Asimismo, la materia orgánica influye directamente en la capacidad de quelación y movilidad de metales pesados (Catzin et al., 2023), mientras que la incorporación de agentes quelantes específicos fortalece la retención edáfica de metales, limitando su entrada a la cadena trófica (Santos et al., 2020). Se enfatiza la necesidad de investigaciones integrales que consideren interacciones complejas, variables climáticas, tipos de suelo y la diversidad biológica edáfica para una gestión efectiva de la contaminación por metales pesados.

2.3.3.7. Factores relacionados con la dinámica de metales pesados.

Las características fisicoquímicas del suelo, como el pH, CIC, CE, %MO, intervienen en el movimiento, distribución y disponibilidad de los metales en el suelo. Sumándose también los carbonatos, óxidos de Fe y Mn, óxidos de aluminio, potencial redox, el tipo y cantidad de arcilla, además de la superficie específica de los coloides en general (Quiroz, 2025), por lo que sus interrelaciones llegan a influir significativamente en el comportamiento del metal pesado en el suelo (Peris, 2006), determinando su biodisponibilidad (Quiroz, 2012; Munive et al., 2018).

A. Potencial hidrógeno (pH)

El pH del suelo influye directamente en la forma química de los metales pesados presentes, así como en su interacción, movilidad y solubilidad, lo que afecta su capacidad de formar complejos y su absorción por las plantas (Quiroz, 2025). A pH

ácido, los metales pesados suelen ser más solubles y biodisponibles, incrementando los riesgos en agroecosistemas, la salud del suelo y el medio ambiente, debido a la mayor movilidad de especies iónicas libres u organometálicas solubles (Li et al., 2023; Alloway, 2013). En contraste, a pH alcalino, los metales tienden a precipitar como carbonatos o fosfatos minerales insolubles. La disponibilidad de metales a pH ácido está asociada con su solubilidad y absorción radicular (USDA, 1999). Asimismo, el pH condiciona la formación de complejos metalo-orgánicos que limitan la movilidad y biodisponibilidad de metales como cadmio y cromo, en interacción con el contenido de materia orgánica (Xu et al., 2021; Talabi et al., 2023). Estudios destacan la importancia del pH en la especiación y movilidad del cadmio, condicionando su toxicidad en agroecosistemas (Lian et al., 2022; Lasota et al., 2020). En general, el pH modula propiedades fisicoquímicas del suelo, incluyendo la energía de adsorción de metales sobre partículas edáficas, favoreciendo su fijación en coloides y compuestos orgánicos (Lasota et al., 2020). De este modo, la capacidad de adsorción y biodisponibilidad de metales pesados es determinada en gran medida por el pH (Zeng et al., 2020; Quiroz, 2025).

B. Condiciones redox

Las interacciones de los procesos de oxido reducción, (Han, 2023) son determinantes en la solubilidad, especiación y biodisponibilidad de metales pesados. Siendo que, referidas condiciones reductoras disuelven los metales y aumentan su disponibilidad y absorción (Pazalja et al., 2023), en controversia (Okpashi, 2024) en condiciones oxidantes se forman complejos insolubles reduciendo la movilidad de los metales; por tanto, la regulación del estado oxidado o reducido del metal (Redox), influye claramente en sobre su comportamiento, y consecuentemente en su toxicidad.(Quiroz, 2025) muchas pesquisas mostraron que la variabilidad de la condición redox logran la alteración drástica sobre el contenido de un metal y su disponibilidad biológica, (Zhao et al., 2022) volviéndose imperativo el seguimiento de referidas alteración para predecir su biodisponibilidad en suelos contaminados.

C. Materia orgánica (MO)

La MO está compuesta de sustancias húmicas y no húmicas (Kabata Pendías, 2010), siendo las húmicas más estables en el suelo (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y

huminas), con gran número de grupos funcionales (CO_2, OH, C=C, COOH, SH, CO_2H); con alta afinidad a iones metálicos que logran formar complejos organometálicos; la MO del suelo es determinante en la biodisponibilidad de metales pesados, (Quiroz, 2025) enmiendas con alto contenido de MO disminuyen la disponibilidad por contener sustancias húmicas que forman complejos orgánicos. Naturalmente la MO al estar compuesta por residuos en descomposición (plantas y microorganismos) enriquece el suelo y modula la dinámica de los metales pesados (Raymundo et al., 2022); la MO además de reducir la biodisponibilidad, también disminuye la absorción por las plantas (Salvador et al., 2024); por otra parte; la interacción de los factores como el pH y la CIC con el contenido orgánico definen la solubilidad y acumulación de metales pesados (Talabi et al., 2023). Estudios adicionales han demostrado que la incorporación de residuos orgánicos en suelos contaminados disminuye la disponibilidad de estos metales mediante procesos de adsorción y formación de complejos, revelando menores concentraciones en las plantas (Mabrouk et al., 2023; Acevedo y Sánchez, 2021).

D. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

La CIC desempeña un papel crucial en la biodisponibilidad y acumulación de metales pesados en el suelo, debido a su habilidad para retener y liberar cationes, incluido metales pesados, estando influenciada por propiedades edáficas como el pH, la materia orgánica y el tipo mineralógico (Torres et al., 2024; Osuna et al., 2022). Altos valores de CIC señalan una mayor capacidad de retención catiónica, favoreciendo la disponibilidad y absorción de metales por la vegetación (Calero et al., 2023). La determinación de la movilidad y toxicidad de estos metales se fundamenta en principios de química edáfica y ecología (Quiroz, 2025), con el pH y la materia orgánica como factores clave para la cantidad y naturaleza de cationes adsorbidos. La aplicación de enmiendas en suelos ácidos puede incrementar la CIC, mejorando la retención de nutrientes y contaminantes metálicos (Calero et al., 2023). Investigaciones evidencian que las variaciones en el pH modifican la adsorción catiónica y, por ende, la biodisponibilidad de metales pesados. Además, estudios han vinculado la CIC con la acumulación de metales tales como Cd y Pb en suelos agrícolas, mostrando que una CIC alta reduce el riesgo de toxicidad por acumulación (Mendoza et al., 2021; Martínez et al., 2021; Peña y Beltrán, 2022). Sin embargo,

Quiroz (2025) advierte que la mayoría de las investigaciones se han realizado en condiciones controladas, sin considerar la complejidad y las variables externas presentes en distintos tipos de suelos y sistemas agrícolas.

E. Carbonato de calcio ($CaCO_3$)

Los $CaCO_3$ forman complejos con materia orgánica (Peña y Beltrán, 2022). que modulan la disponibilidad de los metales; además es un componente principal de la piedra caliza (Ponce, 2018), y es utilizado como enmienda en la neutralización de la acidez en el suelo, además de ser suministro esencial de calcio (Ca), es importante en la nutrición vegetal (Quiroz, 2025). Al depender significativamente la biodisponibilidad de algunos metales (Cd, As y Pb) específicamente de su especiación química, de los procesos de adsorción y precipitación, el carbonato de calcio es fundamental (Wyszkowski y Kordala, 2022) en el proceso de remediación del suelo; ya que su presencia ($CaCO_3$) en el suelo favorece la formación de compuestos insolubles con metales, logrando reducir su movilidad y disponibilidad hacia la biota; además los carbonatos, son influenciados por el pH a mayor contenido de $CaCO_3$ mayor pH y menor solubilidad de metales entre ellos el Cd y Pb (Zhang y Zhang, 2024); además el $CaCO_3$ interviene en la precipitación de metales en forma de carbonatos e hidróxidos, (Wyszkowski y Kordala, 2022), otros estudios revelaron que la precipitación inducida por $CaCO_3$ es eficaz para reducir la disponibilidad de iones pesados (Wu et al., 2023).

F. Óxidos e Hidróxidos de hierro, manganeso y aluminio

Los óxidos e hidróxidos de hierro (FeO, Fe_2O_3), manganeso (MnO_2) y aluminio (Al_2O_3) son reactivos y forman complejos con metales pesados, disminuyendo su biodisponibilidad y el impacto ambiental (Quiroz, 2025). Los óxidos hidratados de Fe, Mn y Al tienen capacidades de intercambio catiónico similares y son cruciales para la adsorción de metales en el suelo, siendo capaces de retener metales divalentes como Cu y Pb, así como otros metales en menor medida (Doménech, 1995 citado por Quiroz, 2025). La adsorción específica de estos óxidos afecta la biodisponibilidad de los metales (Miller y Miller, 1993; Rieuwerts et al., 1998). La presencia de arcillas y óxidos de Fe y Mn o materia orgánica aumenta la adsorción metálica (Ross, 1994), influenciada por condiciones redox y pH. En entornos reductores, los óxidos se

disuelven y liberan metales, mientras que en condiciones oxidantes se forman complejos insolubles que acumulan metales tóxicos, afectando la salud humana y ecosistémica (Mendoza et al., 2021). Además, estos compuestos compiten por sitios de intercambio en el suelo, modulando la disponibilidad de metales pesados (Salamanca et al., 2023). La formación de complejos orgánicos e inorgánicos influye en la bioacumulación de contaminantes; sedimentos ricos en óxidos de hierro y manganeso retienen más metales, reduciendo su movilidad. Un manejo adecuado podría mitigar la acumulación metálica (Mendoza et al., 2021). En resumen, entender la interacción de los óxidos e hidróxidos de Fe, Mn y Al con metales pesados es clave para investigaciones ambientales y agroecológicas.

2.3.4. Calidad del suelo

El concepto de "calidad de suelo" surgió en la década de 1990 a partir de estudios sobre fertilidad y propiedades agronómicas, evolucionando para incluir dimensiones físicas, químicas, ecológicas, de biodiversidad y socioeconómicas (Cazorla et al., 2024). Factores como la materia orgánica, la estructura del suelo, el pH y los contaminantes, como los metales pesados, (Torres et al., 2024) condicionan esta calidad, afectando la salud del ecosistema. El NRCC (National Research Council Commitee) en 2004 formalizó este concepto en Estados Unidos, destacando la relación entre la calidad del suelo y del agua, y proponiendo estrategias para prevenir la degradación, que incluyen la conservación del suelo, la optimización del uso de pesticidas y fertilizantes, y una adecuada gestión de campos y áreas de protección paisajística. La comunidad científica reconoce al suelo como un recurso fundamental, destacando la necesidad de establecer indicadores integrales de calidad para garantizar su productividad y la salud ambiental, humana y alimentaria (Quiroz, 2025), la calidad edáfica está vinculada a la capacidad del suelo para almacenar y reciclar nutrientes esenciales para la vegetación. No obstante, la acumulación de metales pesados puede afectar negativamente estos procesos, comprometiendo el soporte vital para la flora y fauna; las prácticas agrícolas inapropiadas, erosión y el uso excesivo de fertilizantes químicos aumentan la vulnerabilidad del suelo a la contaminación, aunque la aplicación de enmiendas orgánicas ha mostrado potencial mitigador (Contreras et al., 2023). Sin embargo, existe un vacío en la investigación acerca de las interacciones complejas entre materia orgánica, factores edáficos y acumulación de contaminantes.

Jiménez (2017) enfatiza que la evaluación del riesgo por contaminación debe integrar la concentración de metales, vías de exposición y toxicidad, subrayando la importancia de definir límites permisibles y comprender la respuesta del suelo ante contaminantes para una adecuada gestión ambiental.

2.3.4.1. Estándares de calidad ambiental para suelos.

Cuadro 9. ECA para suelo.

Parámetros en mg/kg	Uso del Suelo		
	Suelo Agrícola	Suelo Residencial/ Parques	Suelos Comercial / Industrial / Extractivo
Arsénico	50	50	140
Bario Total(*)	750	500	2000
Cadmio	1.4	10	22
Cromo Total	**	400	1000
Cromo VI	0.4	0.4	1.4
Mercurio	6.6	6.6	24
Plomo	70	140	800
Cianuro Libre	0.9	0.9	8

Fuente. DS N°011-2017-MINAM. (2017).

Cuadro 10. Canadian Environmental Quality Guidelines for Soil.

Nombre Químico	Concentración (mg/kg)			
	Agricultura	Residencial/ Parques	Comercial	Industrial
Antimonio	20	20	40	40
Arsénico	12	12	12	12
Bario	750	500	2000	2000
Cadmio	1.4	10	22	22
Cianuro	0.9	0.9	8	8
Cromo Total	64	64	87	87
Cromo VI	0.4	0.4	1.4	1.4
Cobre	63	63	91	91
Plomo	70	140	260	600
Plata	20	20	40	40
Mercurio	6.6	6.6	24	50
Talio	1	1	1	1
Vanadio	130	130	130	130
Uranio	23	23	33	300
Selenio	1	1	2.9	2.9
Berilio	75	75	110	110
Niquel	45	45	89	89
Zinc	250	250	410	410

Fuente. CCME (2020) citado por Quiroz (2025).

Los estándares de calidad ambiental (ECA) referentes, son los ECA para suelos (ver Cuadro 9) que se establecen como referente obligatorio en el diseño e implementación de instrumentos de gestión ambiental en el Perú (Quiroz, 2025) y se aplican a parámetros relacionados con actividades productivas, extractivas y de servicios (MINAM, 2017). En cuanto a estándares internacionales, (ver Cuadro 10) se tiene las pautas Canadienses de Calidad Ambiental (CEQG siglas en inglés); estos proveen objetivos basados en la ciencia para la calidad de los ecosistemas acuáticos y terrestres según la Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME).

2.3.4.2. Indicadores de la calidad del suelo.

La calidad del suelo es evaluada mediante indicadores físicos, químicos y biológicos del suelo, (Dalurzo et al., 2002 citado por Quiroz, 2025) los que deben cumplir condiciones como: a). Representar los procesos del ecosistema; b).Componer las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo; c).Manifestar los atributos de sostenibilidad que se quieren medir; d). Ser sensible a variaciones de clima y manejo; e).Ser asequibles a muchos usuarios y ajustables a condiciones de campo; f).Ser reproducibles; g).Ser entendibles; h). Ser sensitivas a cambios del suelo dados por la degradación antropogénica; i).De ser posible, formar parte de una base de datos del suelo ya existente.

Por ser indicadores dependientes del ecosistema considerado, se deben determinar peculiaridades específicas como indicadores de sustentabilidad (Dalurzo et al., 2002 citado por Quiroz, 2025), debiendo cumplir los indicadores de calidad, las condiciones: a).Ser fáciles de medir; b).Medir los cambios en las funciones del suelo; c). Abarcar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo; d).Ser accesibles a los evaluadores y aplicables en condiciones de campo y e). Ser sensibles a las variaciones climáticas y de manejo.

La relación entre indicadores de calidad del suelo, como la CIC, el pH, la materia orgánica y la biodisponibilidad de metales pesados, es crucial para entender la acumulación de contaminantes en sistemas agrícolas y su impacto en la salud humana y el medio ambiente. Investigaciones recientes han correlacionado la acumulación de metales en suelos agropecuarios con estos indicadores, evidenciando la necesidad de evaluarlos de manera integrada para optimizar la biodiversidad y la seguridad alimentaria (Contreras et al., 2023; Acevedo y Sánchez, 2021). En la evaluación de la

calidad del suelo, se consideran indicadores físicos del suelo: la textura, profundidad, tasa de infiltración de agua del suelo, densidad aparente, y capacidad de retención agua; indicadores químicos: el contenido de materia orgánica (carbono y nitrógeno orgánico), pH, conductividad eléctrica (CE), la disponibilidad de N, P y K (vitales para la fertilidad y producción de cultivos). Para sistemas contaminados gana relevancia la evaluación de elementos traza disponibles (Cu, Zn, Cd y Pb, ente otros) (Silva, 2004); indicadores biológicos del suelo: se evalúa la abundancia y actividad de organismos (bacterias, hongos, nemátodos, lombrices, anélidos y artrópodos) mediante variables como el carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana; también se evalúa la respiración edáfica, la humedad, la temperatura y la N mineralizable (Silva, 2004). Sin embargo, la integración limitada de múltiples indicadores en investigaciones actuales restringe la comprensión de las interrelaciones en la dinámica y disponibilidad de metales pesados (Quiroz, 2025).

2.3.5. La clasificación y valoración del suelo

2.3.5.1. Clasificación del suelo según su contaminación

La evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos se basa en dos parámetros: los niveles de fondo (Quiroz, 2025) que representan las concentraciones naturales en un área de estudio, y los niveles de referencia, definidos por normativas ambientales para proteger la salud del suelo, ecosistemas y humanos (Peña y Johnson, 2023; Astonitas et al., 2021); por lo que identificar y clasificar estas concentraciones es esencial para determinar el grado de contaminación y así adoptar medidas correctivas (Quiroz, 2025) investigaciones han demostrado, que en suelos agrícolas las concentraciones de metales pesados pueden exceder los niveles de fondo debido a prácticas agrícolas insostenibles y uso indiscriminado de productos químicos, lo que subraya la necesidad urgente de remediación.

Las investigaciones recientes han avanzado en la cuantificación de la contaminación por metales pesados en suelos periurbanos, atribuyéndola a fuentes puntuales como pesticidas, residuos industriales y emisiones vehiculares (Astonitas et al., 2021). Sin embargo, aún es necesario desarrollar protocolos estandarizados para el monitoreo y evaluación continua en suelos agrícolas y periurbanos (Quiroz, 2025). Quiroz (2012) propuso una clasificación de los suelos basada en la acumulación edáfica de metales (Cd, Pb, Zn y Cu), definiendo cuatro categorías que varían desde

suelos no contaminados hasta muy contaminados, considerando los niveles de referencia basados en valores litológicos y estadísticos (Pérez, 2000; Mico, 2005; Saldaña, 2020). Pérez (2000) valoró el suelo habiendo determinado los niveles de referencia sumando la media de valores o nivel de fondo más dos veces la desviación típica (S). (Pérez, 2000; Mico, 2005; Quiroz, 2012; Saldaña, 2020) este criterio se adopta al no haber correlación entre arcilla y/o materia orgánica del suelo estándar (no contaminado) y cuando los contenidos en metales pesado no sean significativos. (Pérez, 2000; Quiroz, 2012) tomando como referencia los valores litológicos e intervalos de contenidos de los suelos estudiados (agrícolas) respecto a los contenidos de Cd, Pb, Zn y Cu llego a clasificarlos, y los distribuyo en cuatro clases. Referidas clases se establecieron teniendo en cuenta la acumulación edáfica (contenido en suelo/ valor litológico), como sigue para cada clase; Clase 1: acumulación edáfica < 2, corresponde a suelos no contaminados; Clase 2: acumulación edáfica entre 2 y 5, incluye suelos ligeramente contaminados; Clase 3: acumulación edáfica entre 5 y 10, corresponde a suelos moderadamente contaminados; Clase 4: acumulación edáfica > 10, está integrada por suelos muy contaminados. No obstante, en Perú estos estudios presentan vacíos literarios, con inconsistencias en métodos de muestreo y análisis, y carencias en la comparación de niveles de fondo y referencia (Salamanca et al., 2023; Astonitas et al., 2021). La mayoría de las investigaciones se han centrado en identificar especies para la fitorremediación sin integrar adecuadamente los datos sobre los niveles de contaminación del suelo, limitando la comprensión de la biogeografía de metales pesados en contextos específicos; esto evidencia la urgencia de establecer metodologías uniformes para caracterizar el estado del suelo y facilitar estrategias efectivas de intervención y recuperación ambiental (Quiroz, 2025).

2.3.5.2. Valoración de la calidad del suelo.

La evaluación de la calidad del suelo frente a la contaminación por metales pesados requiere conocer tanto los niveles de fondo la concentración natural de metales en el suelo como los niveles de referencia, que establecen límites seguros para la exposición (Quiroz, 2025). Un método comúnmente empleado (Chen et al., 2022) es el índice de riesgo potencial ecológico (RI), que permite analizar tanto el riesgo individual como global en zonas específicas (Yang et al., 2022), identificando concentraciones que superan dichos niveles para orientar estrategias de remediación.

Sin embargo, muchos estudios se enfocan en áreas puntuales sin comparar adecuadamente los niveles de fondo y referencia entre distintos tipos de suelo, limitando una comprensión integral del impacto en la calidad del suelo y la salud pública (Quiroz, 2025), razón por que la investigación sobre la valoración del suelo ha tomado mayor relevancia para la humanidad, ya que nos muestra la situación de la salud y calidad del suelo. Por ello, es imperativo desarrollar investigaciones exhaustivas que adopten un enfoque integrado para valorar la calidad edáfica considerando tanto la contaminación como los niveles naturales y normativos, y así mejorar la gestión ambiental y la protección de ecosistemas y salud humana

A. La valoración ambiental de la calidad del suelo.

La evaluación ambiental del suelo es esencial para la sostenibilidad, al proporcionar información clave sobre los impactos en suelos, producción alimentaria, salud pública y biodiversidad (Quiroz, 2025). La contaminación por metales pesados como Pb, Cd, Hg, As y Cr, provenientes de actividades antropogénicas como agricultura, minería y urbanización, representa una amenaza global que requiere herramientas de evaluación efectivas (Silva et al., 2024). El suelo, como indicador sensible de alteraciones debido a cambios en el uso y deforestación, permite evaluar técnica y económicamente la degradación de ecosistemas y sus repercusiones ambientales (Dixon y Pagiola, 1998 citado por Quiroz, 2025). La valoración ambiental integra propiedades fisicoquímicas, biológicas y bioquímicas del suelo, considerando las interacciones entre nutrientes y biodiversidad para entender el impacto de los metales pesados en el ecosistema (Quispe et al., 2023). Además, determinar la disponibilidad de metales para la absorción vegetal es fundamental para evaluar la toxicidad del suelo, empleando índices de calidad que incorporan parámetros físicos, químicos y biológicos que permiten una valoración precisa.

Por su parte Pérez (2000) realizó la valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados, sustentada en su objetivo principal que fue valoración del riesgo de toxicidad en suelos agrícolas en la comunidad de Madrid-España: En Perú, Quiroz (2012), realizó una valoración ambiental, que también se sustentó en la existencia de toxicidad real y potencial; en base a los contenidos disponibles y valores de referencia de los metales pesados Cd, Pb, Zn y Cu en los suelos del área estudiada. Actualmente, existen vacíos de

investigación, siendo necesario cubrir, a razón de que en su mayoría los estudios solo identifican los contenidos de metales pesados obviando analizar su biodisponibilidad o toxicidad (Mendoza et al., 2021) en el suelo, como también no se consideran su variabilidad regional e impacto en la calidad del suelo, fundamental en una valoración efectiva.

2.3.5.2.1. Umbrales de contaminación y/o valores de referencia

En el análisis ambiental, los umbrales de contaminación corresponden a las concentraciones máximas de contaminantes permitidas por normativas nacionales e internacionales, orientadas a preservar tanto la salud humana como la integridad del ecosistema (Quiroz, 2025), y en contraste, los valores de referencia surgen de estudios específicos y del conocimiento histórico geológico, representando las condiciones naturales inherentes al suelo. (Munive et al., 2018; Quiroz, 2025) asevera que una interpretación precisa de los umbrales y/o valores de referencia se torna fundamental para evaluar el riesgo ambiental, permite distinguir el tipo de contaminación antrópica o natural (Beltrán y Aguilar, 2022) ocasionada por metales en el suelo.

Numerosos estudios en España han utilizado “niveles de referencia” como sistemas de alerta y control para la calidad del suelo, estableciendo que su superación implica niveles de intervención y la necesidad de medidas correctivas (IHOBE, 1998; CMAJA, 1999; Pérez, 2000; Mico, 2005; Iribarren, 2008). Diversos enfoques han abordado los umbrales de contaminación por metales pesados; en Latinoamérica, investigaciones destacan la necesidad de adaptar umbrales regionales; Leiva y Lapa (2022) en Perú enfatizan consideraciones agrícolas e intensivo uso de agroquímicos. Dueñas et al. (2022) en Colombia evaluaron el efecto del riego con aguas residuales, proponiendo umbrales que integran la contaminación industrial y agrícola; y Condori et al. (2023) establecen líneas base según tipos de suelo. Existe la urgencia de normalizar métodos para definir umbrales y niveles de referencia específicos, debido a la limitada comparabilidad y concentración en áreas puntuales (Quiroz, 2025). En Perú, se requiere fortalecer la normativa para distintos tipos de suelo y usos, evitando aplicar un único valor de toxicidad para todos los escenarios, tal como lo reconoció la normativa andaluza CMAJA (1999), que estableció tres niveles diferenciados según uso del suelo: agricultura, parques y zonas forestales; y áreas industriales; habiendo establecido tres niveles para los suelos de uso agrícola, y diferenciaron suelos ácidos de los neutros/alcalinos; siendo los siguientes niveles:

Nivel de referencia: Representa el máximo valor admisible para los suelos no contaminados. Para este umbral se debe conocer el pH del suelo y el contenido total de As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Tl y Zn (CMAJA, 1999).

Nivel de investigación: Este nivel indica que los suelos se encuentran contaminados y se establecen una serie de determinaciones para evaluar la posible toxicidad de la contaminación. Además, se establecen dos niveles de peligrosidad (CMAJA, 1999).

a. Nivel de investigación recomendable: Considerado nivel de alerta a partir del cual se sospecha que puede existir una contaminación peligrosa.
b. Nivel de investigación obligatoria: Supone que a partir de este umbral el suelo se encuentra contaminado y es de obligatoriedad investigar esta contaminación. Recomiendan la extracción secuencial propuesta por Tessier et al. (1979).

Nivel de intervención: Indica que el suelo está contaminado con niveles peligrosos y es urgente proceder a su remediación (CMAJA, 1999).

2.3.5.2.2. Valoración del riesgo de toxicidad

El "riesgo de toxicidad" se define como la probabilidad de que contaminantes, orgánicos o inorgánicos, generen efectos adversos en la salud del suelo, humana o ecosistémica debido a su exposición y toxicidad (Castro et al., 2024). En el caso de metales pesados, esta toxicidad depende de factores como la forma química, biodisponibilidad y propiedades fisicoquímicas del suelo (Quiroz, 2025). Cada metal posee un umbral de toxicidad que, al ser superado, puede causar daños al sistema edáfico. Conocer estos umbrales es esencial para evaluar el riesgo de toxicidad y determinar si un suelo está contaminado, así como para definir etapas de análisis y gestión (Calderón et al., 2023; IHOBE, 1998). La definición de valores indicativos de calidad permite sistematizar la información y orientar decisiones adecuadas en la evaluación de suelos contaminados, facilitando la identificación de riesgos hacia organismos vivos y el ambiente, considerando el uso del suelo (IHOBE, 1998; Quiroz, 2025).

El riesgo asociado a los metales pesados depende de su disponibilidad para la absorción por los organismos vivos (Basta, 2004), considerando que estos no se degradan en el suelo y muchos son toxinas bioacumulativas persistentes (PBTs); (Quiroz, 2025). La inmovilización química reduce el riesgo ecológico, por lo que es fundamental evaluar la toxicidad real en los suelos según los contenidos máximos

asimilables y los umbrales específicos para cada metal (Kabata, 1992; Pérez, 2000; Quiroz, 2012). Estudios han señalado la alta contaminación por Pb, Cu, Zn y Cd vinculada a prácticas agrícolas intensivas que aumentan la susceptibilidad a la contaminación (Astonitas et al., 2021). Investigaciones como las de Castro-González et al. (2023) relacionan los niveles de metales en el suelo con la exposición humana y los cultivos, proponiendo estrategias de mitigación. Además, la bioacumulación en el sistema suelo-planta ha sido evaluada usando productos apícolas como bioindicadores, subrayando su importancia para la gestión del riesgo (Salamanca et al., 2023). Por último, la fitorremediación ha emergido como una vía innovadora para mitigar la toxicidad de los suelos contaminados, mediante especies capaces de absorción y estabilización de metales pesados (Peña y Beltrán, 2022).

2.3.6. Marco legal

2.3.6.1. Normativa nacional.

- Constitución Política del Perú 1993.
- Ley General del Ambiente – Ley 28611.
- Ley Orgánica para el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales – Ley 26821.
- Reglamento de Clasificación de Tierras por su Capacidad de Uso Mayor (DS N°017-2009-AG).
- Reglamento para la ejecución de Levantamiento de Suelos (DS N°013-2010-AG).
- Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo (DS N°002-2013-MINAM).
- Directiva que establece procedimiento de adecuación de los instrumentos de gestión ambiental a nuevos Estándares de Calidad Ambiental (ECA) (DS N°003-2014-MINAM).
- Guía para la Elaboración de Estudios de Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente (RM N°034-2015-MINAM).
- Guía de Evaluación de Riesgos Ambientales. MINAM -Viceministerio de Gestión Ambiental - Dirección General de Calidad Ambiental 2009.
- Decreto Supremo que aprueba los Estándares de Calidad Ambiental para Suelo (RM N°182-2017-MINAM).

- Decreto Supremo que aprueba los Criterios para la Gestión de Sitios Contaminados (RM N°212-2017-MINAM).
- Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo (DS N°011-2017-MINAM).
- Criterios para la Gestión de Sitios Contaminados (DS N°012-2017-MINAM).

2.3.6.2. Normativa internacional.

- Convenio de Estocolmo sobre los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) 2001.
- Soil Survey Manual - Soil Taxonomy, 2022 – FAO
- Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health (Canadian Council of Ministers of the Environment – CCME, 2020).
- Criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación. España. CMAJA (1999).
- Norma Oficial Mexicana PROY- NOM – 147 - SEMARNAT/SSA1-2004, Criterios para determinar las concentraciones de Remediación de Suelos Contaminados, 2005.

2.4. Marco conceptual.

2.4.1. Contaminación del suelo por metales.

Según Arellano (2002), existen variadas clasificaciones de la contaminación, destacándose principalmente dos: Por su origen y por el tipo.

a. Por su origen:

- ❖ Contaminación natural: Se debe a fenómenos naturales como la erosión y las erupciones volcánicas y está relacionada con la composición de suelos, aguas y los componentes de algunos alimentos pero que no es tan grave como la antropogénica (Arellano, 2002).
- ❖ Contaminación antropogénica: Es generada por las actividades que realiza el hombre como son las industriales, mineras, agropecuarias, artesanales y

domésticas y es más grave por su naturaleza y la gran variedad de contaminantes que genera (Arellano, 2002).

b. Por el tipo de contaminante:

- ❖ Contaminación biológica: Se presenta cuando un microorganismo (virus, hongo o bacteria) se encuentra en un ambiente que no le corresponde y causa daños a los demás organismos que lo habitan (Arellano, 2002).
- ❖ Contaminación física: Es la provocada por agentes físicos como las radiaciones ionizantes, energía nuclear, ruido, presiones extremas, calor y vibraciones (Arellano, 2002).
- ❖ Contaminación química: Es provocada por diferentes sustancias de uso industrial y doméstico que se encuentran dispersas en el ambiente (Arellano, 2002).

Ponce, (2018) las alteraciones del suelo no se pueden atribuir a una única causa. Los contaminantes pueden estar en forma difusa se encuentran dispersos en múltiples puntos, y como también en forma puntual a concentraciones elevadas en determinada área específica. Por tanto, las afecciones más importantes al suelo según Ponce (2018) son:

a. Como consecuencia de actividades industriales, las concentraciones de metales pesados (mercurio, cobre. cadmio plomo, níquel, etc.) en el suelo pueden aumentar de forma considerable lo que da lugar a la contaminación de los agro sistemas o ecosistemas naturales.

b. Las fuentes de contaminación por metales pesados son variadas e incluyen fungicidas e insecticidas como caldos bordelés y arseniato de plomo, fertilizantes que contienen impurezas metálicas, y emisiones originadas en fundiciones, refinerías, combustión de combustibles y la industria del acero. Además, contribuyen a la contaminación los lodos de depuradoras, residuos agropecuarios, desechos mineros y fallas en sistemas de contención industrial.

c. Uso excesivo o inadecuado de agroquímicos como fertilizantes, reguladores de crecimiento, enmiendas minerales, productos fitosanitarios, etc., que conducen a la permanencia de residuos en los suelos, acuíferos y cosechas.

d. Uso de agua inadecuada para el riego o encharcamiento de suelos, procedentes de aguas superficiales contaminadas.

e. Uso de fertilizantes inapropiados: basuras municipales, desechos o subproductos de industrias agrarias, lodos de depuradora, etc.

f. Los enterramientos de residuos municipales industriales (radiactivos o no) o mineros, que presentan un serio punto de contaminación dependiendo del tamaño del depósito a los procesos de difusión por lavado o evaporación al medio que lo rodea.

g. La contaminación microbiana causados por las aguas de riego afectadas por los usos urbanos e industrial; es una de las causas más graves de contaminación orgánica, tanto bacteriana como vírica.

El suelo se considera contaminado cuando excede su capacidad de amortiguación frente a sustancias que alteran sus propiedades biogeoquímicas, causando desequilibrios y convirtiéndose en fuente de contaminantes para el agua, los organismos y la atmósfera (Larios, 2014; Munive et al., 2018). Aunque tradicionalmente la contaminación se evaluaba por la concentración total de compuestos, se reconoce que la especiación, el fraccionamiento y la biodisponibilidad son parámetros más relevantes para evaluar la toxicidad (CMAJA, 1999). Para detectar contaminación, se utilizan “niveles de referencia” que habilitan sistemas de alerta y control; superar estos niveles lleva a “niveles de intervención” que exigen acciones correctivas (IHOBE, 1998; Pérez, 2000; Quiroz, 2012).

2.4.2. Clasificación y valoración del suelo.

Para lograr la clasificación correspondiente de los suelos según los contenidos de metales pesados que se determinan en el análisis de los suelos estudiados en caso de suelos con actividad agrícolas; se pueden seguir muchas metodologías. Según la metodología utilizada por Pérez (2000) se determina los contenidos medios "background" y sus intervalos de metales en ppm; luego se determina los “Niveles de Referencia” de los metales en estudio (IHOBE, 1998; Quiroz, 2012; Saldaña, 2020, etc.). Según Kabata Pendías y Pendías (1992); los niveles de referencia se determinan utilizando dos métodos:

a) Estableciendo las correlaciones entre arcilla y/o materia orgánica del suelo estándar (no contaminado) y los contenidos en metales; y

b) sumando la media de valores o nivel de fondo más dos veces la desviación típica (S); el segundo método se utiliza cuando no exista correlación o esta no sea significativa entre arcilla y/o materia orgánica del suelo, luego se distribuye los suelos estudiados en clases, atendiendo al contenido de los metales en estudio, estas clases se establecen según la acumulación edáfica (IHOBE, 1998; Quiroz, 2012; Saldaña, 2020).

Cuadro 11. Directivas de Kiely para clasificación de suelos contaminados.

Parámetro	**suelos no contaminados**	**Contaminación**			
		Ligera	**media**	**alta**	**muy alta**
	----------**mg/kg suelo seco**----------				
pH (ácido)	6.0 - 7.0	5.0 - 6.0	4.0 - 5.0	2.0 - 4.0	<2
pH alcalino	7.0 - 8.0	8.0 - 9.0	9.0 - 10.0	10.0 - 12.0	>12
Arsénico	0 – 30	30 – 50	50 - 100	100 - 500	> 500
Cadmio	0 – 1	1 – 3	3 - 10	10 - 50	> 50
Cromo	0 – 100	100 - 200	200 - 500	500 - 25000	> 2500
Cobre(disp)	0 – 100	100 - 200	200 - 500	500 - 25000	> 2500
Plomo	0 – 500	500 - 1000	1000 - 2000	2000 - 1,0%	> 1%
Plomo(disp)	0 – 200	200 - 500	500 - 1000	1000 - 5000	> 5000
Manganeso	0 – 500	500 - 1000	1000 - 2000	2000 - 1,0%	> 1,0%
Níquel(disp)	0 – 20	20 – 50	50 - 200	200 - 1000	> 1000
Cinc(disp.)	0 – 250	250 - 500	500 - 1000	1000 - 5000	> 5000

Fuente. Kiely (1999) citado por Quiroz (2025).

Cuadro 12. Estándar holandés de evaluación de la contaminación de suelos.

	Suelo estándar	
Elemento	Valor (A) de referencia	Valor (C) de intervención [1]
	mg kg $^{-1}$	
Arsénico	29	55
Cadmio	0,8	12
Cromo	100	380
Cobalto	20	240
Cobre	36	190
Mercurio	0,3	10
Plomo	85	530
Molibdeno	10	200
Níquel	35	210
Cinc	140	720

[1]indica contaminación severa de los suelos donde es necesario remediar. Para metales pesados, los valores de referencia e intervención son dependientes de la relación arcilla/limo y contenido de materia orgánica de los suelos.(IHOBE, 1998; Quiroz, 2025)

Los contenidos de metales totales son comparados e interpretados utilizando la clasificación de suelos propuesta por Kiely; que tienen en cuenta el grado de contaminación con metales pesados y establece cinco categorías: suelo no contaminado (SNC), contaminación ligera (SCL), contaminación (SC), contaminación alta (SCA) y contaminación inusualmente alta (SCIA), ver el Cuadro 11.

Valores de A, B y C usados para el cálculo del VIS de los elementos			
Elemento	**A**	**B**	**C**
Arsénico	0,	0,	0,
Cadmio	0,4	0,007	0,021
Cromo	50	0	0
Cobalto	2	0,28	0
Cobre	15	0,6	0,6
Mercurio	0,2	0,0034	0,001 7
Plomo	50	1	1
Molibdeno	1	0	0
Níquel	10	1	0
Cinc	50	3	1,5

Fuente. (IHOBE, 1998; Quiroz, 2025)

Los valores estándares deben ser modificados según la fórmula:

VIS = VISE (A + B % arcilla/limo + C % materia orgánica) / (A + 25B + 10C);

Donde: VIS = valores de intervención para un suelo particular.

VISE = valores de intervención para un suelo estándar (10% materia orgánica y 25% arcilla)

Cuadro 13. Cálculo del Valor A de concentración de metales pesados en el suelo.

Metal	**Valor A**
Cd	0,4 + 0,007 (Arc*+ 3 MO**)
Co	20
Cr	50 +2 Arc
Cu	15 + 0,6 (Arc + MO)
Ni	10 + Arc
Pb	50 + Arc + MO
Zn	50 + 1,5 (2 Arc + MO)

****Arcilla menor a 0,002 mm (%) **Materia orgánica (%).***
Fuente. Brion y Rosso (1998) citado por Quiroz (2025).

Cuadro 14. Concentración máxima permitida de metales pesados totales en suelos agrícolas.

País		As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Cr
Chile[1] Macro zonas	Norte pH >6,5	20	2	150	1,5	112	75	4	175	n.n.
	Norte pH< 6,5	12,5	1,25	100	1	50	50	3	120	n.n.
	sur pH > 5	10	2	75	1	30	50	4	175	n.n.
U E[2]		n.n.	1-3	50-140	1-1,5	30-75	50-300	n.n.	150-300	100-150
	Francia	n.n.	2	100	1	50	100	n.n.	300	150
	Italia	n.n.	1,5	100	1	75	200	n.n.	300	-
	España	n.n.	0,4	40	0,3	30	40	n.n.	100-150	60
	Holanda[3] valor A	20	1	50	0,5	50	50	n.n.	200	100
	Holanda valor B	30	5	100	2	100	150	n.n.	500	250
	Holanda valor C	50	20	500	10	500	600	n.n.	3000	800
Turquía[4]	Suelos pH > 5	n.n.	3	100	2	50	100	n.n.	300	100
Australia[5]	Suelos pH < 5	20	1	100	1	60	150	5	200	100
US[6]		n.n	20	750	8	210	150	n.n	1400	1500
Canada[7]	Suelos pH>6	14	1,6	100	0,5	32	60	1,6	220	20

[1] Norma lodos NCh2952c-2004 (INN, 2004); [2] Directiva 86/278/EEC (Marmo, 2003); [4] Ley ambiental 2878- 1983; [5]Norma Australian Standard AS 4454-1999 (ARMCANZ/ANZECC ,2000); [6] McGrath et al (1994); [7] Lovell et al., 1998; valores expresados en (mg kg-1) citado por .Quiroz (2025).

En Polonia se han establecido cinco clases de contaminación en suelos: 1) Ligera 2) Moderada 3) Considerable 4) Muy contaminados 5) Extremadamente contaminados, diferenciadas también por textura y pH (Pérez, 2000; Quiroz, 2012). En Holanda, los estándares para metales pesados en suelos se basan en criterios toxicológicos, incluyendo valores de referencia (A), máximos permitidos (B) y niveles de saneamiento para guiar intervenciones, fundamentados en la Ingestión Diaria Tolerable (TDI) relacionada con la bioacumulación en vegetales (Brion y Rosso, 1998; Martín, 2000 citados por Quiroz, 2025).

El valor de referencia (A) se calcula mediante modelos estadísticos que consideran propiedades fisicoquímicas como materia orgánica y textura, importantes para la movilidad de metales, metodologías reconocidas internacionalmente (Segura, 2024; Saldaña, 2020; Mico, 2005; IHOBE, 1998).

En suelos agrícolas, las concentraciones deben ajustarse a estos niveles para garantizar cultivos libres de contaminación (Pérez, 2000).

Cuadro 15. Valores indicativos de contaminación del Gobierno Vasco.

Metal	VIE-A	VIE-B				
		Otros	Infantil	Urbano	Parque público	Industrial
As	23	30	30	30	30	200
Ba	80+2,5L					
Cd	0,8	5	5	8	25	50
Co	6+0,5L					
Cu	10+0,5L					
Cr	25+L	200	90	200	400	550
Hg	0,3	4	4	4	15	40
Mo	0,6+0,018L	75	75	75	250	750
Ni	12+L	110	110	150	500	800
Pb	16+0,7L+2,1H	120	120	150	450	1000
Zn	50+2,L					

Fuente. Ley 1/2005. (BOE, 2005) citado por Quiroz (2025).

La normativa peruana, bajo el DS N°011-2017-MINAM (2017), establece estándares ambientales obligatorios aplicables a diversas actividades productivas.

En Alemania, la regulación de metales pesados está contemplada en leyes específicas de calidad del suelo, considerando tipos de suelo (ver Cuadro 16) y pH para evitar daños por aplicación de biosólidos, con límites máximos establecidos según tipo edáfico (European Commission, 2003).

La normativa peruana en la actualidad se rige acorde al DS N°011-2017-MINAM (2017) Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo, existiendo referentes en la “Guía Ambiental para la restauración de suelos en instalaciones de refinación y producción petrolera (Cuadro 18); y valores naturales del suelo (Cuadro 17), que servían de referencia para evaluar la calidad del suelo en un área de influencia estudiada.

Cuadro 16. Límite máximo de metales pesados en el suelo, según Ley Federal Alemana.

Tipo de ley	Tipo de suelo	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
		----------mg kg^{-1}----------							
Protección de suelo[1]	Arcilloso (I)	20	100	1,5	100	60	70	1	200
	Limoso (II)	15	1	70	60	30	50	0,5	150
	Arenoso (I)	10	0,4	40	30	100	15	0,1	60
Ordenanza Lodos[2]	Suelos pH 5,5-7,0	-	100	1,5(1)*	100	60	50	1	100 (150)*
LABO[3]	Arenoso	3	15	0,3	20	3	3	0,03	15
	Limoso	10	0,3	50	50	30	50	0,06	90
	Arcilloso	10	1	75	100	60	75	0,14	120

[1]Ordenanza BBoSchG/1999 (U.E, 2004); [2]Ordenanza AbfKlärV/1992; [3]Valores de referencia para reciclar compost; *Valores más bajo para suelos arenosos debido a su vulnerabilidad. European Commission, (2001) citado por Quiroz, (2025).

Cuadro 17. Límite valores naturales de metales para suelos en Perú.

Parámetros Inorgánicos	Valores Límite(mg/kg)
Arsénico (As)	5
Bario (Ba)	200
Berilio (Be)	4
Cadmio (Cd)	0.5
Cobalto (Co)	10
Cromo (Cr)	20
Cobre (Cu)	30
Molibdeno (Mo)	2
Níquel (Ni)	20
Plomo (Pb)	25
Selenio (Se)	1
Estaño (Sn)	5
Talio (Tl)	0.5
Vanadio (V)	25
Zinc (Zn)	60
Boro (B)	1
Mercurio (Hg)	0.1

Fuente. (GARSIRPP, 2000) citado por Quiroz (2025).

Cuadro 18. Valores límite para considerar restauración de suelo.

Parámetros Inorgánicos	Valores Límite(mg/kg)
Arsénico (As)	30
Bario (Ba)	500
Berilio (Be)	4
Cadmio (Cd)	5
Cobalto (Co)	10
Cromo (Cr)	250
Cobre (Cu)	100
Molibdeno (Mo)	10
Níquel (Ni)	100
Plomo (Pb)	500
Selenio (Se)	3
Estaño (Sn)	50
Talio (Tl)	-
Vanadio (V)	200
Zinc (Zn)	500
Boro (B)	-
Mercurio (Hg)	2

Fuente. (GARSIRPP, 2000) citado por Quiroz (2025).

2.4.3. Características de los metales pesados en estudio.

2.4.3.1. Arsénico.

El arsénico (As) se asocia a óxidos e hidróxidos en el suelo y se retienen a pH bajo, mostrando movilidad mínima, particularmente en condiciones reductoras donde su concentración disuelta disminuye (CMAJA, 1999). A diferencia de otros metales, su solubilidad varía poco con el pH, reduciéndose su disponibilidad con el aumento de oxihidróxidos de Fe y Al, y presentándose en formas As^{5+} y As^{3+} (este último más tóxico al formar complejos estables con grupos –SH). Además, su estado de oxidación está influenciado por la materia orgánica y los óxidos, siendo más móvil en suelos sódicos y casi cinco veces más biodisponible en suelos arenosos que en arcillosos, y en ciertos casos adquiere formas organometálicas como el ácido metilarsínico y el ácido dimetilarsínico (Wuana y Okieimen, 2011).

Niveles y umbrales de contaminación para el arsénico.

Según CMAJA (1999), en suelos naturales no contaminados se observan concentraciones típicas de 2 a 5 mg/kg, mientras que se considera preliminarmente contaminado un suelo al alcanzar niveles entre 10 y 30 mg/kg, y se requiere intervención (nivel peligroso) cuando las concentraciones fluctúan entre 20 y 300 mg/kg, asignándose rangos menores (20–50 mg/kg) para suelos agrícolas y mayores (50–300 mg/kg) para áreas residenciales, comerciales e industriales. Según (CMAJA, 1999) los umbrales de arsénico para suelos agrícolas varían en la normativa europea, desde un mínimo de 10 mg/kg en el Reino Unido hasta 29 mg/kg según la normativa holandesa, con valores medios de 9,2 mg/kg en suelos de china y 13 mg/kg en contextos de rocas metamórficas y arcillas; se propone un límite de 20 mg/kg, mientras que el ECA Suelo de Perú establece 50 mg/kg como límite estándar.

2.4.3.2. Cobre.

El cobre (Cu) es uno de los más importantes elementos para las plantas y los animales (CMAJA, 1999) su exceso puede producir deficiencia de Zn y viceversa. Las formas asimilables por las plantas son el $[Cu(H_2O)_6]^{2+}$ (ion hexaaquacobre(II)) para los suelos ácidos y como $Cu(OH)_2$ (copper(II)hydroxide) en los neutros y alcalinos. Además, el Cu se fija fuertemente al suelo y es muy poco móvil; y poco sensible a los cambios de pH. La adsorción del Cu en el suelo depende principalmente de la MO, de los óxidos de Fe y Mn, aumentando su solubilidad significativamente a pH de 5,5 (Wuana y Okieimen, 2011), en estos entornos, el Cu se presenta en formas diversas: como iones solubles, complejos orgánicos e inorgánicos solubles, complejos orgánicos estables, adsorbido en óxidos de Mn, Fe y Al, en materia orgánica y arcillas, o integrado en estructuras minerales. En general, predomina su asociación al complejo de cambio, siendo los suelos con altos contenidos de materia orgánica capaces de tolerar concentraciones elevadas de Cu.

Niveles y umbrales de contaminación para el cobre.

Según (CMAJA, 1999) los suelos naturales suelen contener entre 10 y 30 mg/kg de Cu, con niveles de referencia establecidos en el rango de 17 a 100 mg/kg y límites de intervención que varían de 100 a 800 mg/kg; en cambio, en los suelos agrícolas los umbrales se reducen a 100-200 mg/kg, mientras que las normativas europeas definen niveles de referencia de Cu que oscilan desde 17 mg/kg en Bélgica hasta 100 mg/kg en Francia y Alemania. En Inglaterra se registra 23 mg/kg y en suelos

agrícolas de EE.UU. y Alemania se alcanza un promedio de 30 mg/kg (Barth y Hermite, 1987). (CMAJA, 1999).establece umbrales de 50 mg/kg para suelos ácidos y 100 mg/kg para aquellos neutros y alcalinos. Los ECA Suelo de Perú no consideran un valor estándar límite del Cu.

2.4.3.3. Cadmio.

El cadmio (Cd) es un metal altamente tóxico y acumulativo, sin función esencial para los organismos (CMAJA, 1999) su solubilidad depende del pH, incrementándose su retención en la fase sólida a valores altos de pH, aunque mantiene mayor movilidad relativa comparado con otros metales, y presenta un comportamiento similar al catión Ca^{2+}, con frecuente asociación al Zn (Alloway, 1995). Suelos con alto contenido de $CaCO_3$ adsorben Cd, disminuyendo su biodisponibilidad, mientras que la materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico favorecen su adsorción, aunque sus complejos son menos estables que los de Pb o Cu; los óxidos de Fe también intervienen en esta dinámica (García y Page, 1978 citados por Quiroz, 2025). La principal fuente de Cd proviene de sulfuros de zinc, especialmente esfalerita y greenockita, liberados principalmente por actividades mineras y procesos de fundición de Zn-Cu-Pb (CMAJA, 1999). En la corteza terrestre, el Cd se encuentra en concentraciones bajas, típicamente entre 0.03 y 0.2 mg/kg, como subproducto del Zn y ocasionalmente del Pb (Chira, 2021).

Niveles y umbrales de contaminación para el cadmio.

Los suelos exhiben concentraciones típicas de cadmio entre 0,05 y 0,3 mg/kg, lo que establece los niveles de referencia, mientras que los umbrales de intervención para zonas agrícolas varían entre 2 y 12 mg/kg (CMAJA, 1999). En el contexto europeo, las normativas para suelos agrícolas determinan niveles de referencia de Cd desde 0,7 mg/kg en Francia hasta 3,5 mg/kg en el Reino Unido. Además, (CMAJA, 1999) sugiere umbrales de 2 mg/kg para suelos ácidos y 3 mg/kg para suelos neutros y básicos, comparables al límite de 1,4 mg/kg propuesto por los ECA Suelo de Perú.

2.4.3.4. Plomo.

El plomo (Pb) en suelos se presenta principalmente como Pb^{2+} y, en menor medida, como Pb^{4+} (CMAJA, 1999) mostrando una biodisponibilidad y movilidad que aumenta conforme disminuye el pH, sobre todo en condiciones de alta acidez (Prueb, 1997). Su adsorción es favorecida por compuestos de Fe, Mn y Al, mientras que a pH

elevado forma complejos estables con la materia orgánica. Dado que el Pb no es beneficioso para los organismos, su acumulación en la cadena alimentaria resulta especialmente nociva (Chira, 2021).

Niveles y umbrales de contaminación para el plomo.

Según CMAJA (1999) las concentraciones de plomo (Pb) en suelos pueden variar entre 2 y 16.000 mg/kg, siendo 10–50 mg/kg los valores habituales en suelos naturales. Las normativas establecen niveles de referencia de 40 a 550 mg/kg; Mientras que los umbrales de intervención oscilan entre 60 y 2,500 mg/kg, con rangos de 60 a 200 mg/kg para actividades agrícolas, lo que evidencia una disparidad de criterios en la definición de toxicidad (Castro, 2024). En el ámbito europeo, los niveles de referencia para suelos agrícolas varían de 40 mg/kg en Bélgica hasta 550 mg/kg en el Reino Unido, situándose en 85 y 100 mg/kg en Holanda y Alemania, respectivamente. Además, CMAJA (1999) propone umbrales de 100 mg/kg para suelos ácidos y 200 mg/kg para suelos neutros o alcalinos, mientras que los ECA Suelo de Perú sugieren un límite de 70 mg/kg.

2.4.3.5. Zinc.

El zinc (Zn) se presenta principalmente en forma de Zn^{2+} en la solución del suelo, siendo adsorbido por arcillas, materia orgánica e hidróxidos de Fe y Al; cuando esta solución se satura, el Zn precipita con diversos compuestos, aunque la unión al complejo de cambio es la más estable, interactuando geoquímicamente con el cadmio (CMAJA, 1999). Su biodisponibilidad depende fuertemente del pH, mostrándose mucho más móvil en suelos ácidos que en neutros o alcalinos (CMAJA, 1999) y aumenta con la capacidad de cambio, la arcilla y la materia orgánica. Aunque el zinc es un elemento esencial y de baja toxicidad, concentraciones superiores a 350 mg/kg pueden ocasionar retrasos en el crecimiento de las plantas.

Niveles y umbrales de contaminación para el zinc.

En la corteza terrestre, el Zn presenta un contenido medio de 80 mg/kg (CMAJA, 1999) con variaciones según el tipo de roca: de 50 a 100 mg/kg en ígneas, 120 mg/kg en arcillas, y 20 a 30 mg/kg en areniscas y calizas. En suelos, los valores normales oscilan entre 10 y 100 mg/kg, mientras que los niveles referenciales se sitúan de 60 a 300 mg/kg y los de intervención de 120 a 3000 mg/kg, alcanzando rango de 120 a 700 mg/kg en suelos agrícolas. Las normativas europeas para suelos agrícolas

establecen umbrales de Zn desde 62 mg/kg (Bélgica) hasta 300 mg/kg (Alemania), siendo propuestas 200 mg/kg para suelos ácidos y 300 mg/kg para suelos neutros o alcalinos por CMAJA. (1999); en contraste, los ECA Suelo de Perú no definen un valor límite estándar para este elemento.

2.4.3.6. Cobalto.

En cuanto al Cobalto (Co), con la alteración de minerales como los arseniuros, sulfuros y ciertos silicatos (CMAJA, 1999).se libera Co^{2+} y Co^{3+} con alta movilidad en medios oxidantes y ácidos; siendo que el Co no migra normalmente como fase soluble a razón que el Co^{2+} y el Co^{3+} son fuertemente adsorbidos por los óxidos de Fe y Mn y por la materia orgánica. Además, los óxidos, hidróxidos y carbonatos de Co son muy insolubles. El Co es un elemento necesario para el crecimiento de las plantas y animales en bajas concentraciones (CMAJA, 1999).la disponibilidad del Co es muy dependiente del pH; siendo más móvil a pH acidos (Prueb, 1997) en medios alcalinos es muy poco móvil; los contenidos del Co están asociados a los minerales de Mn, siendo su comportamiento similar en los suelos (CMAJA, 1999).

Niveles y umbrales de contaminación para el cobalto.

Los contenidos de cobalto (Co) en la corteza terrestre oscilan entre 20 y 23 mg/kg, alcanzando valores elevados (hasta 150 mg/kg) en rocas ígneas ultrabásicas y básicas, como peridotitas y gabros, y valores bajos (alrededor de 1 mg/kg) en rocas ígneas ácidas y sedimentarias (CMAJA, 1999). En los suelos naturales, las concentraciones medias varían entre 1 y 300 mg/kg, siendo frecuentes rangos de 8 a 16 mg/kg, con niveles de contaminación definidos a partir de 10 mg/kg y umbrales de intervención entre 40 y 240 mg/kg. En suelos agrícolas, la normativa holandesa establece un nivel de referencia de 20 mg/kg, mientras que CMAJA (1999) propone límites de 20 mg/kg para suelos ácidos y 50 mg/kg para suelos neutros y alcalinos. Los ECA Suelo de Perú no definen un valor límite estándar para este elemento.

2.4.3.7. Mercurio.

Respecto al Mercurio (Hg), según las condiciones de oxidación-reducción del suelo, se encuentra en tres formas Hg, H_2^{2+} y Hg^{2+} (CMAJA, 1999) siendo las formas más frecuentes Hg y H_2^{2+}; la forma de presentación es regulada por el pH, Eh, $[Cl^-]$ y la actividad microbiana (Steinnes, 1995). El comportamiento del mercurio (Hg) en el suelo depende del pH y del potencial redox. En condiciones ácidas, predomina la

formación de complejos de $HgCl_2$, mientras que a pH superior a 7 se estabiliza como $Hg(OH)_2$. La materia orgánica tiene un papel fundamental en la complejación, lo que impide la existencia frecuente de Hg^{2+} en forma libre, favoreciendo su unión a S^{2-}. Bajo condiciones reductoras y en presencia de H_2S o HS^-, el Hg se estabiliza y precipita como HgS, aunque en horizontes superficiales se oxida a Hg^{2+} (Steinnes, 1995). A altas concentraciones, el Hg forma complejos haluros (Hg_2I_2, Hg_2Cl_2 y Hg_2Br_2). Generalmente se encuentra inmovilizado, adsorbido a la fracción mineral y orgánica y solo una pequeña parte permanece disuelta, aun presentando tendencia a volatilizarse. La metilación del Hg da origen al metilmercurio (CH_3Hg^+), cuya toxicidad es significativamente mayor (CMAJA, 1999).

Niveles y umbrales de contaminación para el mercurio.

Los contenidos de Hg en la corteza terrestre son de aproximadamente 0,05 mg/kg, oscilando en rocas ígneas entre 0,004 y 0,08 mg/kg y alcanzando valores de hasta 0,3 mg/kg en rocas sedimentarias, mientras que la concentración en suelos varía ampliamente (0,005 a 4,6 mg/kg). Los niveles de referencia se establecen entre 0,3 y 2 mg/kg, y para suelos agrícolas se recomienda intervención a partir de 10 mg/kg. En las normativas europeas, los niveles de referencia para Hg en suelos agrícolas varían de 0,3 mg/kg (Holanda, Francia, Reino Unido) a 2 mg/kg (Alemania), mientras que CMAJA (1999) propone un umbral de 1 mg/kg; en contraste, los ECA Suelo de Perú sugieren un límite estándar de 6,6 mg/kg.

2.4.3.8. Molibdeno.

El Molibdeno (Mo) se presenta en forma aniónica en los suelos y es, junto al Selenio (CMAJA, 1999), uno de los pocos metales pesados que muestra un aumento de su solubilidad al incrementarse el pH. Se puede estabilizar en condiciones reductoras al disminuir su solubilidad; también en presencia de Pb, Fe y carbonatos. Presenta tendencia a unirse a los óxidos de Fe y Al y a la materia orgánica CMAJA (1999). En los suelos se encuentra oxidado en formas desde Mo^{3+} a Mo^{6+}, predominando Mo^{4+} y Mo^{6+} (Alloway et al., 2013). Es nocivo en altas concentraciones para los organismos.

Niveles y umbrales de contaminación para el molibdeno.

En suelos naturales no contaminados, los contenidos de molibdeno (Mo) oscilan entre 1 y 5 mg/kg (CMAJA, 1999), y concentraciones elevadas pueden inducir

deficiencia de cobre en las plantas. Aunque los niveles de referencia se sitúan entre 1 y 10 mg/kg y los de intervención entre 4 y 200 mg/kg, las normativas sobre contaminación de suelos han tratado poco este elemento, sin establecer umbrales de toxicidad. En suelos agrícolas, algunos estándares internacionales fijan niveles de referencia desde 2 mg/kg (Canadá) hasta 10 mg/kg (normativa holandesa), siendo que CMAJA (1999) propone un límite de 10 mg/kg sin diferenciar entre suelos ácidos y alcalinos, mientras que los ECA Suelo de Perú no consideran un valor límite estándar para Mo.

2.4.3.9. Níquel.

El níquel (Ni) se presenta en los suelos en diversos estados de oxidación, pero sólo el Ni^{2+} es estable en un amplio margen de valores de pH y de potencial redox (CMAJA, 1999). Es considerado un elemento esencial para los organismos del suelo.

Niveles y umbrales de contaminación para el níquel.

El contenido medio de Ni en la corteza terrestre es de aproximadamente 80 mg/kg (CMAJA, 1999). Sin embargo, varía notablemente según el material: rocas ultramáficas como serpentinas y peridotitas pueden alcanzar hasta 2000 mg/kg, mientras que, en rocas ígneas ácidas, como los granitos, puede ser tan bajo como 0,5 mg/kg. En suelos no contaminados, las concentraciones de Ni varían ampliamente, expresándose en rangos de 1 a 1000 mg/kg e incluso alcanzando 7000 mg/kg en ciertos casos, con niveles de referencia entre 10 y 50 mg/kg y umbrales de intervención de 70 a 700 mg/kg (CMAJA, 1999). En suelos agrícolas, las normativas europeas establecen niveles de referencia de Ni entre 9 mg/kg (Bélgica) y 50 mg/kg (Alemania), proponiéndose un límite de 40 mg/kg para suelos ácidos y de 50 mg/kg para suelos neutros y alcalinos (CMAJA, 1999) mientras que los ECA Suelo de Perú no definen un valor límite estándar.

2.4.3.10. Cromo.

El Cromo (Cr) se presenta en diferentes estados de oxidación en los suelos (CMAJA, 1999) sus formas más estables son el Cr^{3+} y el Cr^{6+}, siendo el primero el más estable (McGrath, 1995). El Cr^{6+} es más tóxico, de mayor movilidad en suelos porosos, con pH de moderado a alto está presente en el horizonte subsuperficial de los suelos contaminados (CMAJA, 1999). El Cr aumenta su movilidad cuando disminuye el pH, es menos sensible a variaciones del pH respecto al Pb, Zn, Cd y Co (Prueb, 1997). El Cr^{6+} como anión, es un oxidante fuerte, con marcada tendencia a reducirse

en grandes concentraciones en presencia de materia orgánica y de óxidos de Mn (Prueb, 1997).

Niveles y umbrales de contaminación para el cromo.

En la corteza terrestre, el Cr presenta una concentración media de aproximadamente 100 mg/kg (CMAJA, 1999).alcanzando valores muy altos en rocas ígneas ultramáficas, como las serpentinas (hasta 2980 mg/kg), y niveles más bajos en rocas ígneas ácidas y sedimentarias (11–35 mg/kg). En los suelos, las concentraciones varían entre 20 y 80 mg/kg, pudiendo llegar a rangos de 100 a 7000 mg/kg en serpentinas (McGrath, 1995), en función del material originario. Los niveles de referencia para suelos agrícolas se sitúan entre 37 y 600 mg/kg, y los umbrales de intervención oscilan entre 130 y 1000 mg/kg (CMAJA, 1999). Las normativas europeas establecen valores de referencia para el Cr que van desde 37 mg/kg en Bélgica hasta 150 mg/kg en Francia, con promedios de 41 mg/kg en Inglaterra y Gales, 65 mg/kg en Francia y 100 mg/kg en el Reino Unido; Además, CMAJA (1999) propone un límite de 100 mg/kg sin diferenciar entre suelos ácidos y alcalinos, mientras que los ECA Suelo de Perú fijan un límite estándar de 0,4 mg/kg para el Cromo VI.

2.4.3.11. Estroncio.

El estroncio (Sr) es un elemento natural que se presenta mayoritariamente en el ambiente en su estado de oxidación +2, el único estable e industrialmente relevante bajo condiciones normales (ATSDR, 2004). Aunque se caracteriza por ser duro y de color blanco, esta forma se encuentra generalmente como mineral y puede formar compuestos tanto solubles como insolubles en agua. Además, sus isótopos naturales estables: ^{84}Sr, ^{86}Sr, ^{87}Sr y ^{88}Sr (ATSDR, (2004), los cuatro isótopos se comportan en forma químicamente similar.

Niveles y umbrales de contaminación para el estroncio.

El Sr se presenta en el suelo de forma variable, siendo su concentración típica de 0.2 mg/kg en condiciones naturales (ATSDR, 2004), aunque sus umbrales de toxicidad han sido poco estudiados y no se han establecido límites normativos para suelos agrícolas (ECA Suelos). En la corteza continental, su abundancia oscila entre 282 y 348 mg/kg con valor medio de 320 mg/kg (Rudnick y Gao, 2014), mientras que a nivel mundial se estima un promedio de 220 mg/kg (Jiménez, 2010). Su

concentración en el suelo depende en gran medida del material parental y del clima, con límites en horizontes superficiales entre 715 y 1000 mg/kg, y niveles de referencia que varían de 50 a 1000 mg/kg (promedio de 300 mg/kg). Además, sus valores en diferentes rocas son: 180 mg/kg en basaltos, 10 mg/kg en ultramáficas, 220 mg/kg en granitos, 100 mg/kg en areniscas, 250 mg/kg en lutitas, 500 mg/kg en calizas y 150 mg/kg en carbones (Reimann y Caritat, 1998). Bravo et al. (2014) calculan un contenido medio de 241.88 mg/kg, con variaciones que oscilan desde 183.06 mg/kg en suelos calizos hasta 444.65 mg/kg en inceptisoles calizos y 264.34 mg/kg en entisoles; en los ECA Suelo de Perú no definen un valor límite estándar.

2.4.3.12. Manganeso.

El manganeso (Mn), undécimo elemento más común en la corteza terrestre con una concentración media de 900 mg/kg, posee un radio iónico de 67 pm, similar al del Fe^{2+} y Mg^{2+}, lo que le permite sustituir a estos elementos en algunos minerales (Ure y Berrow, 1982). Se encuentra principalmente como óxidos y sulfuros, frecuentemente asociado al hierro, y su comportamiento depende de procesos de óxido-reducción y de complejación con quelatos orgánicos, siendo el pH, las condiciones redox y la adsorción orgánica factores determinantes de su solubilidad (Gómez y Sotés, 2014). En suelos ácidos y neutros, la concentración de Mn^{2+} en solución varía entre 0,01 y 1 ppm, prevaleciendo en forma de complejos orgánicos (90% de la solución), mientras que el Mn^{2+} se moviliza y lixivia bajo condiciones extremas (Uchida y Hue, 2000). Para una nutrición adecuada, se recomienda que las concentraciones de manganeso en solución y la fracción intercambiable se sitúen entre 2–3 ppm y 0,2–5 ppm, respectivamente (Gómez y Sotés, 2014).

Niveles y umbrales de contaminación para el manganeso.

Los contenidos medios de manganeso en rocas y suelos muestran una considerable variabilidad según la litología. (Kraushopf, 1972 citado por Quiroz, 2025) y otros reportaron valores de aproximadamente 400 mg/kg en granitos, 1500 mg/kg en basaltos, 850 mg/kg en pizarras, 1100 mg/kg en calizas y entre 10 y 100 mg/kg en areniscas; valores de 1500 mg/kg en basaltos y de 1600 mg/kg en rocas ultramáficas. Entre 400 a 800 ppm en sedimentos arcillosos, y una media de 525 en Cambisoles (Kabata Pendias y Pendias, 2001). En la bibliografía se citan rangos extremos desde 0,55 hasta 8870 mg/kg, siendo los valores más comunes entre 20 y 3000 mg/kg. Los niveles de referencia también varían, fijándose entre 0 y 500 mg/kg

según directivas de Kiely (2002), mientras que se han reportado 690 mg/kg en suelos de Madrid y Galicia y 809 mg/kg en los de la Comunidad de La Rioja (BOE, 2005). Por otra parte, los ECA Suelo de Perú no proponen un valor estándar límite para el manganeso.

2.4.3.13. Zirconio.

El zirconio (Zr) se presenta mayoritariamente en el estado de oxidación +4, reaccionando con oxígeno para formar minerales altamente resistentes, como el circón ($ZrSiO_4$) y la baddeleyita (ZrO_2), lo que refleja sus tendencias oxifílicas y litófilas (Kabata Pendias y Pendias, 2001). Debido a estas características, el Zr presenta baja movilidad en los suelos, siendo transportado únicamente por ácidos orgánicos. Además, se utiliza como elemento índice en estudios edáficos, de forma similar al titanio, ya que las proporciones entre estos dos elementos proporcionan indicadores fiables de la formación del suelo (Hutton, 1977 citado por Quiroz, 2025). Generalmente, los contenidos de zirconio en los suelos provienen de la roca madre y varían según su tipo, siendo su presencia en sí misma poco significativa, y el único impacto ambiental potencial se relaciona con residuos industriales que contienen sales solubles de Zr.

Niveles y umbrales de contaminación para el zirconio.

Según Kabata Pendias y Pendias (2001), la abundancia de zirconio en la corteza terrestre varía entre 20 y 500 ppm, presentándose en suelos derivados de rocas magmáticas con valores bajos en rocas ultramáficas y sedimentos calcáreos (20–40 ppm) y con concentraciones mayores en rocas intermedias, como dioritas y sienitas (250–500 ppm). En suelos originados de rocas sedimentarias, los rangos reportados son de 160 a 200 ppm en sedimentos arcillosos, de 150 a 200 ppm en esquistos y de 180 a 220 ppm en areniscas, mientras que en calizas y dolomitas se registra una media de 20 ppm. Además, los suelos situados sobre deriva glacial muestran valores de 70 a 200 ppm (media de 140 ppm), y los suelos residuales de rocas ricas en zirconio alcanzan una media de 305 ppm. Se han informado también medias de 224 ppm en diversos suelos de EE. UU. (Kabata Pendias y Pendias, 2001) y de 350 ppm en suelos australianos (Hutton, 1977 citado por Quiroz, 2025). En Rusia, se reporta un contenido de zirconio de 470 ppm en loess profundo (Waganov y Nizharadze, 1981). En China, los contenidos varían entre 219 y 500 ppm, con una media de 281 ppm (Govindaraju, 1994), mientras que en EE. UU. se observan niveles entre 184 y 760 ppm, con una

media de 279 ppm. Los ECA Suelo de Perú no establecen un valor estándar límite para el zirconio.

2.4.3.14. Bario.

El bario (Ba) se asocia comúnmente a minerales como feldespatos y micas, manifestándose mayormente en forma de sulfatos y carbonatos insolubles o firmemente unidos a arcillas y materia orgánica, lo que limita su absorción por las plantas (Kabata Pendias y Pendias, 2001). En la corteza, se encuentra en estado Ba^{2+} formando minerales carbonatados (witerita, $BaCO_3$), sulfatados (barita, $BaSO_4$) o silicatados (berilita, $Be_2BaSi_2O_7$), y puede sustituir a elementos como Ca o K (Macías y Calvo de Anta, 2009). Su fracción biodisponible es generalmente baja en suelos de pH neutro a básico y ricos en Ca y Mg, mientras que en presencia de azufre y condiciones oxidantes se favorece la formación de precipitados estables como $BaSO_4$. La biodisponibilidad aumenta en medios ácidos, desaturados y de textura arenosa. En agua dulce, la especie soluble es Ba^{2+}, con concentraciones inferiores a 3 µg/L, en comparación con un valor de referencia de 10 µg/L (Macías y Calvo de Anta, 2009). En suelos ácidos (pH <6) la mayor solubilidad del Bario favorece su absorción por las plantas comestibles, aunque este elemento se presenta mayoritariamente en formas muy insolubles, lo que mitiga su toxicidad. Según Macías y Calvo de Anta (2009), el bario es levemente fitotóxico por su competencia con el calcio, y el crecimiento y la salud vegetal no se ven comprometidos hasta que las concentraciones superan ampliamente los valores protectores para la salud pública. La incorporación de materia orgánica y el encalado en suelos ácidos pueden reducir adicionalmente su absorción.

Niveles y umbrales de contaminación para el Bario.

El Bario se presenta en la corteza terrestre con una concentración media de aproximadamente 425 mg/kg (Pais y Jones, 1997 citado por Quiroz, 2025), aunque sus niveles varían ampliamente: de 0,5 a 1200 mg/kg en rocas magmáticas y de 50 a 800 mg/kg en rocas sedimentarias, con rangos de 300 a 500 ppm según Kraushopf, (1979) citado por Quiroz, (2025). Sposito (1989) estima valores de 580 mg/kg en suelos y 500 mg/kg en la corteza, mientras que IHOBE (1994) señala promedios de 300 a 340 mg/kg. Las directrices de Calidad Ambiental Canadiense (2003) y los ECA Suelo de Perú establecen un valor de referencia de 750 mg/kg para el Bario.

2.4.3.15. Titanio.

El titanio (Ti), con estados de oxidación predominantes Ti^{4+}, Ti^{3+} y Ti^{2+}, es un elemento común en la corteza terrestre, principalmente en forma tetravalente dentro de óxidos, titanatos y silicatos (Kabata Pendias y Pendias, 2001). Su isótopo más abundante es el ^{48}Ti, que representa el 73.8% de la masa total. Este elemento es común en las rocas, con concentraciones que varían entre 300 ppm y 14,000 ppm, y, en compuestos minerales, se encuentra mayoritariamente en estado tetravalente, formando parte esencial de óxidos, titanatos y silicatos. Además, el dióxido de titanio (TiO_2) se manifiesta en distintas modificaciones cristalinas, como rutilo, anatasa y brookita (Kabata Pendias, 2010). Minerales como ilmenita ($FeTiO_2$), titanita ($CaTiO(SiO_4)$) y perovskita ($CaTiO_3$) son frecuentemente encontrados en la litología terrestre. Según Mendoza (2020), la concentración de titanio (Ti) en la superficie oscila entre 3000 y 3117 mg/kg, variando significativamente según la litología: 3000 mg/kg en rocas ultramáficas, granitos y granodioritas; 1500 mg/kg en areniscas; 1000 mg/kg en carbón; 400 mg/kg en calizas; 10,000 mg/kg en gabros y basaltos; 9000 mg/kg en basaltos oceánicos; 6000 mg/kg en lutitas y esquistos; y 4316 mg/kg en grauvacas. Esto lo clasifica como un elemento litófilo. Entre sus minerales más importantes se encuentran la ilmenita, el rutilo (TiO_2) y el esfeno ($CaTiSiO_5$), también aparece como accesorio en piroxenos, anfíboles, micas y granates. (Mendoza et al., 2020) su compatibilidad en fases tempranas de fraccionamiento favorece el enriquecimiento en rocas máficas y ultramáficas. (Kabata Pendias y Pendias, 2001) indican que el contenido total de Ti junto con el de Zr en el suelo ha sido empleado en diversos estudios sobre la génesis y la continuidad de los perfiles edáficos.

Niveles y umbrales de contaminación para el titanio.

Mendoza (2020) señala que la presencia del titanio (Ti) en suelos varía según el ambiente geológico, asociándose con distintos elementos según el tipo de depósito: en sulfurosos y silicatos con Fe, Mg, Mn y V; en depósitos de placer con Au, Sn y tierras raras; en granitos y pegmatitas con Nb, Ta, Li, Rb y otros; y en bauxitas con Nb, Ta, Ga y Al (Salminen et al., 2005). El Ti presenta baja movilidad en el suelo, debido a la alta estabilidad y baja solubilidad del TiO_2, pudiendo eliminarse por floculación o adsorción en precipitados de óxidos de Mn y Fe (Mendoza, 2020). Los suelos superficiales contienen entre 0.1% y 0.9% de Ti, con mayor concentración en suelos meteorizados y tropicales; el contenido promedio mundial es aproximadamente

0.33% (Kabata Pendias y Pendias, 2001). Actualmente, no existen niveles de referencia internacional específicos para Ti en suelos agrícolas, y los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) de Perú no establecen un límite normativo para este elemento.

2.4.3.16. Hierro.

El hierro (Fe) constituye aproximadamente el 5% de la litosfera y sus concentraciones en suelos varían entre 10,000 y 100,000 mg/kg (Kabata-Pendías y Pendías, 2001), aunque estos valores no reflejan su disponibilidad biológica, lo que requiere determinar las fracciones asimilables. Sposito (1989) reporta 26,000 mg/kg en suelos y 41,000 mg/kg en la corteza. La principal fuente de Fe en el suelo proviene de la meteorización de minerales primarios, especialmente silicatos ferromagnéticos como olivino, augita, hornblenda y biotita, que liberan Fe soluble para ser asimilado, formado en complejos orgánicos o transformado en minerales secundarios (p. ej., sulfuros, carbonatos y, principalmente, óxidos e hidróxidos), los cuales regulan su solubilidad. Cabe destacar que el Fe^{2+} es considerablemente más soluble que el Fe^{3+} y que, al incrementarse el pH en una unidad, la concentración de Fe disminuye mil veces; asimismo, a pH superiores a 5, el $Fe(OH)_3$ se precipita como producto insoluble (Juárez et al., 2007).

Niveles y umbrales de contaminación para el hierro.

En el ámbito internacional (Frank et al., 1976) citado por Mico, (2005) menciona una media de 14770 mg/kg en suelos agrícolas de Ontario, por su parte Franklin et al., (2003) citado por Mico, (2005) valores inferiores con una media de 6698 mg/kg en suelos agrícolas de Carolina del Sur (EE.UU.). Por otro lado, Pomares et al. (1998) citado por Mico, (2005) obtienen una media de 25930 mg/kg en suelos agrícolas con cultivos de cítricos en Valencia, donde el Fe es aportado como suplemento para evitar deficiencias. En general, los trabajos sobre los contenidos de Fe en suelos agrícolas son escasos debido a que no suele ser un elemento contaminante en la mayoría de los suelos (Mico, 2005). No se cuenta con niveles de referencia establecidos específicamente a nivel internacional para suelos agrícolas. Los ECA para Suelo de Perú no propone valor estándar límite para el Hierro.

2.4.4. Aspectos del metal pesado que influyen en su toxicidad y biodisponibilidad.

2.4.4.1. Constante de solubilidad (ks).

La constante de solubilidad, que mide la proporción de un sólido que se disuelve en agua, es fundamental ya que la biodisponibilidad de un elemento depende de su capacidad para pasar a fase acuosa (Larios, 2014). Según Föstner (1987) y Bourg (1995) citados por Larios (2014), cuanto mayor es el valor de Ks, mayor es la movilidad y disponibilidad del compuesto. Se diferencia la solubilidad en: compuestos solubles cuando Ks $>10^{-10}$, poco solubles con Ks $\approx 10^{-20}$ y muy insolubles si Ks $<10^{-20}$ La constante de solubilidad del sulfuro de plomo (PbS) presente en la galena se calcula:

$$Pb^{+2}{}_{(ac.)} + S^{-2}{}_{(ac.)} \leftrightarrow PbS_{(s)} \qquad K_s = [Pb^{+2}]\,[S^{-2}\,] / [PbS]$$

$$K_s\,(PbS) = 2{,}5 \times 10^{-27}\ \text{(muy insoluble)}$$

2.4.4.2. Estado de oxidación.

El estado de oxidación de un elemento influye significativamente en su toxicidad y biodisponibilidad (Larios, 2014). En general, las formas reducidas son más móviles, solubles, tóxicas y biodisponibles que las oxidadas; sin embargo, en elementos como el cromo ocurre lo contrario. Así, mientras que el Cr(III) es un nutriente esencial que rara vez cruza las membranas lipídicas, el Cr(VI) resulta genotóxico y carcinógeno, pudiendo infiltrarse en las células como cromato ($Cr_2O_7^{2-}$) a través de transportadores de aniones (Alloway, 1995).

2.4.4.3. Especiación.

La IUPAC define la especiación como la distribución de un elemento entre sus diferentes especies químicas en una muestra, un proceso clave para identificar y cuantificar las formas químicas presentes mediante análisis físico y químicos (Chira, 2021). En el caso de metales traza en suelos, la especiación implica el fraccionamiento y la caracterización de formas solubles y suspendidas tras extracciones secuenciales o específicas (Chira, 2021). Según Larios (2014), la especiación corresponde a la distribución de especies químicas, mientras que Adriano (2001) destaca que esta depende de la composición isotópica, el estado de oxidación y la estructura molecular. La forma química determina la movilidad, la biodisponibilidad y la toxicidad de los metales, condicionando su impacto ambiental (Porta et al., 2003). En suelos, los

metales en fase acuosa se presentan mayoritariamente como iones, adsorbidos en coloides y disponibles para la biota (Bourg, 1995 citado por Larios, 2014). Las especies organometálicas, de origen natural o antropogénico, pueden degradarse a compuestos inorgánicos que luego reaccionan formando nuevas especies mediante metilación o alquilación, procesos que aumentan su toxicidad y potencial de bioconcentración y biomagnificación (Kabata-Pendias y Pendias, 2001; Larios, 2014).

2.4.5. Extracción de metales pesados.

La identificación de las diferentes formas químicas y tipos de unión (especiación) de los metales en el suelo permite evaluar su movilidad, disponibilidad y toxicidad, aportando una comprensión más profunda que el análisis exclusivo de los contenidos totales (Pueyo et al., 2004). se tiene 2 métodos de extracción:

a) **Métodos de Extracción Simple.** Los métodos de extracción para determinar metales pesados disponibles para las plantas se basan en la forma química del metal y su interacción con componentes edáficos (Ure et al., 1993; Sahuquillo et al., 2003). Mediante una extracción única con un reactivo específico, que desplaza los iones adsorbidos por competencia, se evalúa la biodisponibilidad de los metales (Kennedy et al., 1997). Estas técnicas, empleadas en estudios de fertilidad y diagnóstico de contaminantes, permiten estimar la transferencia de metales desde el suelo a la biota (Ure et al., 1993; Rauret, 1998). Sin embargo, un desafío importante es seleccionar un reactivo con fuerza de extracción adecuada según las propiedades del suelo y la fracción objetivo (Mico, 2005).

b) **Métodos de Extracción Secuencial.** Los métodos de extracción secuencial permiten diferenciar la asociación de metales pesados con componentes del suelo mediante extractantes de distinta fuerza, evaluando la especiación metálica (Tessier et al., 1979). Este esquema, adaptado para suelos, divide los metales en fracciones solubles/cambiables, unidas a carbonatos, óxidos de hierro y manganeso, materia orgánica y residual (Cala y Rodríguez, 1989). Sin embargo, presenta limitaciones como baja selectividad, reabsorción de metales, mayor tiempo analítico y dificultades interpretativas (Rauret, 1998; Sahuquillo et al., 2003). Por ello, para fines específicos, se prefiere la extracción simple con un único extractante para analizar la fracción disponible de metales en suelos agrícolas y de bosque.

c) **Selección del extractante para la extracción simple.** Diversos extractantes se utilizan en la extracción simple para determinar la fracción disponible de metales pesados en suelos. Estudios de Ross (1994); Rauret (1998); Sahuquillo et al. (2003); Kabata Pendías (2004) y Pueyo et al. (2004) han evaluado la fuerza extractora de los reactivos más empleados, clasificándolos en: electrolitos (por ejemplo, cloruro de calcio y magnesio), agentes intercambiadores (como acetato amónico y ácido acético), y agentes quelantes (EDTA, DTPA), entre otros.

La biodisponibilidad de metales pesados en suelos se evalúa mediante métodos químicos que emplean agentes quelantes como EDTA y DTPA para capturar iones metálicos en solución (Kabata Pendias y Pendias, 2001). Estos extractantes se utilizan para medir la disponibilidad de micronutrientes (p.ej., EDTA para Ca, Cu y Zn en suelos forestales; DTPA para Zn, Fe, Mn y Ca (Viro, 1995; Lindsay y Norvell, 1978), aunque estas metodologías, diseñadas para detectar deficiencias, pueden no predecir la absorción en condiciones de exceso. En particular, la extracción simple con 0.05 M de EDTA a pH 7 basada en el desplazamiento de iones adsorbidos por iones competitivos (Kennedy et al., 1997), corresponde bien con la cantidad que las plantas absorben, como lo confirman estudios con trazadores isotópicos para el Zn (Sahuquillo et al., 2003). Finalmente, debido a la alta variabilidad de los ensayos de campo, se prefieren los ensayos en invernadero para obtener resultados más controlados y de corta duración (Munive et al., 2018; Quiroz, 2012).

CAPÍTULO III. METODOLOGÍA

3.1. Generalidades del área en estudio.

3.1.1. Ubicación y acceso al área en estudio.

El área estudiada se localiza en el distrito de Luyando (Figura 3), provincia de Leoncio Prado (Figura 2), departamento de Huánuco, Perú. Situada entre la cuenca del río Huallaga y rio Tulumayo, con altitud promedio de 630 msnm, oscilando entre 615 msnm (sector bajo Guacamayo) y 1400 msnm (caserío Felipe Pinglo). Con un área de extensión considerable de 11,163.68 ha, este distrito está constituido por más de 44 caseríos o centros poblados. El acceso a la zona de estudio es posible tanto por vía terrestre desde Lima con un trayecto de 10 horas a Tingo María, seguido de 10 minutos adicionales hacia el distrito; y vía aérea, mediante vuelos de entre 45 y 50 minutos.

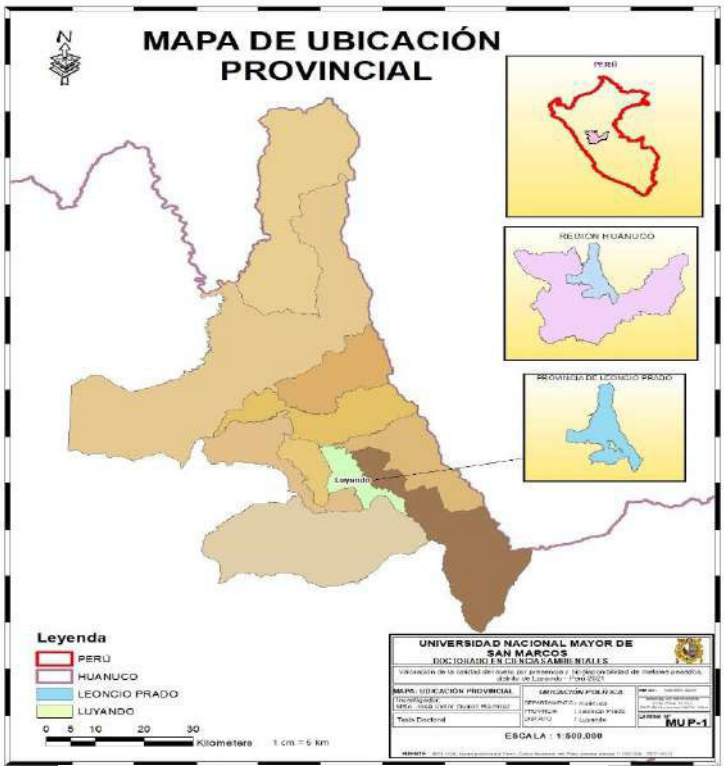


Figura 2. Ubicación provincial

3.1.2. Hidrografía.

Se identifica que el distrito cuenta con 2 vertientes importantes, siendo el río Tulumayo y el río Supte; el drenaje del río tulumayo, es con dirección al oeste, siendo una red hidrográfica dendrítica, con nacientes ubicadas en la cordillera a altitudes entre 1000 y 1500 msnm, en contraste, los valles en la parte media y baja de los ríos presentan altitudes menores a 1000 msnm, y llegan a formar valles aluviales intramontanos con el recorrido de sus aguas; la cuenca abarca los distritos de Luyando y Daniel Alomía Robles. Por otro lado, el río Supte, es alimentado por dos afluentes, uno ubicado a UTM E: 393740 m, N: 8972466 m a 640 msnm y otro a UTM E: 393332 m, N: 8972371 m a 670 msnm; que desemboca en el río Huallaga, en su margen derecho.

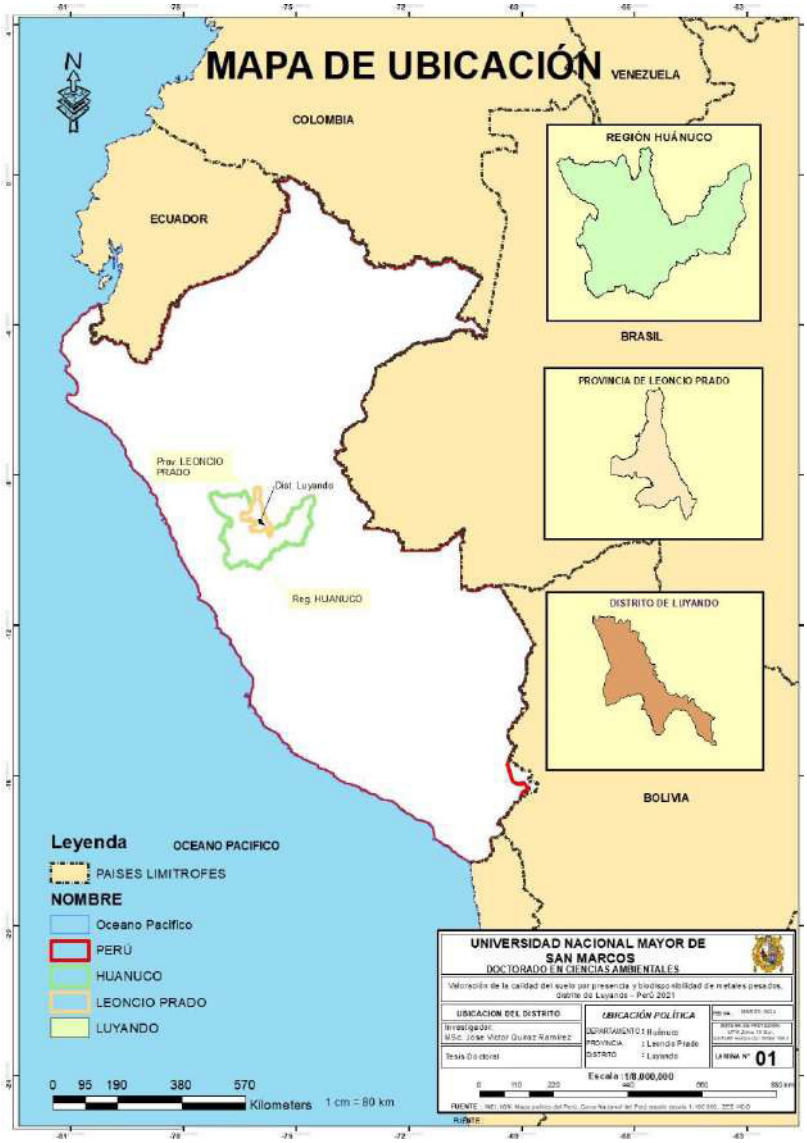


Figura 3. Ubicación distrital

3.1.3. Clima y ecología.

El área de estudio está ubicada en selva alta, con precipitación media anual de 3040 mm, temperatura media anual de 25°C y con una humedad de relativa de 75 a 80 %. De acuerdo con el mapa ecológico, establecido en el sistema Holdridge, el área de estudio se constituye como un bosque muy húmedo subtropical (Bmh–St).

3.1.4. Vegetación y uso de suelos.

La flora en el área de estudio es muy variada existen diversas especies vegetales tanto agrícolas como forestales, se pueden observar áreas agrícolas con cultivos como plátano, cacao, café, cítricos, plato, arroz, yuca, coca entre otros.

3.1.5. Fisiografía.

Para el distrito, en cuanto al relieve se identifican geoformas particulares agrupadas en tres tipos de relieve en base la altura relativa siendo; montañas, colinas (lomadas) y planicies. Siendo la fisiografía predominante el paisaje de montaña, preexistiendo áreas con pendientes pronunciadas, así mismo zonas formadas por laderas, terrazas, depresiones, hondonadas y cerros con numerosos afloramientos rocosos. Se distingue que existen pendientes que van desde ligeramente inclinada a extremadamente empinada con rangos de 2% a más de 75%. Para el distrito de Luyando, se identificó las pendientes en el área de estudio, según el mapa de pendientes (ver Anexo A.1.2.) obtenido con la herramienta ArcGIS, teniendo como base las cartas nacionales del Perú en escala 1:100000 del IGN en formato *.shp(shapefile) disponibles. Respecto al área total del distrito de Luyando de 11,163.68 ha, se identificó la predominancia de pendientes empinadas (38.41%), ligeramente inclinadas (21.57%), muy empinadas (10.68%), moderadamente empinadas (10.22%), y Plana a casi plana (10.06%). También, se identificó las unidades fisiográficas, según el mapa fisiográfico (ver Anexo A.1.3.) obtenido con la herramienta ArcGIS, en base a las cartas nacionales del Perú en escala 1:100 000 del IGN en formato *.shp(shapefile) disponibles; Respecto al área total del distrito de Luyando de 11,163.68 ha, se identificó la predominancia de laderas de colinas empinadas (35.74%), terraza aluvial alta ligeramente inclinada (16.58%), terraza fluvial baja inundables plana a casi plana (10.06%), Laderas de colina moderadamente empinadas (10.01%).

3.1.6. Unidades geomorfológicas.

En el distrito, se identifica una geología vinculada a ciclos de sedimentación, configurándose geológicamente una estructura fallada y plegada, acompañada de una intensa actividad magmática, estableciendo diferentes formaciones. (MDL, 2018) menciona que a finales del Pre cambriano se desarrollaron cuencas de intensa deposición volcanoclástica, con ambientes geosinclinales afectados por el tectonismo. Preexistiendo una configuración geológica que aloja depósitos metálicos y no metálicos (calizas, arcillas y limos). Así mismo se configura un relieve, de acuerdo con su naturaleza y a los procesos de la geodinámica externa, ligada reciamente a anomalías meteorológicas específicas, existiendo depósitos aluviales en colinas y vertiente montañosa con depósitos coluviales (MDL, 2018).

Las unidades geomorfológicas identificadas en el área de estudio, según el mapa geomorfológico (ver Anexo A.1.4.) obtenido con la herramienta ArcGIS, teniendo como base las cartas geomorfológicas del Perú en escala 1:100 000 del INGEMMET en formato *.shp(shapefile) y *.mxd disponibles; y referencia se utilizó el informe temático “Geomorfología” de Quintana (2010). Respecto al área total del distrito de Luyando de 11,163.68 ha, y del análisis geomorfológico se determinó la predominancia de laderas de colinas empinadas con rocas del Mesozoico (31.15%), terraza aluvial alta (16.58%), terraza fluvial baja inundable (10.06%), laderas de montañas empinadas con rocas del Mesozoico (7.78%), laderas de colinas moderadamente empinadas con rocas del Mesozoico (6.71%).

3.1.7. Marco geológico.

Se identificaron las unidades litoestratigráficas en el área de estudio, habiéndose desarrollado la producción del mapa geológico (ver Anexo A.1.5.) con la herramienta ArcGIS, teniendo como base las cartas geológicas del Perú en escala 1:100 000 del INGEMMET en formato *.shp(shapefile) y *.mxd disponibles; de referencia se utilizó el informe temático “Geología” de Castro, (2011), además el Boletín N° 80- Geología de los cuadrángulos de Aguaytía, Panao y Pozuzo -Hojas:19l, 20l, 21l (De La Cruz et al., 1996); Boletín N° 112- Geología de los cuadrángulos de Aucayacu, Río Santa Ana y Tingo María-Hojas: 18-k, 18-l y 19-k (Martínez et al., 1998); que refieren la existencia de afloramientos rocosos sedimentarios

pertenecientes a los grupos: Pucará, Oriente, Chonta y Vivian, además de la existencia de depósitos Cuaternarios (aluviales y fluviales) adyacentes al área de estudio. Respecto al área total del distrito de Luyando de 11,163.68 ha, y del análisis geológico se determinó la predominancia de la Formación Chonta (28.54%), Depósitos aluviales (22.36%), Grupo Pucara (15.70%), Depósitos fluviales (10.06%), Grupo Huayabamba (7.21%), Grupo Oriente (5.86%), Formación Vivian (3.13%), isla de río (2.09%), cuerpos de agua y lagunas (3.88%), y áreas urbanas(0.93%).

3.2. Tipo y diseño de investigación.

3.2.1. Tipo de investigación.

Corresponde al tipo de investigación aplicada y evaluativa, de enfoque cuantitativo y diseño no experimental transeccional de tipo descriptivo-explicativo causal (Hernández et al., 2014). Su carácter aplicado se fundamenta en la utilización de conocimientos para comparar resultados con estándares de calidad de suelos y detectar posibles impactos negativos por metales pesados (Sánchez y Reyes, 2015).

El enfoque cuantitativo se centra en la medición objetiva de fenómenos mediante métodos empírico-analíticos y análisis estadístico (Villegas et al., 2011). Asimismo, al ser transeccional, la recolección de datos se efectuó en un único momento, permitiendo describir detalladamente las situaciones observadas (Hernández et al., 2014). Finalmente, su componente explicativo causal analiza el efecto de variables independientes, en consonancia con propuestas de la literatura (Hernández et al., 2014).

3.2.2. Diseño experimental.

La investigación es de tipo no experimental, ya que se observa y analiza los fenómenos en su ambiente natural sin manipular deliberadamente las variables (Hernández et al., 2014).

3.3. Variables de investigación.

3.3.1. Variables independientes.

a. Niveles de fondo y de referencia de metales pesados.

La variable que se conocerá con la determinación de las concentraciones de los metales (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe) presentes en el suelo. Los metales pesados son elementos con densidad superior a 5 g/cm^3. Generalmente se encuentran en pequeñas cantidades y pasan a ser tóxicos a partir de un determinado umbral de concentración, una vez pasado ese umbral afectan la calidad del suelo, a su vez la calidad de productos, y por consiguiente afectan la seguridad alimentaria.

b. Propiedades fisicoquímicas del suelo.

Las propiedades fisicoquímicas del suelo favorecen la movilidad (disponibilidad) de los metales pesados en el suelo. Siendo la disponibilidad la capacidad dinámica que tienen los metales para su movilización en el suelo, existiendo cuatro vías de movilización:

a). Pueden quedar retenidos en el suelo (disueltos en la solución del suelo o bien fijados por procesos de adsorción), complejación y precipitación.

b). Pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas.

c). Pueden pasar a la atmósfera por volatilización.

d). Pueden movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas.

Conceptualizándose así a la biodisponibilidad, como la capacidad de un elemento para pasar de un compartimento cualquiera del suelo a un ser vivo.

3.3.2. Variable dependiente.

Valoración de la Calidad del Suelo.

La variable que determinará el fin del presente estudio, en el cual se pretende la valoración del suelo en consideración a los niveles de referencia y estándares de calidad ambiental de suelo, debido a la presencia y bio-disponibilidad de los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe, y su afectación a la calidad del suelo debido al grado de contaminación en el distrito de Luyando.

3.3.3. Matriz operacionalización de variables.

a. Operacionalización de variables independientes

VARIABLE	TIPO VARIABLE	OPERACIONALIZACIÓN	DIMENSIONES	DEFINICIONES	INDICADOR	INSTRUMENTO	UNIDAD DE MEDIDA
Niveles de fondo y de referencia de los contenidos de metales pesados (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe)	Variable independiente	Se toman muestras representativas de suelo y se analizan para determinar las concentraciones naturales o históricas (de fondo) de metales pesados que actúan como niveles de referencia.	Concentración de metales pesados (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe)	Cantidad natural o histórica promedio de metales pesados presentes en el suelo (con proporciones inferiores a la media de los suelos de la zona) sin influencia antropogénica.	Concentración de metales pesados específicos en muestras de suelo • Excede los valores litológicos naturales • No excede los valores litológicos naturales	Análisis químico por espectrometría de absorción atómica (AAS) o espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS)	mg kg^{-1} (miligramos por kilogramo de suelo)
			Niveles de referencia	Los niveles de referencia son la máxima concentración admisible sin que se produzcan efectos adversos sobre los organismos en el suelo, y tienen en cuenta aspectos	• Exceden los estándares de calidad ambiental del suelo (ECA suelo) • No exceden los estándares de calidad ambiental del suelo (ECA suelo)	Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG) for soil	mg kg^{-1} mg kg^{-1}

				como la biodisponibilidad de los metales, sus propiedades fisicoquímicas y los usos del suelo.			
			Clases de suelos según el grado de contaminación	La clasificación de suelos se realiza de acuerdo con el grado de contaminación. Habiéndose determinado previamente los niveles de fondo y valores de referencia	Suelos no contaminados (SNC). Suelos ligeramente contaminados (SLC). Suelos moderadamente contaminados(SMd.C). Suelos muy contaminados(SMu.C).	Valores litológicos e intervalos de contenidos (Guías y manuales). Estadísticos descriptivos, Ecuaciones lineales y correlaciones (ProUCL versión 5.2, Software SPSS versión 26).	Clase 1=SNC Clase 2=SLC Clase 3=SMd.C Clase 4=SMu.C
VARIABLE	**TIPO VARIABLE**	**OPERACIONALIZACIÓN**	**DIMENSIONES**	**DEFINICIONES**	**INDICADOR**	**INSTRUMENTO**	**UNIDAD DE MEDIDA**
Propiedades fisicoquímicas del suelo	Variable independiente	Se realiza muestreo de suelo seguido de análisis físicos y químicos para caracterizar las propiedades relevantes que afectan la calidad del suelo.	Características fisicoquímicas del suelo: Textura del suelo (arena, limo, arcilla) pH, Capacidad de	Características que influyen en la movilidad y disponibilidad de contaminantes y nutrientes del suelo.			

		Además, se determinan las interrelaciones con los metales pesados en estudio.	intercambio catiónico (CIC), Materia orgánica, Carbonatos, Humedad, Bases y acidez cambiables.	Características físicas utilizadas como indicadores en la evaluación de los cambios que ocurren en el suelo a través del tiempo por características predominantes del lugar en estudio.	Clase textural Densidad Humedad	Guía para el Muestreo y análisis de Suelos Soil Survey Manual 2022 (USDA)	% de Arena, Limo y Arcilla g/cm^3 % de Humedad
				Características químicas, incluyen propiedades que afectan las relaciones suelo-planta, capacidad amortiguadora del suelo, calidad del suelo y agua, disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas y microorganismos; utilizados como indicadores en la evaluación del suelo.	Niveles de pH Niveles de M.O. Niveles de CIC Niveles de CaC03 Niveles de bases Intercambiables Niveles de Acidez Intercambiable	Guía para el Muestreo y análisis de Suelos	pH % M.O Meq/100g mg/lt. % de Bases intercambiables % de Acidez intercambiable

b. Operacionalización de variable dependiente

VARIABLE	TIPO DE VARIABLE	OPERACIONALIZACIÓN	DIMENSIONES	DEFINICIONES	INDICADOR	INSTRUMENTO	UNIDAD DE MEDIDA
Valoración de la Calidad del Suelo	Variable Dependiente	Para evaluar la calidad del suelo en el distrito de Luyando, se consideran los valores potenciales de toxicidad de los metales pesados presentes en los suelos. Por lo tanto, se obtienen datos sobre la concentración de metales y las propiedades fisicoquímicas; posteriormente, se aplican fórmulas o metodologías estandarizadas para calcular índices que valoren objetivamente la calidad del suelo. Estos índices incluyen los niveles de fondo, los niveles de referencia y los estándares de calidad ambiental del suelo establecidos en la normativa nacional e internacional.	Valores potenciales de peligro de toxicidad Nivel de contaminación Salud del suelo (fertilidad, función ecológica)	La valoración de la calidad del suelo es un proceso que evalúa cuantitativa o cualitativamente el estado del suelo, considerando la concentración de metales pesados frente a valores de referencia y estándares ambientales, junto con sus propiedades fisicoquímicas que influyen en su calidad y funcionalidad.	Índices de calidad del suelo basados en niveles de metales pesados y propiedades fisicoquímicas Índice de contaminación por concentraciones de los metales As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe. Índice de calidad del suelo según las propiedades fisicoquímicas Textura (%arcilla), pH, %materia orgánica, CIC, %Carbonatos)	Estándares de calidad ambiental del suelo (ECA suelo) Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG) for soil Índices calculados a partir de datos de laboratorio y evaluación del investigador (NF: Niveles de fondo, VIE: Valores indicativos de evaluación (VIE) o VR: Valores de referencia.	Índice adimensional o escala de contaminación (alta, media y baja) Concentraciones de metales en partes por millón (ppm)

3.4. Unidad de análisis.

La unidad de análisis comprendió muestras de suelo recolectadas en la zona de estudio, abarcando tanto suelos agrícolas como de bosque en el distrito de Luyando, Huánuco, Perú.

3.5. Población y muestra.

3.5.1. Población de estudio.

Comprendió muestras de suelos en estudio determinadas según distribución geoespacial en el distrito de Luyando, predominantemente los suelos agrícolas y de bosque sin intervención (estado natural).

3.5.2. Muestra.

La muestra fue determinada según el grupo geológico del distrito luego de una evaluación previa de campo y del mapa geológico acorde a la ubicación de las zonas de muestreo más representativas, habiendo cumplido algunos requisitos tales como zonas sin intervención (características naturales de suelo) y zonas con intervención antropogénica (áreas agrícolas, entre otros), se tomaron un total de 48 muestras de suelo.

3.5.3. Selección de la muestra.

Para la distribución de puntos de muestreo en el area de estudio, se siguieron estrategias (Mico, 2005; Quiroz, 2025), apoyadas en criterios probabilísticos (Hernández, 2014); inicialmente los puntos de muestreo fueron distribuidos y definidos en función a los objetivos de la investigación, la indagación previa del área de estudio y la expertis del investigador. Respecto a este criterio probabilístico, propiamente se utilizó procedimientos de muestreo aleatorio a razón de que; todos los puntos de muestreo manifiestan la misma probabilidad de ser seleccionados (Hernández, 2014); este criterio no incorpora un sesgo intencionadamente y admite la mejor determinación de la incertidumbre vinculada al muestreo. Además, debido a la inexistente información preliminar referente y de investigaciones en el area de estudio; que nos permitieran reconocer áreas con potencial contaminación de los suelos, se

descartó el diseño estratificado. Por tanto, el objetivo del procedimiento fue realizar muestreo por barrido del área de estudio y la caracterización general de las concentraciones de metales pesados presentes en los suelos agrícolas y de bosque del distrito de Luyando, con el fin de establecer niveles de fondo y valores de referencia. Fundamentado para este caso, la aplicación del muestreo aleatorio simple, sostenida en una distribución homogénea de contaminantes y la no disposición de información previa del área estudiada (IHOBE, 1994; Mico, 2005; Saldaña, 2020).

Cabe precisar qué para el muestreo de suelos, las zonas de extracción cumplieron los criterios; de accesibilidad, representatividad social (por actividad agrícola, áreas conservadas), población de referencia, disponibilidad de recursos (tiempo y presupuesto), disponibilidad de material cartográfico y/o imágenes satelitales, situación legal del terreno, representatividad geológica y geomorfológica. Siendo que las áreas de estudio (agrícolas y de bosque) se distribuyen en unidades fisiográficas comprendidas en sistemas aluviales y coluvio-aluviales, además, las actividades de intervención agrícola y extractiva del bosque (maderables y no maderables) que podrían influir en las concentraciones de metales pesados en el suelo, guardan similitud en todo el distrito, en tanto como hipótesis inicial se planteó que la concentración de los metales pesados en los suelos estudiados presentan una distribución homogénea, en términos generales la referida hipótesis sirve para seleccionar el procedimiento de muestreo y debe ser contrastada con los resultados (Mico, 2005) los que podrían llevar a reconsiderar el procedimiento planteado.

3.6. Técnicas de recolección de datos.

3.6.1. Características de la muestra de experimentación.

La recolección de datos combinó observaciones in situ con análisis de laboratorio. Las muestras se obtuvieron en zonas seleccionadas por su fácil acceso (carrozable para movilizar equipo, personal y suministros) y su representación de la actividad agrícola del distrito, asegurando la homogeneidad del cultivo. Asimismo, se emplearon mapas geológicos(ver Anexo A.1.5.) y geomorfológicos (ver Anexo A.1.4.) para definir áreas de muestreo que tuvieran representatividad en esos aspectos, garantizando además una situación legal adecuada y la autorización de los propietarios para realizar el muestreo, sin requerir necesariamente titularidad.

3.6.2. Equipos e instrumentos.

Se utilizaron instrumentos necesarios por tipo (Quiroz, 2025):

a) **Obtención de la muestra:** Barreno muestreador, cilindros biselados, zapa pico, pala recta, guantes, bolsas de plástico, plumones indelebles y tarjetas de identificación.
b) **Medición del pH:** pH-metro
c) **Determinación de cationes extraíbles (Na, Ca, K, Mg):** Filtrador de presión, Espectrofotómetro de Absorción Atómica
d) **Determinación de la textura:** Hidrómetro de Bouyoucos
e) **Determinación de elementos mayores en muestras sólidas por fusión eléctrica con metaborato de litio e ICP-OES. (Ensayo de roca total 18 elementos)**
   - ICP-OES (RADIAL): marca VARIAN, modelo 735-ES
f) **Determinación de metales pesados elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-OES; y ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-MS. (ensayo multielemental 33 elementos):** ICP-OES (RADIAL): marca VARIAN, modelo 735-ES, e ICP-MS:marca PERKIN ELMER, modelo 300D
g) **Determinación de mercurio en muestras sólidas por digestión regia y AFS. (Ensayo de mercurio por vapor frío/AFS):** AFS: Espectrómetro de Fluorescencia Atomica.
h) **Determinación de polimetálicos en muestras sólidas por digestión multiácida y AAS, según ficha de instructivo nivel 4. (Ensayo Polimetálicos):** Absorción atómica: Marca THERMO SCIENTIFIC, modelo ICE 3300
i) **Determinación ensayo de pérdida de ignición en muestras sólidas (Ensayo LOI):** HORNO DE CALENTAMIENTO: marca HINRA PERU, modelo HME-14L
j) **General:** Balanza analítica, granatario, material de vidrio aforado, material de vidrio para preparaciones y extracciones, pipetas vidrio, micropipetas Gilson, desionizador, destilador, agitador, agitador magnético, buretas y baño de ultrasonidos.

k) **Soporte Informático:** Los cálculos estadísticos fueron realizados con el programa SSPS para Windows 10, se utilizó Software Libre: Arc Gis, para producción de material cartográficos, hoja de cálculo Microsoft Excel, la edición se realizó con los programas Microsoft Word y Microsoft Power Point.

3.6.3. Procedimientos de recolección de datos.

Para la recolección de datos se utilizaron: guías y protocolos de análisis de suelos y análisis químico de metales pesados, como sigue:

3.6.3.1. Delimitación del área de estudio.

Previamente se realizó el análisis del material cartográfico, para la identificación de los límites del distrito y caseríos; luego se realizó la visita a la zona de estudio para informar los objetivos de la investigación y coordinar con las autoridades locales, y propietarios de las áreas de muestreo, considerando las características fisiográficas del área de estudio.

3.6.3.2. Obtención de datos en la investigación.

3.6.3.2.1. Caracterización del suelo.

Para lograrse los objetivos trazados, se procedió acorde a los protocolos utilizados por los laboratorios certificados del INGEMMET y de la Universidad Nacional Agraria de la Selva, para los análisis y caracterización de suelos, se realizó:

1. Muestreo de suelos en puntos específicos, obteniendo las muestras a 2 profundidades de toma (0 a 30 cm y 100 a 120 cm), y doble cuarteo con el fin de obtener la muestra para su análisis químico con un pesó de 1kg. Todas las muestras se extrajeron con un equipo manual (ver Anexo 3. Fotografías 1 y 2). Como parte del control de calidad, se hizo muestro duplicado (representa de 2% a 3% del total de muestras), la ubicación del muestreo se detalla en los Cuadros 19 y 20.(ver Anexo A.1.1.)

Cuadro 19. Ubicación de puntos de muestreo del suelo agrícola en Luyando.

Estrato de muestreo	Código de muestras	Centro poblado/caserío	Sistema agrícola	Altitud (msnm)	Coordenadas UTM	
					Este	Norte
Estrato Superficial (0-30cm)	P030-H/SAM1	Huáscar	Cacao	762	397110	8972486
	P030-B/SAM1	Bolaina	Cacao	735	400573	8974317
	P030-MP/SAM1	Mishquipunta	Cacao	774	401815	8973833
	P030-SMT/SAM1	San Miguel de Tulumayo	Cacao	768	403192	8973606
	P030-ASJT/SAM1	Alto San Juan de Tulumayo	Cacao	783	404831	8972250
	P030-SG/SAM1	San Gregorio	Cacao	737	398636	8975527
	P030-MA/SAM1	Marona	Cacao	680	397252	8977906
	P030-3EQ/SAM1	Tres Esquinas	Plátano-Naranja	674	394176	8980241
	P030-STR/SAM1	Santa Rosa	Coca	741	392604	8979790
	P030-GYO/SAM1	Guacamayo	Naranja	639	391122	8984826
	P030-IK/SAM1	Inkari	Maíz	645	392997	8976080
	P030-MPR/SAM1	Mapresa	Naranja	665	391249	8975369
Estrato Profundo (>100cm)	P100-H/SAM2	Huáscar	Cacao	762	397110	8972486
	P100-B/SAM2	Bolaina	Cacao	735	400573	8974317
	P100-MP/SAM2	Mishquipunta	Cacao	774	401815	8973833
	P100-SMT/SAM2	San Miguel de Tulumayo	Cacao	768	403192	8973606
	P100-ASJT/SAM2	Alto San Juan de Tulumayo	Cacao	783	404831	8972250
	P100-SG/SAM2	San Gregorio	Cacao	737	398636	8975527
	P100-MA/SAM2	Marona	Cacao	680	397252	8977906
	P100-3EQ/SAM2	Tres Esquinas	Plátano-Naranja	674	394176	8980241
	P100-STR/SAM2	Santa Rosa	Coca	741	392604	8979790
	P100-GYO/SAM2	Guacamayo	Naranja	639	391122	8984826
	P100-IK/SAM2	Inkari	Maíz	645	392997	8976080
	P100-MPR/SAM2	Mapresa	Naranja	665	391249	8975369

Nota: P030 y P100 (profundidad de muestreo);H hasta MPR (sigla por centro poblado); SBM1 y SBM2 (Sigla Suelo agricola muestra 1 y 2)(Quiroz,2025).

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 20. Ubicación de puntos de muestreo del suelo de bosque en Luyando.

Estrato de muestreo	Código de muestras	Centro poblado/caserío	Sistema Bosque	Altitud (msnm)	Coordenadas UTM	
					Este	Norte
Estrato Superficial (0-30cm)	P030-H/SBM1	Huáscar	Bosque	775	397023	8972542
	P030-B/SBM1	Bolaina	Bosque	741	400923	8974613
	P030-MP/SBM1	Mishquipunta	Bosque	788	401797	8973946
	P030-SMT/SBM1	San Miguel de Tulumayo	Bosque	796	403166	8973369
	P030-ASJT/SBM1	Alto San Juan de Tulumayo	Bosque	820	404125	8971992
	P030-SG/SBM1	San Gregorio	Bosque	777	398613	8975313
	P030-MA/SBM1	Marona	Bosque	698	397176	8977834
	P030-3EQ/SBM1	Tres Esquinas	Bosque	710	394279	8980390
	P030-STR/SBM1	Santa Rosa	Bosque	742	392524	8979801
	P030-GYO/SBM1	Guacamayo	Bosque/Aguajal	652	391195	8984629
	P030-IK/SBM1	Inkari	Bosque	643	393266	8976017
	P030-MPR/SBM1	Mapresa	Bosque	680	391097	8975853
Estrato Profundo (>100cm)	P100-H/SBM2	Huáscar	Bosque	775	397023	8972542
	P100-B/SBM2	Bolaina	Bosque	741	400923	8974613
	P100-MP/SBM2	Mishquipunta	Bosque	788	401797	8973946
	P100-SMT/SBM2	San Miguel de Tulumayo	Bosque	796	403166	8973369
	P100-ASJT/SBM2	Alto San Juan de Tulumayo	Bosque	820	404125	8971992
	P100-SG/SBM2	San Gregorio	Bosque	777	398613	8975313
	P100-MA/SBM2	Marona	Bosque	698	397176	8977834
	P100-3EQ/SBM2	Tres Esquinas	Bosque	710	394279	8980390
	P100-STR/SBM2	Santa Rosa	Bosque	742	392524	8979801
	P100-GYO/SBM2	Guacamayo	Bosque/Aguajal	652	391195	8984629
	P100-IK/SBM2	Inkari	Bosque	643	393266	8976017
	P100-MPR/SBM2	Mapresa	Bosque	680	391097	8975853

Nota: P030 y P100 (profundidad de muestreo);H hasta MPR (sigla por centro poblado); SBM1 y SBM2 (Sigla Suelo de bosque muestra 1 y 2)(Quiroz,2025).

Fuente. Elaboración propia.

2. Análisis de caracterización de los indicadores de calidad, se realizaron: Análisis mecánico textural (método del hidrómetro de Bouyoucos), pH relación suelo y agua (1:1 método internacional), materia orgánica (método LOI-Horno Microonda), CIC (acetato amónico a pH 7 para suelos con pH > 5.5), $CaCO_3$ (método LOI – Horno microonda), % de Bases intercambiables(AAS); % Saturación de bases (NH_4OAc) N pH 7.0, Fósforo disponible (Método de Olsen Modificado), Potasio disponible (Método de ácido sulfúrico 6 N)

3.6.3.2.2. Análisis de muestras (contenidos de metales pesados en suelo).

En el laboratorio de química del INGEMMET según las fichas instructivas se realizaron los siguientes ensayos (ver Anexo A.4.1.):

- **a.** Roca total para 18 elementos (Determinación de elementos mayores en muestras sólidas por fusión eléctrica con metaborato de litio e ICP-OES).
- **b.** Ensayo multielemental para 33 elementos (Determinación de metales pesados y elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-OES; y ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-MS).
- **c.** Ensayo de mercurio por vapor frío/AFS (Determinación de mercurio en muestras sólidas por digestión regia y AFS).
- **d.** Ensayo de Polimetálicos (Determinación de polimetálicos en muestras sólidas por digestión multiácida y AAS).
- **e.** Ensayo LOI (Determinación ensayo de pérdida de ignición en muestras sólidas)

  Todos los análisis fueron realizados en el Laboratorio de Química del INGEMMET (ver Anexo A.4.1.)

3.6.3.2.3. Determinación de valores de referencia del suelo en estudio.

Se utilizaron los siguientes métodos:

- **a. Estadísticos descriptivos**, parten de los valores de nivel de fondo obtenidos previamente, a los que se les incrementa un valor estadístico que represente la variabilidad de las concentraciones normales en el suelo, se utilizó la siguiente ecuación:

$$NR = \bar{X} + nDE \text{.....(1)}$$

Donde: NR: Nivel de Referencia.

n: N° de desviaciones estándar, generalmente es igual a 2 (al 95%) o 3 (99,7%) de la población de fondo (Quiroz, 2025, Micó, 2005).

$\bar{X}$: Valor medio del nivel de fondo.

DE: Desviación estándar.

Si los datos de las concentraciones de metales pesados muestran distribución normal, el 95% de los datos se encontrarán en el intervalo $\bar{X} \pm 2DE$; mientras que el 99.7% sería en el intervalo $\bar{X} \pm 3DE$ (Quiroz, 2025; Rueda et al., 2011; Micó, 2005). En caso de distribuciones No Normales, se estiman los niveles de referencia a partir de los intercuartiles (Quiroz, 2025; Rueda et al., 2011; Micó, 2005).

Ecuación para establecer niveles de referencia para una distribución No Normal:

$$NR = [(3I - 1I) * 1.5] \text{.....(2)}$$

Donde: NR: Nivel de Referencia. I: Intercuartil.

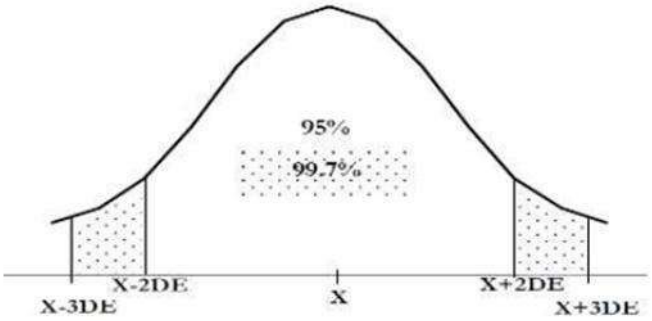


Figura 4. Representación de una población con distribución normal
Fuente: Miller y Miller, (1993) citado por Quiroz, (2025).

b. **Ecuaciones lineales,** método propuesto para determinar de manera precisa los niveles de referencia de metales pesados en el suelo (Quiroz, 2025), este método relaciona las concentraciones de los metales con las propiedades fisicoquímicas más influyentes en la dinámica de los metales en particular la materia orgánica y el contenido de arcilla que varían según el tipo y la variabilidad inherente del suelo. Dichas relaciones permiten predecir la dinámica y distribución de los metales, y han sido confirmadas en estudios internacionales (Micó, 2005; Rueda et al., 2011; Pérez, 2000; Quiroz, 2012). (Quiroz, 2025); esta ecuación lineal, considera las variables más influyentes en la determinación de los niveles de referencia:

Ecuación lineal para establecer los niveles de referencia

$$NR = NF + (a * A) + (b * B) + (c * C) + \cdots\ldots\ldots\ldots(3)$$

Donde: **NR:** Nivel de referencia.

NF: Nivel de fondo

a, b, c: Coeficientes derivados de las pendientes de las rectas de regresión simple de las propiedades edáficas.

A, B, C: Valores medios de las propiedades edáficas.

De no existir correlación o no sea significativa entre los contenidos de metales pesados frente a los contenidos de arcilla y/o materia orgánica, (IHOBE, 1998, Pérez; 2000, Quiroz, 2025) se establece el uso de la ecuación: **VR = x (valor medio) + 2S…….(4)**

3.6.3.2.4. Clasificación en base al grado de contaminación.

1. Luego de determinarse las concentraciones de metales pesados , se clasifican los suelos de acuerdo con su grado de contaminación, se realizó la distribución de los suelos estudiados en cuatro clases, atendiendo al contenido en As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe. (IHOBE, 1998; Pérez, 2000; Quiroz, 2012), las clases se establecieron según la acumulación edáfica (contenido en suelo/ valor litológico) Quiroz, (2025).

3.6.3.3. Evaluación de la contaminación del suelo en estudio.

1. En la evaluación de la contaminación por metales pesados se tienen en cuenta índices y niveles (Cano et al., 1997 citado por Quiroz, 2025) entre estos:

   - Nivel de fondo: es el contenido medio de un elemento en suelos con proporciones inferiores a la media de los suelos de la zona en estudio.
   - Nivel de acumulación ambiental: contenido medio de un elemento en suelos con proporciones superiores a la media de los de la zona estudiada.
   - Índice de enriquecimiento de un elemento: relación entre su contenido en el suelo y el de la roca u horizonte C; valores muy superiores a la unidad reflejan aportes contaminantes.

2. Habiéndose realizado la determinación de los valores indicativos de evaluación (VIE), permitiéndonos una evaluación rápida de la calidad del suelo, (Quiroz, 2025) definidos en función de los riesgos potenciales, para los que se establecieron tres niveles siguiendo la metodología de IHOBE, (1994):

   - Nivel VIE A: Valor de referencia, por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable.
   - Nivel VIE B: representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo.
   - Nivel VIE C: significa el máximo riesgo tolerable, o límite superior de aceptabilidad del riesgo, sobrepasarlo significa peligro grave para la salud.

3.6.3.4. Valoración de la calidad del suelo.

La valoración del riesgo de toxicidad de los suelos estudiados se contempla como el objetivo general de la investigación (Quiroz, 2025), lo cual consistió en lo siguiente:

1. Se calculo los valores de metales disponibles para la mayor concentración de cada metal, y el máximo porcentaje cambiable, considerando su clasificación de suelo contaminado.
2. Con los valores de contenidos bio-disponibles se estableció el valor indicativo de la toxicidad real y/o potencial para cada metal pesado estudiado.
3. Por último, se procedió a valorar los suelos en base a si existe peligro real de toxicidad en los suelos (clases) para cada metal analizado; y para el caso del peligro potencial este se llega a evaluar; solo de existir valores que superen el nivel más alto en suelos más contaminados para cada metal, siendo presenciado solo en el caso del Cadmio en este estudio.

3.6.3.5. Evaluación estadística de las propiedades fisicoquímicas y metales pesados en los suelos.

Se realizó el tratamiento estadístico de los resultados analíticos de los suelos estudiados, utilizando el software IBM SPSS v26; llevándose a cabo el análisis y evaluación estadística para los contenidos de 16 metales pesados: As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe; así como de las propiedades fisicoquímicas del suelo: Materia orgánica (MO%), Potencial de hidrógeno (pH),

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), Carbonatos (CaCO3) y porcentaje de arcilla (Arc%). Luego, se llevó a cabo el análisis correlacional entre grupos de metales; entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas de los suelos estudiados; y con los análisis estadísticos descriptivos, y del método UCL95 (a través del software ProUCL v5.2) se consiguieron los niveles de fondo para los metales pesados con los que se lograron establecer los valores de referencia "VR". Con el fin de comprobar la influencia de las propiedades fisicoquímicas del suelo, se ejecutaron pruebas de correlación múltiple, análisis factorial y análisis de cluster, llegando a identificarse las relaciones más significativas entre las propiedades edáficas y los metales pesados en el suelo estudiado (relevantes en procesos de adsorción y/o fijación). Con referido resultado, se consiguió determinar las rectas de regresión, definiéndose así los valores de referencia que se proponen para los metales pesados estudiados para suelos del distrito de Luyando. Se determinó la distribución espacial para cada metal en el distrito (ver Anexos. A.1.6 – A.1.21.) en base a los resultados obtenidos del tratamiento estadístico.

3.7. Métodos analíticos.

Las muestras de suelo se analizaron física y químicamente, y sus resultados se procesaron estadísticamente para determinar las propiedades relevantes, así como los niveles de fondo y los valores de referencia de metales pesados (Quiroz, 2025). Posteriormente, se compararon estos valores con los estándares de calidad de suelo (ECA y otras normativas) para identificar las áreas con mayor impacto ambiental.

3.7.1. Análisis físico.

3.7.1.1. Determinación de la clase textural.

Se determino la distribución granulométrica (arena, limo y arcilla) de los suelos en estudio. (ver Anexo A.4.3.) habiéndose utilizado el método del hidrómetro de Bouyoucos.

3.7.2. Análisis químico.

3.7.2.1. Determinación del pH.

Mediante el método del potenciómetro, se determinó el pH utilizando soluciones amortiguadas de pH conocido. La presentación del suelo al pH-metro fue en forma de suspensión de 1:1 (suelo: solución).

3.7.2.2. Determinación de la materia orgánica.

Para determinar la materia orgánica, se realizó el ensayo de pérdida de ignición en 48 muestras sólidas (LOI) en el laboratorio de química del INGEMMET, habiéndose seguido el tratamiento químico por calcinación a temperaturas entre 950 °C y 1000 °C (Quiroz, 2025). Este método es utilizado como test de calidad, asegurando así la eliminación de materia orgánica volátil de la muestra. El LOI representa la cantidad de materia orgánica presente en la muestra.

3.7.2.3. Determinación de carbonatos y la CIC.

Con el método LOI se llegó a determinar los $CaCO_3$. El método se fundamenta en el calentamiento secuencial de la muestra en un horno, donde la materia orgánica experimenta dos fases: en la primera fase, la combustión se lleva a cabo entre los 500-550ºC, lo que provoca la formación de CO_2 y ceniza. En la segunda fase, ocurre la destrucción de los carbonatos a 950ºC, emitiendo CO_2 y formando óxidos, asumiéndose un peso de 44 g/mol para el dióxido de carbono y 60 g/mol para el contenido de carbonato (Luque, 2003). La pérdida de peso por LOI a 950ºC se multiplica por 1.36; este resultado correspondería teóricamente al peso del carbonato en la muestra original, acorde con lo mencionado por Luque (2003). Para determinar la CIC, se utilizó el método del acetato amónico a pH 7, que fue calculado a partir de los niveles de K, Mg, Ca, Na y H. (Quiroz, 2025)

3.7.2.4. Determinación del contenido total de los metales pesados.

El laboratorio de química del INGEMMET, desarrolló un esquema de análisis para 34 elementos que incluyo varios métodos y ensayos, como se aprecia en el siguiente cuadro.

Cuadro 21. Ensayos analíticos ejecutados a muestras de suelo.

Método/Ensayo	Número de elementos	Elementos	Equipo
*Ensayo de elementos mayores en muestras sólidas por fusión eléctrica con metaborato de litio e ICP-OES.	18	Al_2O_3, CaO, Fe_2O_3, K_2O, MgO, MnO, Na_2O, P_2O_5, SiO_2, TiO_2, Y, Zr, Ba, Co, Cr, Ni, Sr, Zn.	ICP-OES (RADIAL): marca VARIAN, modelo 735-ES
*Ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-OES. *Ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-MS.	33	Ag, Ba, Co, Cr, Cu, La, Li, Ni, Pb, Sc, Rb, Sr, V, Zn, As, Bi, Cd, Mo, Sb, Tl, W, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Si, Ti, Y, Zr.	ICP-OES (RADIAL): marca VARIAN, modelo 735-ES, e ICP-MS: marca PERKIN ELMER, modelo 300D
*Ensayo de mercurio en muestras sólidas por digestión regia y AFS.	1	Hg	AFS: Espectrómetro de Fluorescencia Atómica.
*Ensayo de polimetálicos en muestras sólidas por digestión multiácida y AAS	5	Ag, Cu, Pb, Zn, Fe	Absorción atómica: Marca THERMO SCIENTIFIC, modelo ICE 3300
*Ensayo de pérdida de ignición en muestras sólidas.	1	LOI	HORNO DE CALENTAMIENTO: marca HINRA PERU, modelo HME- 14L

métodos acreditados por INGEMMET (citado por Quiroz, 2025)

Los límites de detección se mostrados (Cuadro 23). Todas las muestras de suelos (48 especímenes) analizadas pasaron por control de calidad (ver Anexo: A.4.2.) en el área de preparación mecánica de muestras del laboratorio de química del INGEMMET.

Cuadro 22. Límites de detección (ug/g).

Elemento	LD	Elemento	LD	Elemento	LD	Elemento	LD
Ag	0.5	Sr	2	Ca	0.01	Hg	10
Ba	5	V	10	Fe	0.01	Al_2O_3	0.01*
Co	1	Zn	1	K	0.01	CaO	0.01*
Cr	1	As	5	Mg	0.01	Fe_2O_3	0.01*
Cu	2	Bi	2	Mn	0.01	K_2O	0.01*
La	2	Cd	1	Na	0.01	MgO	0.01*
Li	2	Mo	2	P	0.01	Na_2O	0.01*
Ni	5	Sb	2	Si	0.01	P_2O_5	0.01*
Pb	5	Tl	0.5	Ti	0.01	SiO_2	0.01*
Sc	5	W	5	Y	5	TiO_2	0.01*
Rb	2	Al	0.01	Zr	5	LOI	0.01*

****LD utilizado en métodos acreditados por INGEMMET.***

3.8. Instrumentos.

Toda la información obtenida fue anotada en fichas de registro, que luego se digitaron en una hoja de Excel para su mejor organización. Se realizaron comparaciones entre los resultados analíticos obtenidos con los ECA para suelo (MINAM, 2017); la norma referida solo considera cinco metales (Pb, Hg, As, Ba y Cd) en relación con el número de metales considerados en el estudio.

Cuadro 23. Valores de referencia para suelo agrícola en Perú.

N°	Parámetro	Suelo agrícola*
1	Arsénico	50
2	Bario total	750
3	Cadmio	1.4
4	Mercurio	6.6
5	Plomo	70

Fuente. Extraido MINAM (MINAM, 2017)*(mg/kg).

Por lo que se revisó otras normas internacionales, como la de Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2020), Canadian Soil Quality Guidelines (CSQG) (Cuadro 24).

Cuadro 24. Comparación de estándares de calidad ECA (Perú) y CCME (Canadá) para suelo de uso agrícola.

PARÁMETRO	ECA	CCME
Arsénico	50	12
Bario	750	750
Cadmio	1.4	1.4
Cobre	--	63
Cromo	--	64
Mercurio	6.6	6.6
Niquel	--	45
Plomo	70	70
Selenio	--	1
Talio	--	1
Vanadio		130
Zinc	--	250

Fuente. (MINAM, 2017); (CCME, 2020)*(mg/kg).

3.9. Técnicas analíticas de interpretación de datos.

Todos los datos fueron sometidos a un análisis estadístico univariante para obtener los parámetros descriptivos de los metales y propiedades fisicoquímicas del suelo. Asimismo, se calculó el coeficiente de correlación de Pearson en el análisis bivariante y se aplicó un análisis multivariante (clúster) con SPSS, a fin de establecer relaciones entre los distintos elementos químicos del suelo y evaluar el efecto de la carga química en el distrito de Luyando. Los estadísticos determinados incluyen: número de datos, media, mediana, desviación estándar, desviación estándar de la media, valores mínimo y máximo, boxplot, histograma, gráfico de normalidad, diagrama de probabilidad y prueba de Kolmogórov-Smirnov. Se emplearon descriptores de tendencia central (media aritmética, media geométrica y mediana), adecuados según la distribución de los datos. Además, se utilizó el UCL95, definido como el límite superior del intervalo de confianza unilateral al 95% de la media aritmética (USEPA, 2022), cuyo valor depende de la naturaleza de la distribución (Quiroz, 2025). Finalmente, mediante el diagrama de cajas se identificaron valores atípicos, representados con un círculo si superan 1.5 veces el percentil p75 y con un asterisco si exceden 3 veces este percentil (Quiroz, 2025; Micó, 2005).

Además, la distribución de la población se ajustó a una distribución normal, confirmada mediante la prueba de Kolmogórov-Smirnov; se sugiere aplicar un análisis de varianza para examinar la homogeneidad de los contenidos de metales pesados y verificar la igualdad de varianzas mediante la prueba de Levene, donde un valor de significancia ($P<0,05$) señalaría diferencias significativas entre las medias de las poblaciones analizadas. Se efectuaron pruebas de significación para muestras apareadas al comparar dos grupos, eligiendo la prueba según la normalidad de los datos: t de Student para muestras apareadas en condiciones normales y Wilcoxon en caso contrario (Quiroz, 2025). El análisis correlacional se utilizó para examinar relaciones lineales entre variables mediante coeficientes de correlación, aplicando Pearson cuando ambas distribuciones eran normales y Spearman en situaciones de no normalidad; se consideraron significativas las correlaciones con valores de $p < 0,05$, lo que permitió rechazar la hipótesis nula (Quiroz, 2025; Micó, 2005). Asimismo, las regresiones lineales facilitaron la visualización de la influencia de variables independientes sobre la dependiente. Finalmente, el análisis multivariante mediante componentes principales (ACP) permitió agrupar variables en componentes reducidos (Micó, 2005; Peris, 2006), aclarando sus interrelaciones según las correlaciones observadas y explicando la varianza total (Quiroz, 2025; Saldaña, 20202; Micó, 2005).

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Análisis, interpretación y discusión de resultados.

4.1.1 Propiedades y correlaciones de parámetros fisicoquímicos con metales de los suelos en estudio del distrito de Luyando.

Se analizaron, interpretaron y discutieron muestras de suelos agrícolas y de bosque natural en Luyando, extraídas de dos estratos: superficial (0–30 cm) y profundo (>100–120 cm). Mediante análisis estadísticos bivariantes y multivariantes se identificaron las asociaciones entre los elementos metálicos estudiados.

4.1.1.1. Propiedades y características de los suelos del distrito de Luyando.

A. Parámetros Físicos:

1. Textura: La textura dominante en los suelos de Luyando es arcillosa y franco arcilloso, tanto en suelos agrícolas como de bosque. En la zona alta predomina la clase franco-arcillosa, mientras que en las áreas medias y bajas se observa la textura arcillosa, con una menor presencia de la clase franco arcillo limosa arenosa en proximidades del río Huallaga (ver Anexo A.4.3.).

2. Color: El color predominante de los suelos de Luyando, en las capas superficiales es de colores Marrones rojizos oscuros y pardos en húmedo 10YR3/4(Marron oscuro), 10YR 3/3(Marrón oscuro), 10 YR 4/6(Marrón amarillento / Marrón fuerte), 2.5YR2.5/3(Marrón rojizo oscuro), 7.5 YR 3/1(Gris muy oscuro), 10YR 3/3(Marrón oscuro), 5YR 4/4(Marrón rojizo), 5YR 2.5/1(Negro rojizo), 7.5YR 4/2(Gris oscuro), 5YR 3/3(Marrón rojizo oscuro), 5YR 3/4(Marrón rojizo oscuro) acorde a la tabla Munsell para los suelos de textura arcillosa y para los de Textura franco-arcillosa (agrícolas y de bosque). En su mayoría todos presentan horizonte de diagnóstico cámbicos y crómico.

3. pH: En los suelos superficiales (0–30 cm), el pH fluctúa entre 4.26 y 5.49, evidenciando una acidez marcada; en contraste, en los suelos profundos (100–120 cm), el pH se sitúa entre 5.5 y 7.5, reflejando condiciones neutras a ligeramente alcalinas, lo cual no indica un impacto significativo de los metales derivado del drenaje de las partes altas de la cuenca. (ver Anexo A.4.3.).

B. Parámetros Químicos:

b.1. Óxidos y dióxidos.

En el cuadro siguiente, se evidencia un moderado enriquecimiento de Al_2O_3, CaO, Fe_2O_3, K_2O, MgO, MnO, Na_2O, P_2O_5, SiO_2. y TiO_2 en las muestras profundas, lo que coincide con su origen sedimentario y contenido feldespático, mientras que las muestras superficiales reflejan características típicas de suelos de lutitas.

Cuadro 25. Óxidos y dióxidos en suelos.

Compuesto	Contenido medio (%)	
	Suelo superficial	**Suelo profundo**
Al_2O_3	11,2	15,1
CaO	0,46	0,55
Fe_2O_3	4,5	5,7
K_2O	1,6	2,2
MgO	0,81	1,11
MnO	0,09	0,10
Na_2O	0,13	0,15
P_2O_5	0,24	0,25
SiO_2	65,7	61,6
TiO_2	0,97	0,93

Fuente. Elaboración propia.

Se realiza una descripción de los óxidos y dióxidos a continuación.

1. Alúmina (Al_2O_3)

Sus contenidos muestran tendencias similares, mostrando mayor concentración en las muestras de suelo tomadas del estrato profundo (Figura 5 y 6).

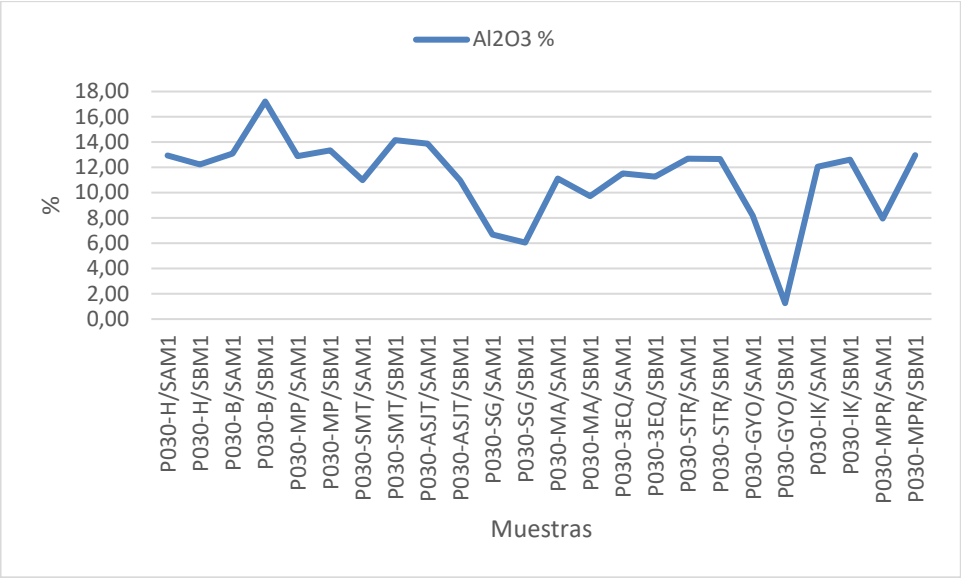


Figura 5. Al_2O_3 en suelo superficial.

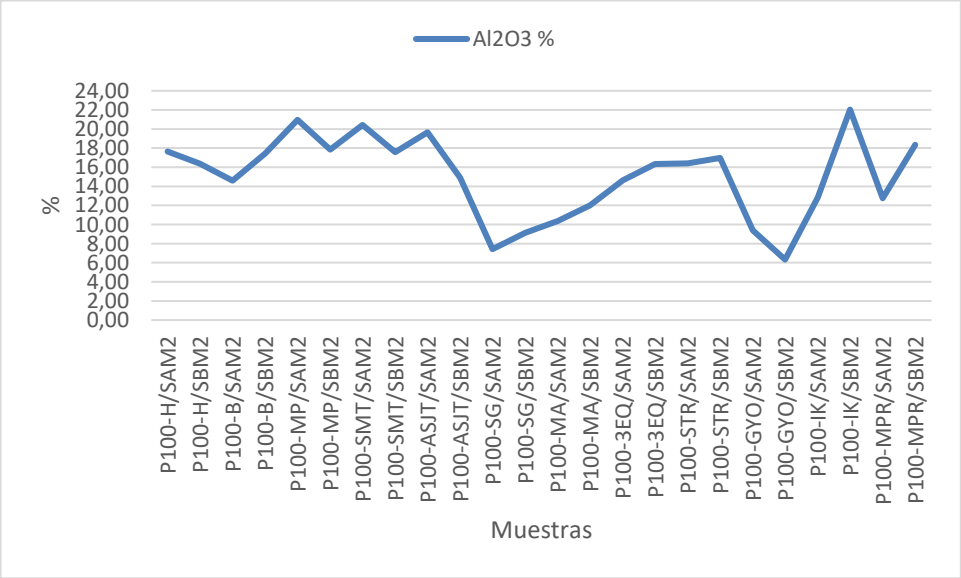


Figura 6. Al_2O_3 en suelo profundo.

2. Óxido de calcio (CaO)

Se observan que su contenido vario mínimamente desde el estrato superficial (Figura 7) al profundo (Figura 8), oscilando desde cantidades insignificantes hasta un 4.53%, con concentraciones notablemente inferiores en los estratos profundos.

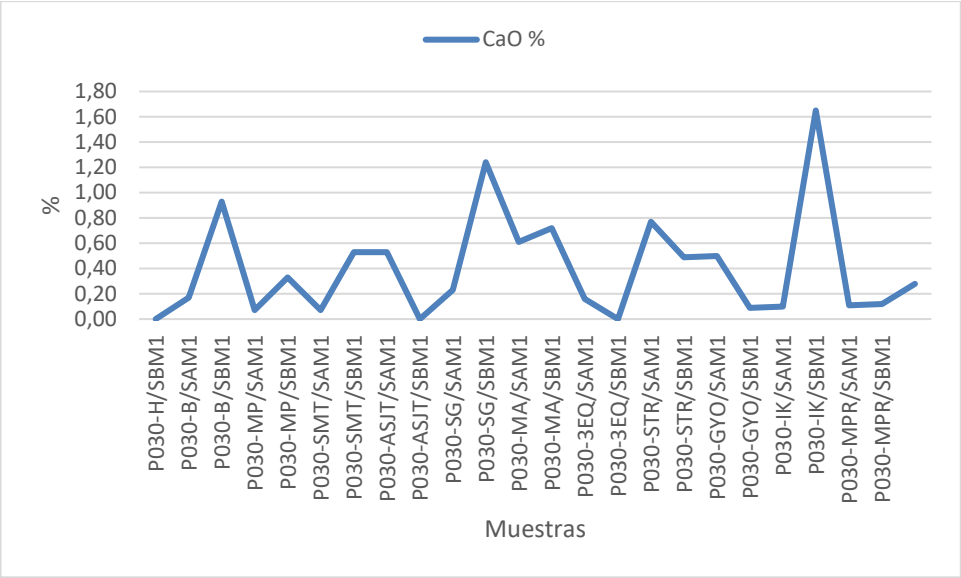


Figura 7. CaO en suelo superficial.

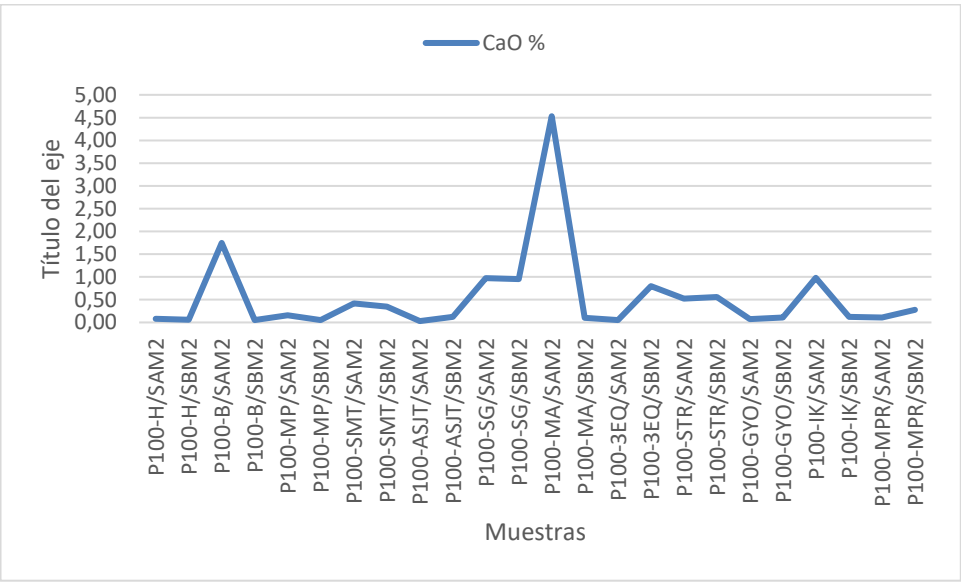


Figura 8. CaO en suelo profundo.

3. Óxido de Hierro (Fe_2O_3)

Los niveles de Fe_2O_3 registran una variabilidad modesta, oscilando en estratos superficiales entre 0.26% y 6.96% (Figura 9) y para los profundos entre 1.07% y 9.65% (Figura 10), evidenciando una oxidación ligeramente mayor en las capas inferiores.

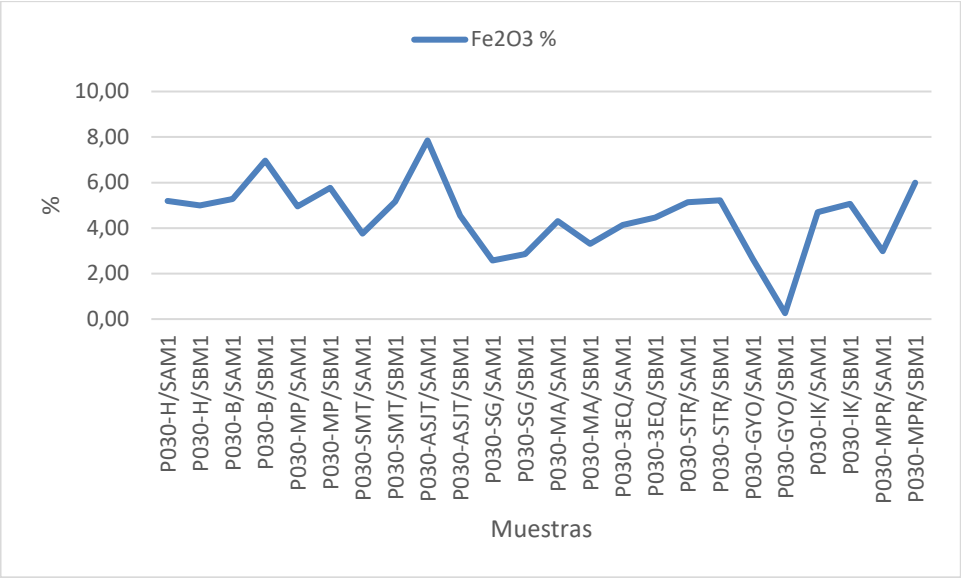


Figura 9. Fe_2O_3 en suelo superficial.

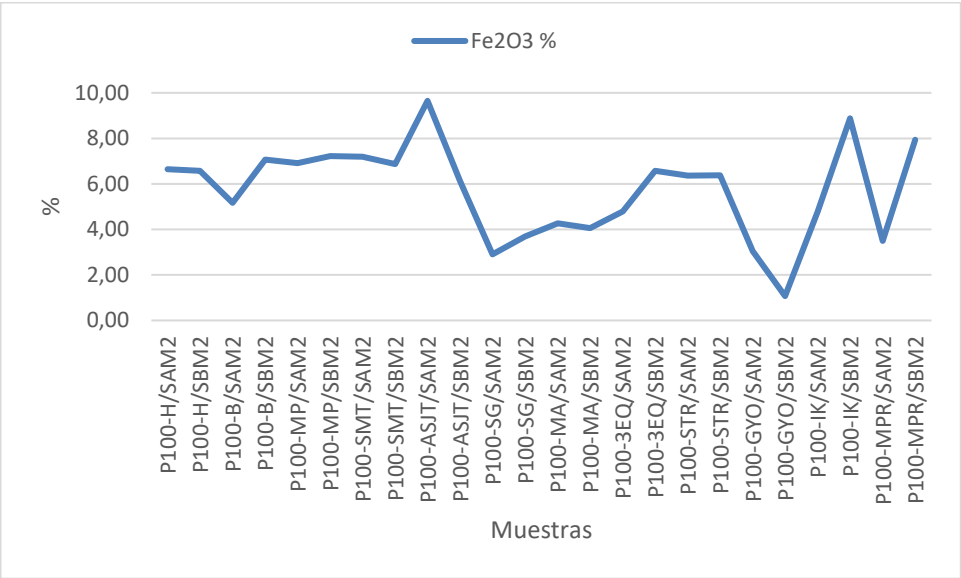


Figura 10. Fe_2O_3 en suelo profundo.

4. Óxido de Potasio (K_2O)

Sus contenidos exhiben una tendencia similar para ambos estratos superficiales (Figura 11) y profundos (Figura 12), algunas muestras superan el 3.30%, posiblemente debido a los aportes de fertilizantes agroquímicos en zonas de producción de cacao y otros cultivos.

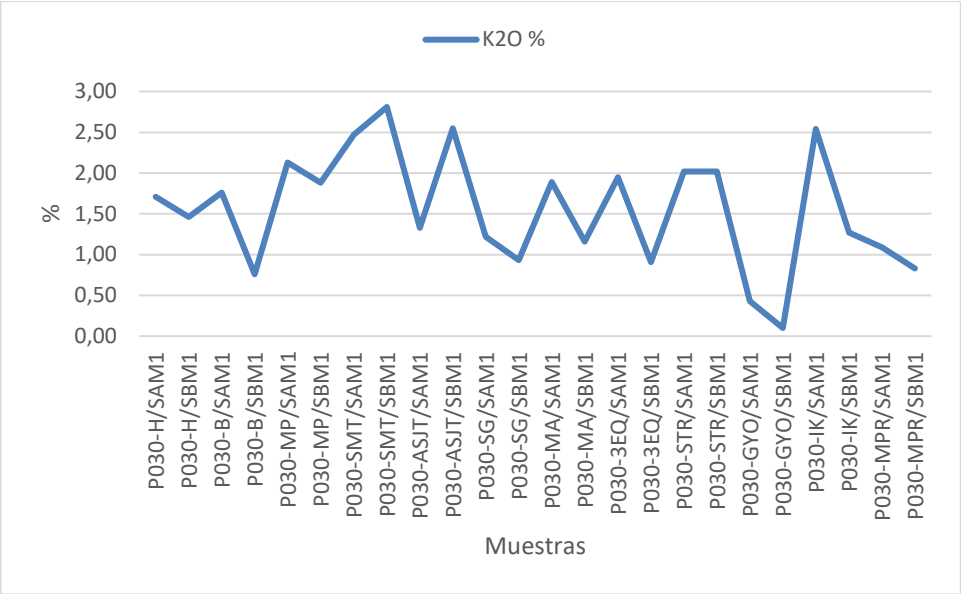


Figura 11. K_2O en suelo superficial.

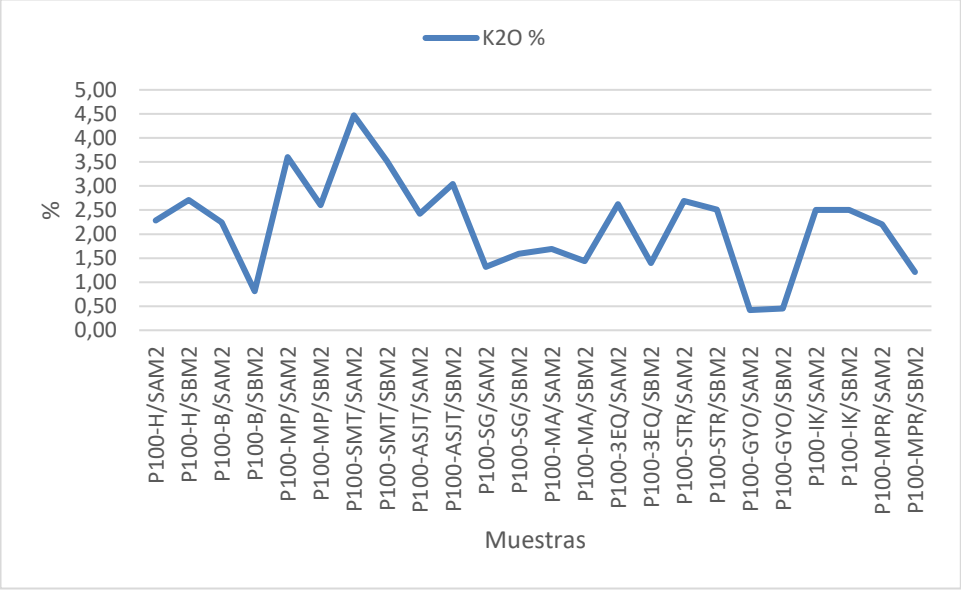


Figura 12. K_2O en suelo profundo.

5. Óxido de Magnesio (MgO)

Los niveles de MgO presentan una distribución uniforme en ambas profundidades, evidenciándose tendencias comparables en suelos de estratos superficiales (Figura 13) y profundos (Figura 14), con un leve aumento en algunas muestras, como P100-STR/SBM2, que alcanzó 1.7%.

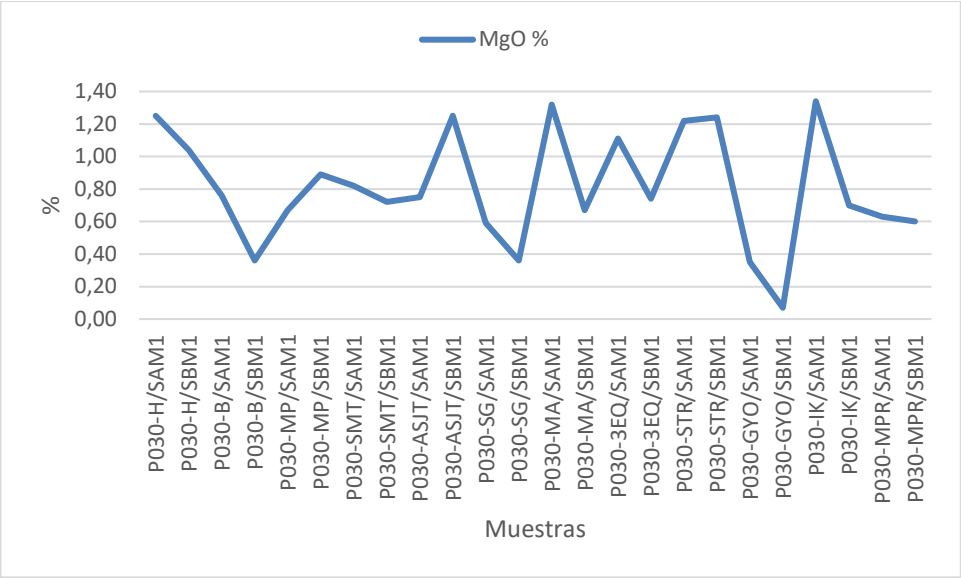


Figura 13. MgO en suelo superficial.

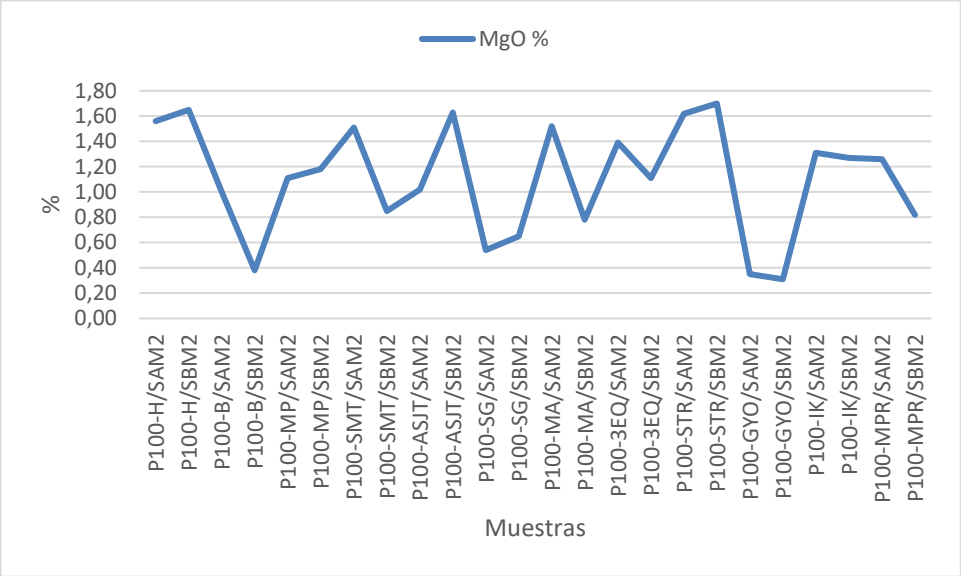


Figura 14. MgO en suelo profundo.

6. Óxido de Manganeso (MnO)

Los niveles de MnO revelan una modesta semejanza entre ambos niveles, mostrando una tendencia distributiva similar en suelos de estratos superficiales y profundos (Figura 15 y 16).

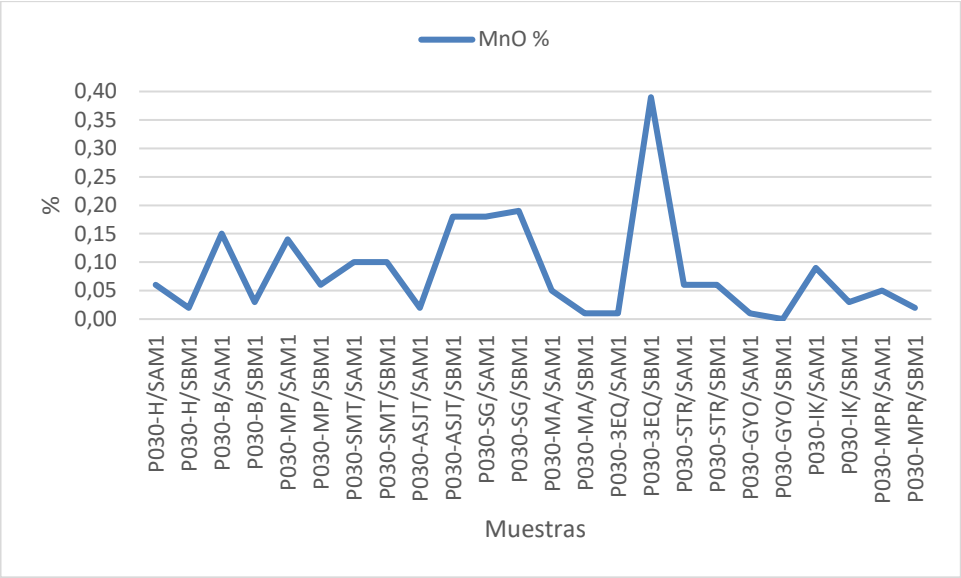


Figura 15. MnO en suelo superficial.

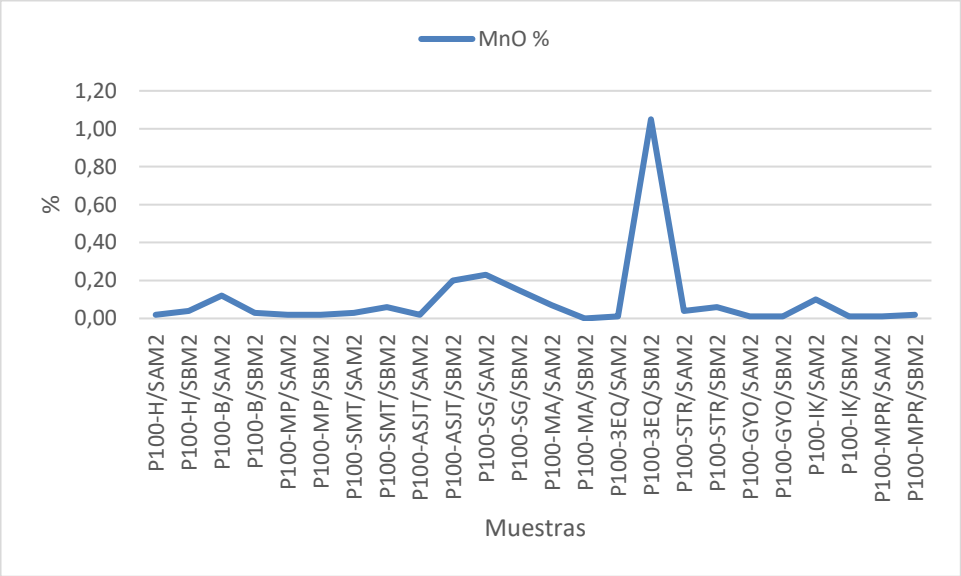


Figura 16. MnO en suelo profundo.

7. Óxido de Sodio (Na_2O)

Con niveles de Na_2O relativamente semejantes en ambos estratos, exhibiendo una distribución uniforme en suelos superficiales y profundos (Figura 17 y 18).

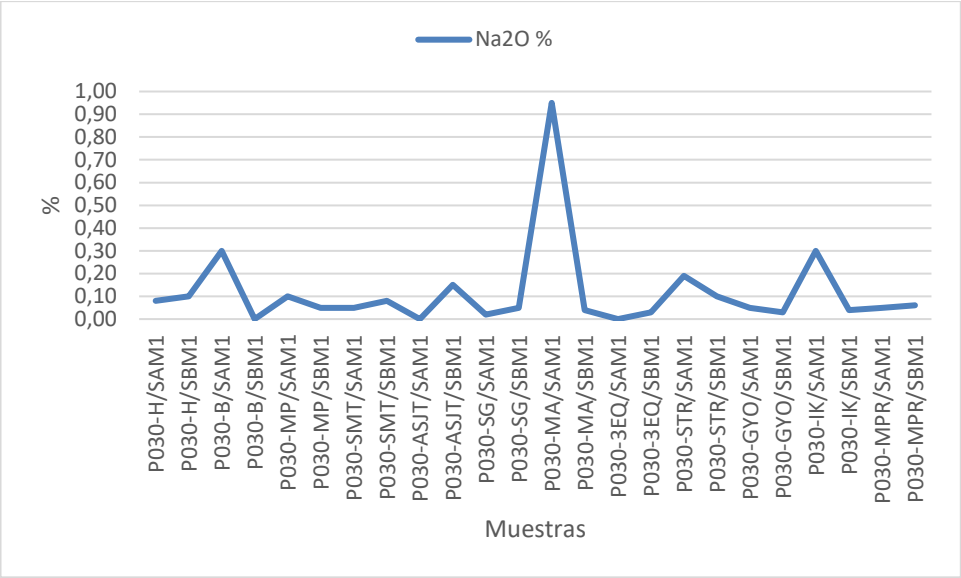


Figura 17. Na_2O en suelo superficial.

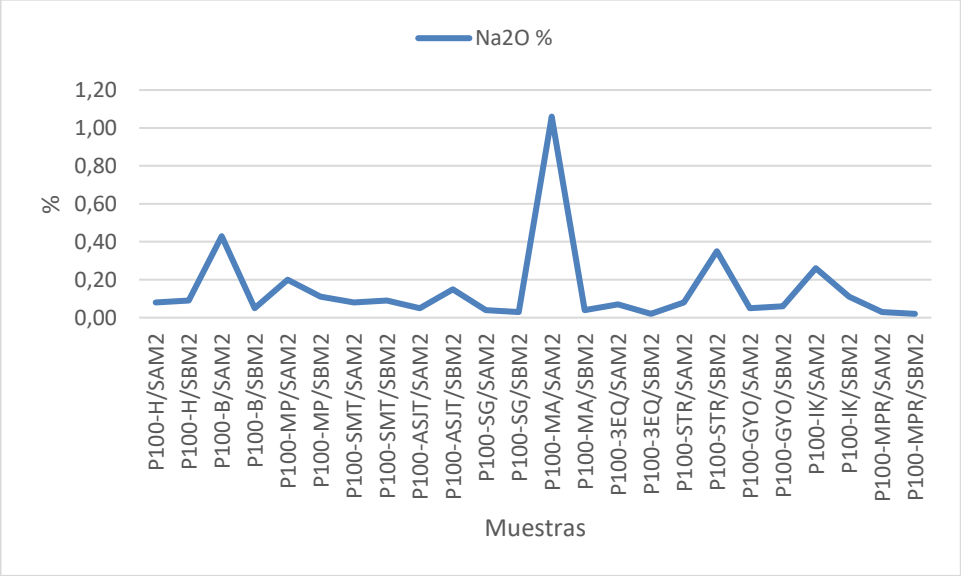


Figura 18. Na_2O en suelo profundo.

8. Óxido de fósforo (P_2O_5)

Los niveles de P_2O_5 presentan una semejanza moderada en ambos estratos, exhibiendo una distribución homogénea en los suelos superficiales y profundos (Figura 19 y 20).

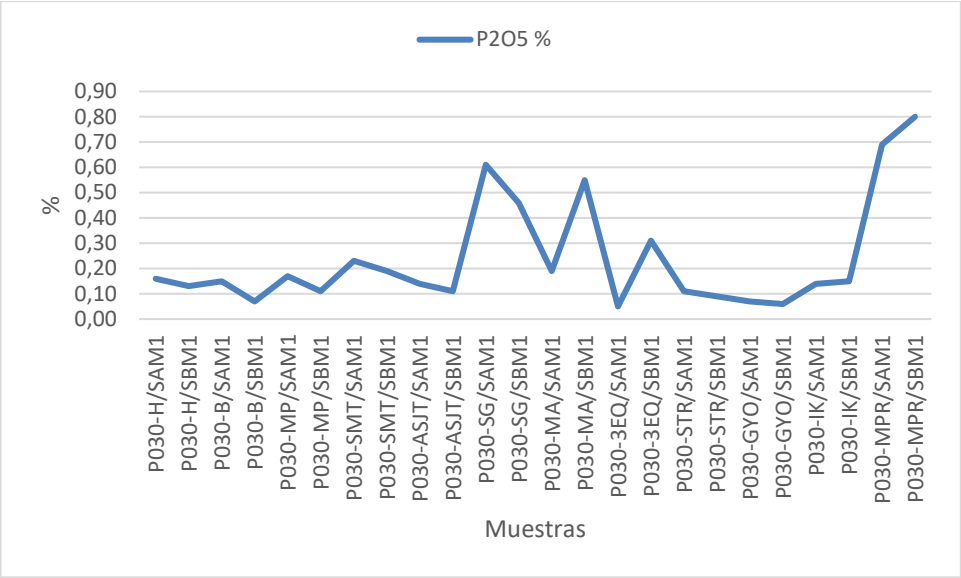


Figura 19. P_2O_5 en suelo superficial.

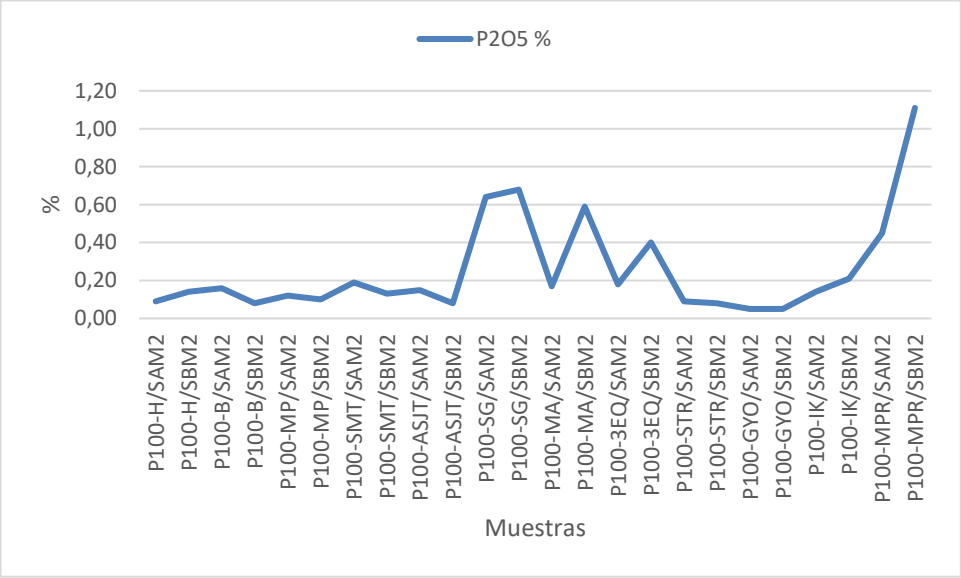


Figura 20. P_2O_5 en suelo profundo.

9. Dióxido de Sílice (SiO_2)

Los contenidos de sílice son ligeramente superiores en los suelos superficiales de texturas franco arenosos (Figura 21), mientras que en los suelos profundos se observan promedios inferiores (Figura 22).

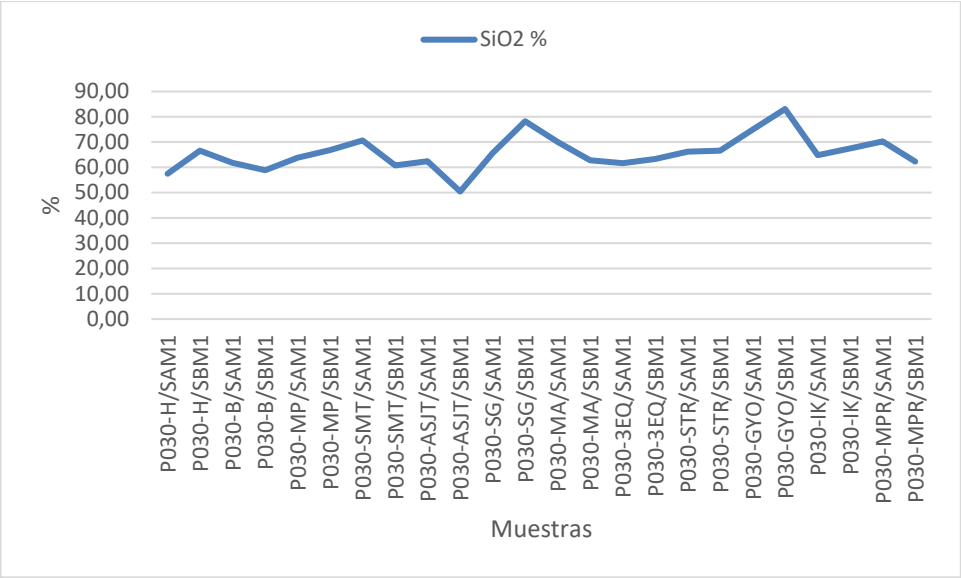


Figura 21. SiO_2 en suelo superficial.

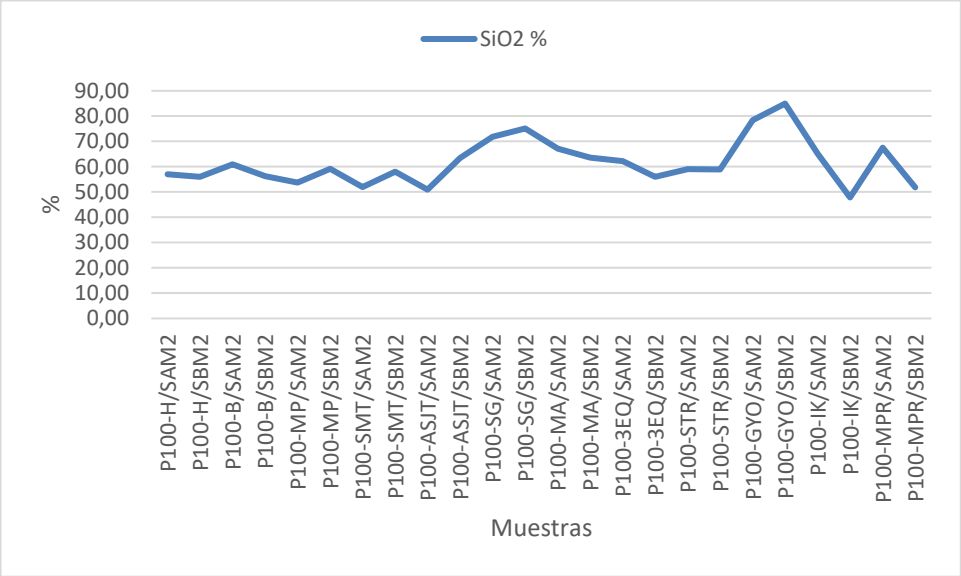


Figura 22. SiO_2 en suelo profundo.

10. Dióxido de Titanio (TiO_2)

Los contenidos de dióxido de titanio son ligeramente superiores en los estratos superficiales (Figura 23) en comparación con los profundos, que presentan contenidos promédiales menores (Figura 24).

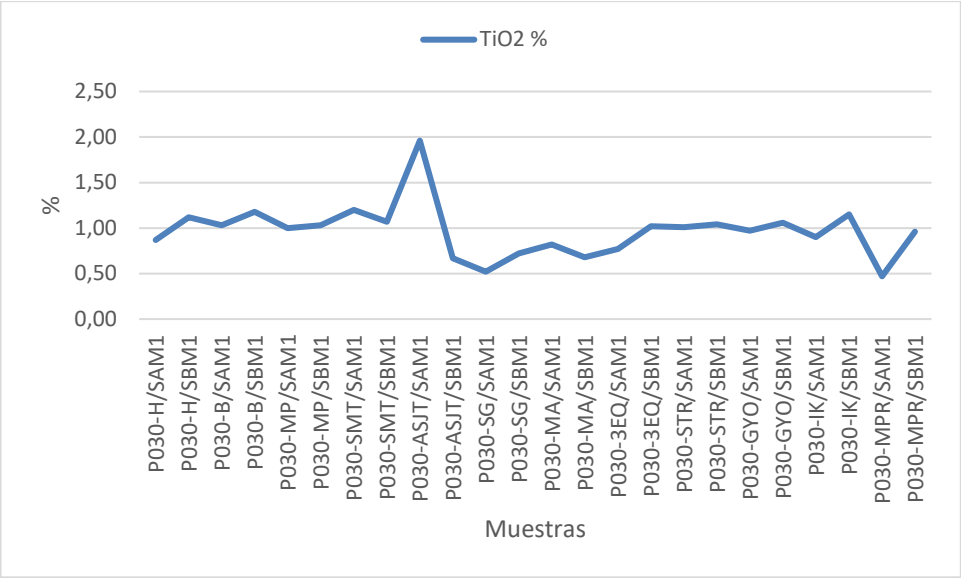


Figura 23. TiO_2 en suelo superficial.

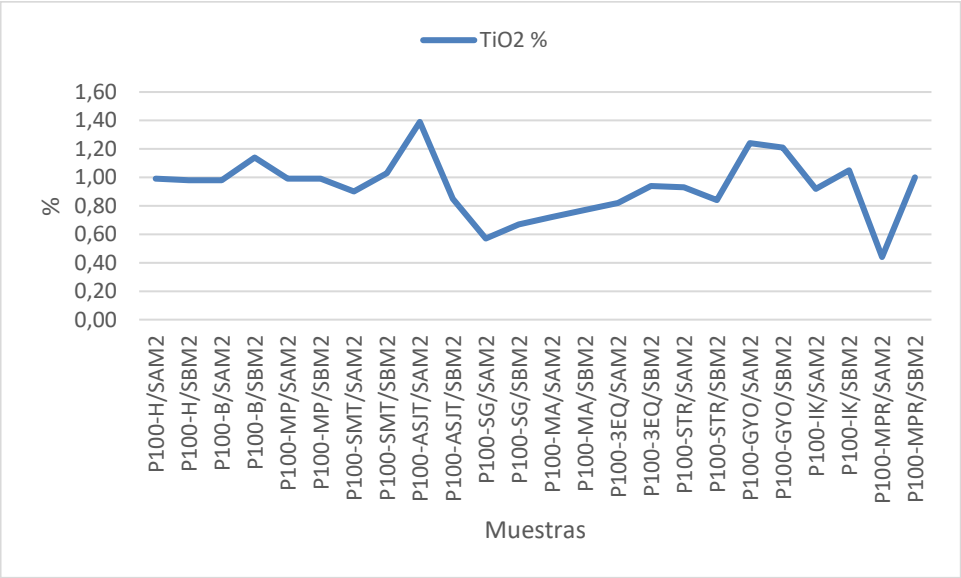


Figura 24. TiO_2 en suelo profundo.

b.2. Macroelementos.

En el Cuadro 26, se muestran el incremento leve de Ca, K, Mg, Na, P; para las muestras obtenidas del estrato profundo.

1. Calcio.

Los contenidos de calcio (Ca) presentan una similitud leve en ambos estratos, con una tendencia uniforme en su distribución suelos superficiales y profundos (Figura 25 y 26). Observando valores medios en todas las muestras, con un ligero aumento en los niveles profundos como en la muestra P100-MA/SAM2, que alcanzó un 3.24%.

Cuadro 26. Macroelementos en suelos.

Elemento	Contenido medio (%)	
	Suelo superficial	Suelo profundo
Ca	0,33	0,39
K	1,29	1,81
Mg	0,49	0,67
Na	0,09	0,11
P	0,10	0,11

Fuente. Elaboración propia.

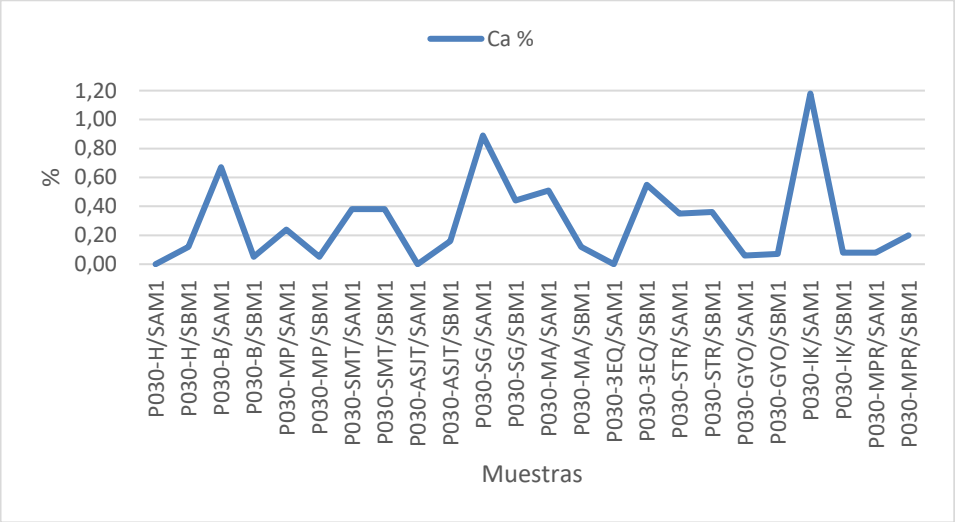


Figura 25. Ca en suelo superficial.

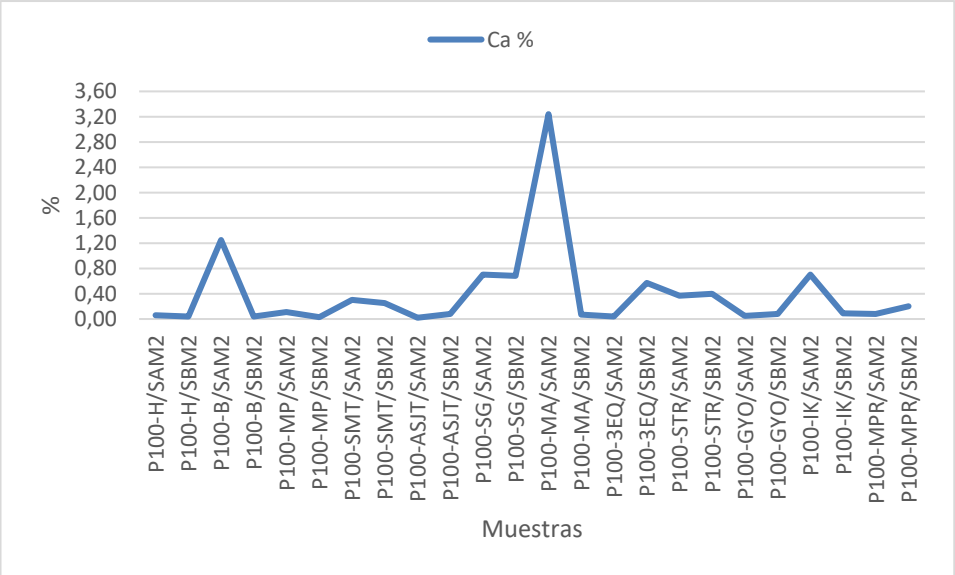


Figura 26. Ca en suelo profundo.

2. Potasio.

Los contenidos de potasio (K) manifiestan una homogeneidad leve en ambos estratos, con una disposición similar tanto para suelos superficiales y profundos (Figura 27 y 28). Se registran niveles que fluctúan de medios a altos en todas las muestras, observándose un incremento sutil en los estratos profundos.

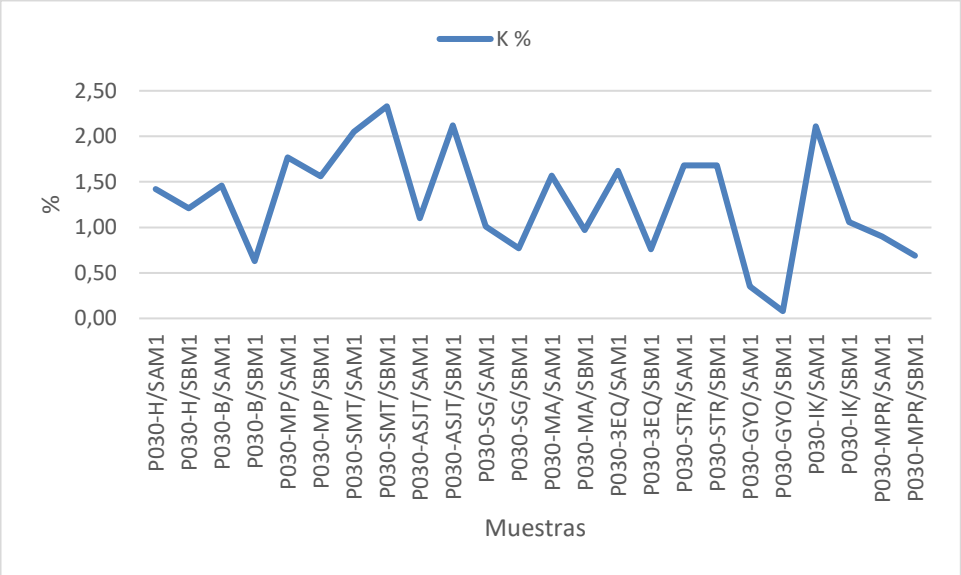


Figura 27. K en suelo superficial.

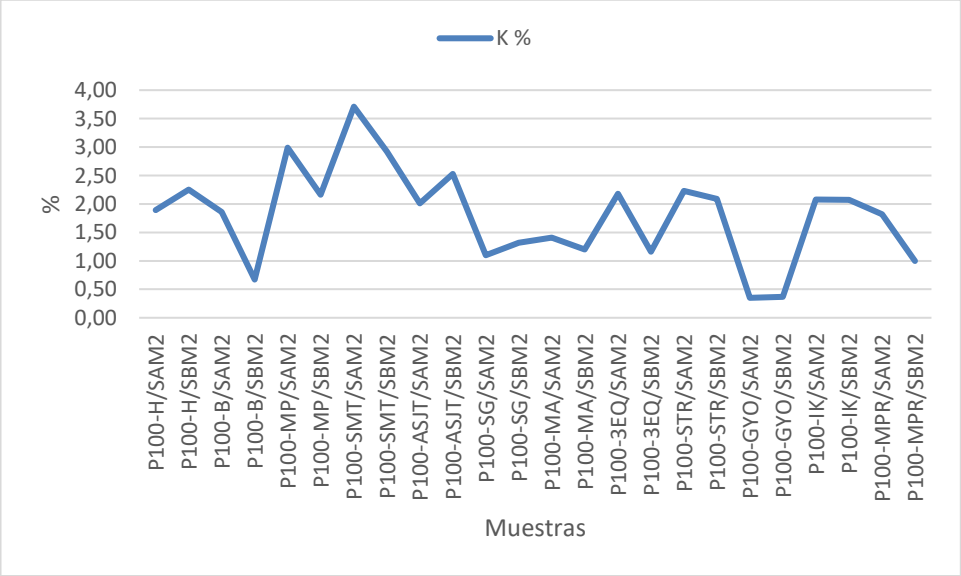


Figura 28. K en suelo profundo.

3. Magnesio.

Los contenidos de magnesio (Mg) exhiben una consistencia moderada en ambos estratos, con una distribución uniforme en suelos superficiales y profundos (Figura 29 y 30). Los niveles, varían de bajos a medios en todas las muestras, mostrando un sutil incremento en los estratos profundos.

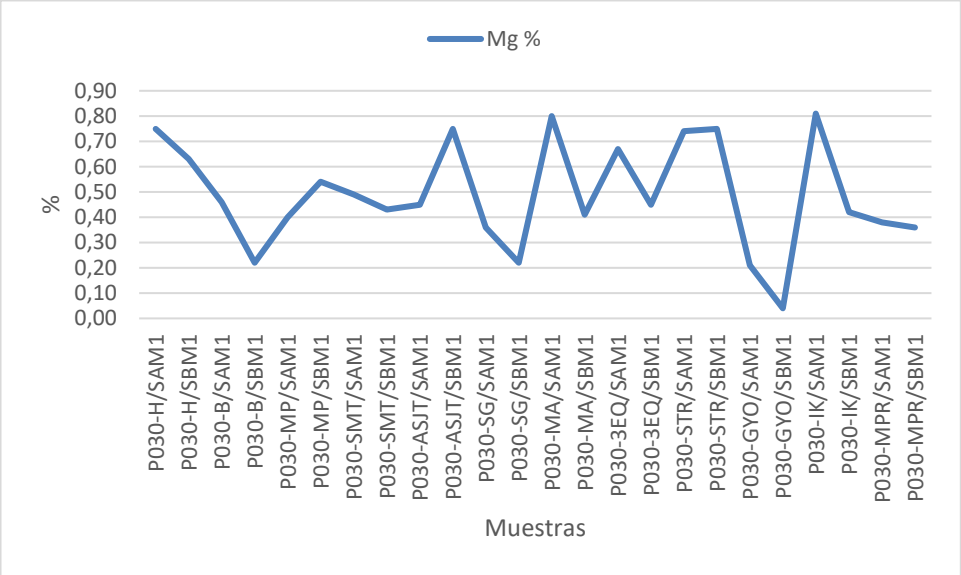


Figura 29. Mg en suelo superficial.

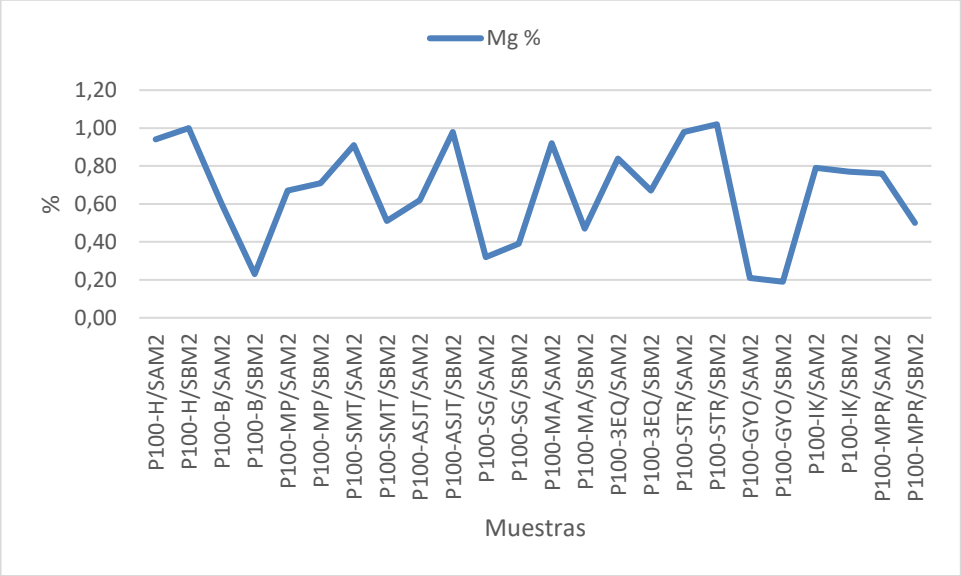


Figura 30. Mg en suelo profundo.

4. Sodio.

Los contenidos de sodio (Na) exhiben una similitud moderada en ambos estratos, mostrando una distribución uniforme en suelos superficiales y profundo (Figura 31 y 32). En todas las muestras, los niveles son muy bajos, con un leve incremento en el estrato profundo.

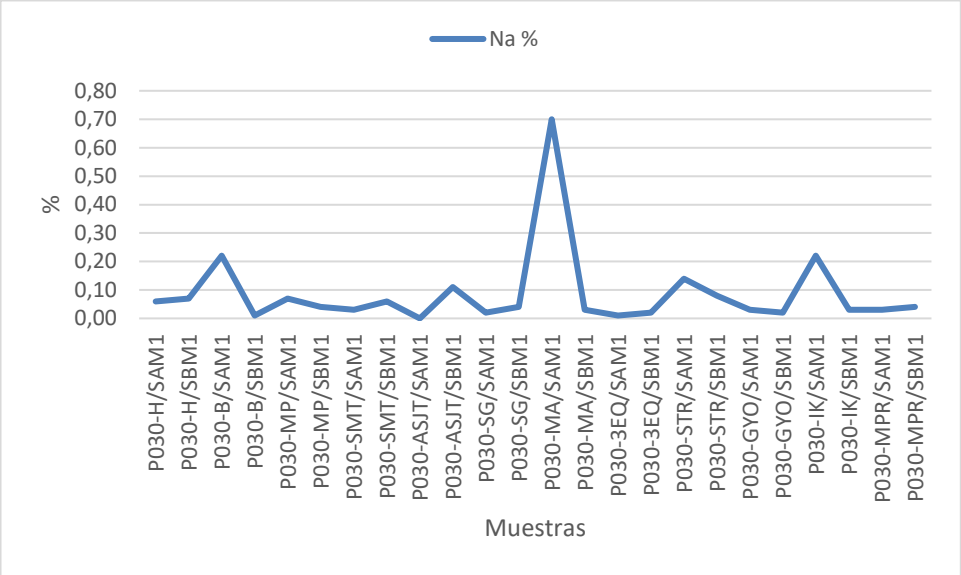


Figura 31. Na en suelo superficial.

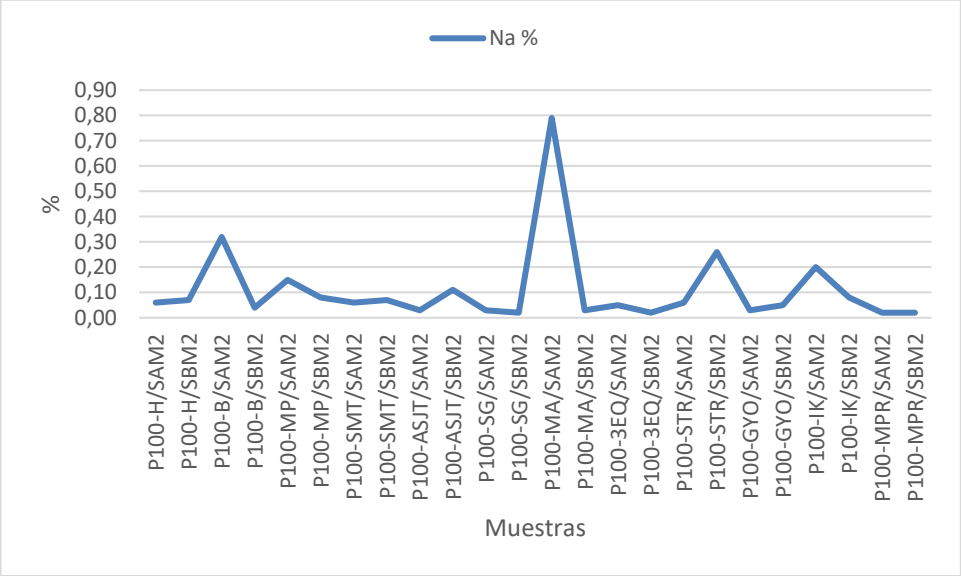


Figura 32. Na en suelo profundo.

5. Fósforo.

Los niveles de fósforo (P) presentan una uniformidad discreta en ambos estratos, mostrando una distribución semejante en suelos superficiales y profundos (Figura 33 y 34), revelando valores muy bajos en las muestras.

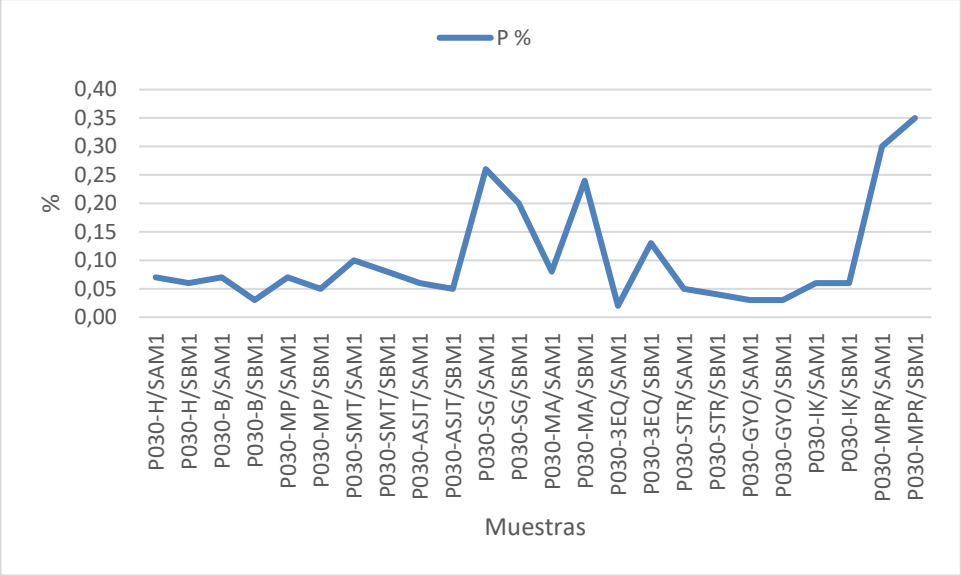


Figura 33. P en suelo superficial.

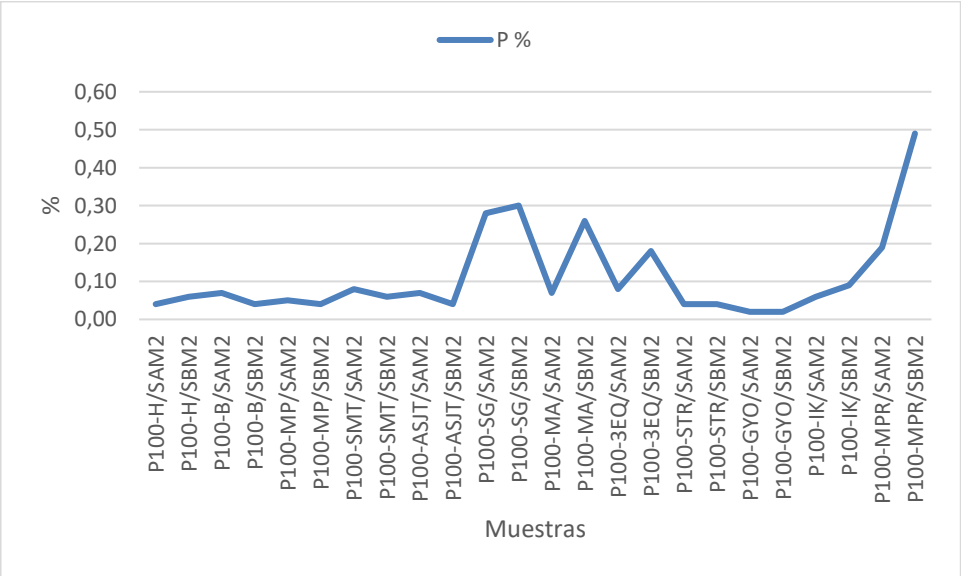


Figura 34. P en suelo profundo.

b.3. Concentraciones de metales pesados.

Las concentraciones de los metales pesados se muestran elevadas en estratos profundos (ver Cuadro 27), lo que sugiere que procesos pedogenéticos en suelos tropicales facilitan su movilización y acumulación. En contraste, los niveles de Zr y Ti disminuyen con la profundidad.

Cuadro 27. Concentraciones medias de metales pesados.

Elemento	Contenido medio (%)	
	Suelo superficial	Suelo profundo
As	14,3	16,4
Cu	13,0	14,2
Cd	2,3	2,7
Pb	22,0	25,3
Zn	101,4	128,8
Co	8,96	10,04
Hg	0,11	0,13
Mo	4,3	4,6
Ni	25,9	36,6
Cr	57,5	73,9
Sr	166,1	186,3
Mn	0,07	0,09
Zr	440,9	363,7
Ba	223,6	291,5
Ti	0,58	0,56
Fe	3,2	4,0

Fuente. Elaboración propia

Además, los resultados de análisis muestran concentraciones de otros metales pesados (ver Cuadro 28), con promedios mayores a niveles profundos.

Cuadro 28. Presencia de otros metales pesados.

Elemento	Contenido medio (%)	
	Suelo superficial	Suelo profundo
Y	32,38	40,92
La	40,24	45,15
Li	22,64	27,79
Sc	13,91	19,63
Rb	68,79	85,75
V	132,58	158,17
Sb	4,00	4,00
Tl	1,91	2,36
Al	5,92	7,99

Fuente. Elaboración propia.

b.3.1. Análisis comparativo con norma nacional - ECA para suelo.

Se presenta el análisis comparativo de los niveles de metales pesados conforme a los ECA para suelo (MINAM, 2017), evaluados según su distribución vertical.

a. Arsénico (As)

En ambos grupos de suelos (estrato superficial y profundo) se detectó una muestra que supera el límite de 50 ppm establecido por la ECA, con la muestra P030-3EQ/SBM1 registrando 58 ppm y la P100-3EQ/SBM2 80 ppm (Figuras 35 y 36).

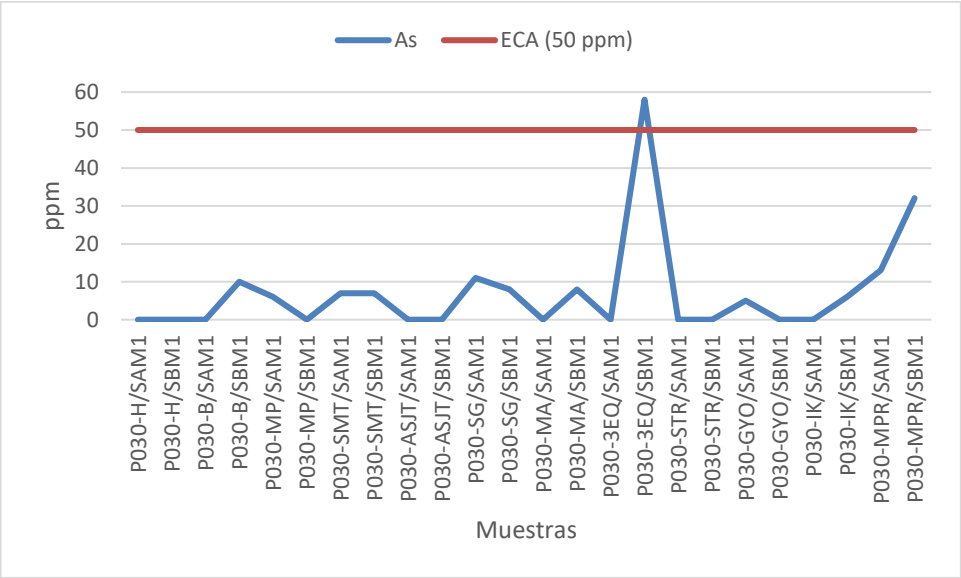


Figura 35. As en suelo superficial.

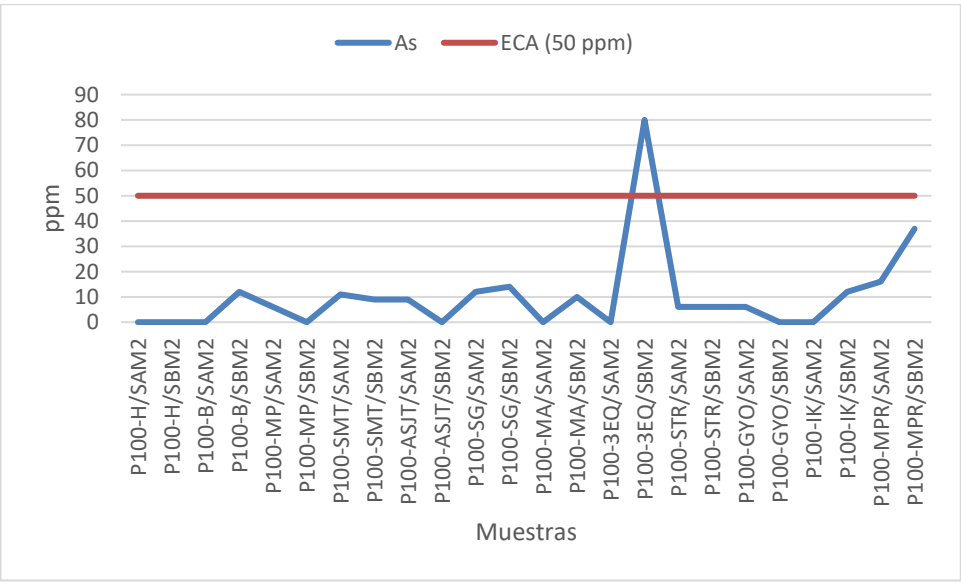


Figura 36. As en suelo profundo.

b. Cadmio (Cd)

En los suelos superficiales se identificaron tres muestras (P030-SG/SAM1, P030-SG/SBM1 y P030-3EQ/SBM1) que exceden el umbral vigente de la ECA (1,40 ppm), registrando niveles de 2, 3 y 2 ppm respectivamente (Figura 37).

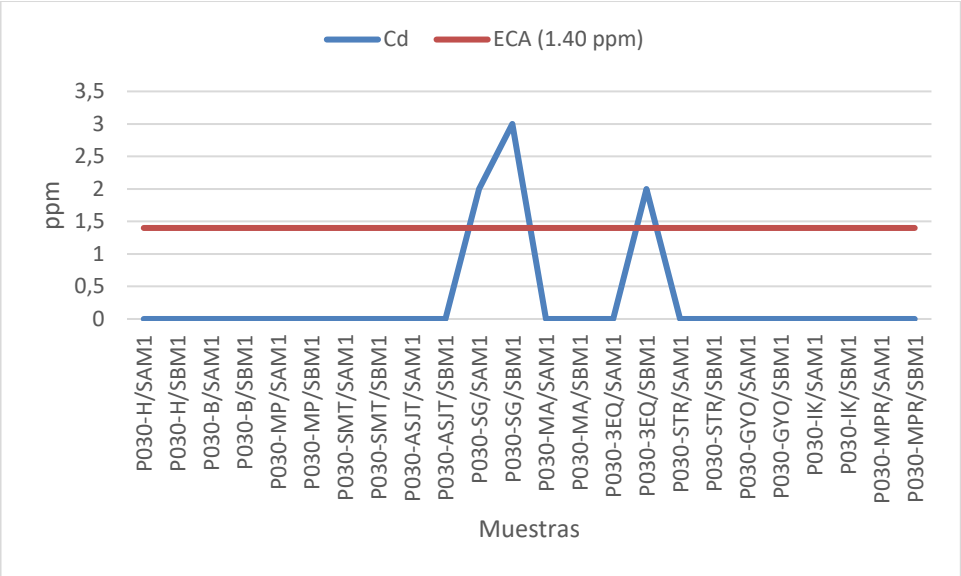


Figura 37. Cd en suelo superficial.

En los suelos profundos, se detectaron dos muestras (P100-SG/SAM2 y P100-3EQ/SBM2) que superan el umbral vigente de la ECA, con concentraciones de 2 ppm y 5 ppm respectivamente (Figura 38).

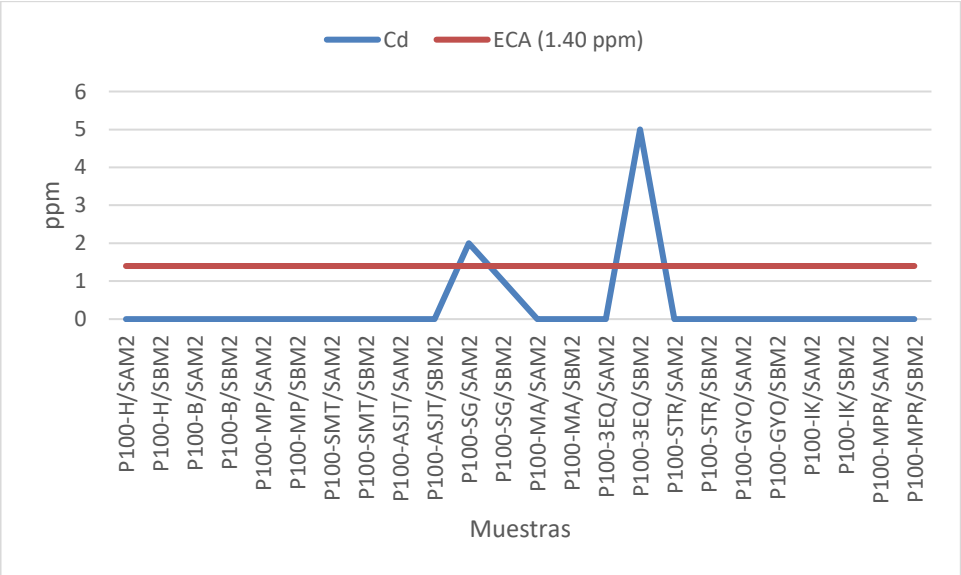


Figura 38. Cd en suelo profundo.

c. Plomo (Pb)

En suelos superficiales, se identificó una muestra (P030-3EQ/SBM1) que excede el umbral vigente de la ECA (70 ppm), registrando 98 ppm (Figura 39).

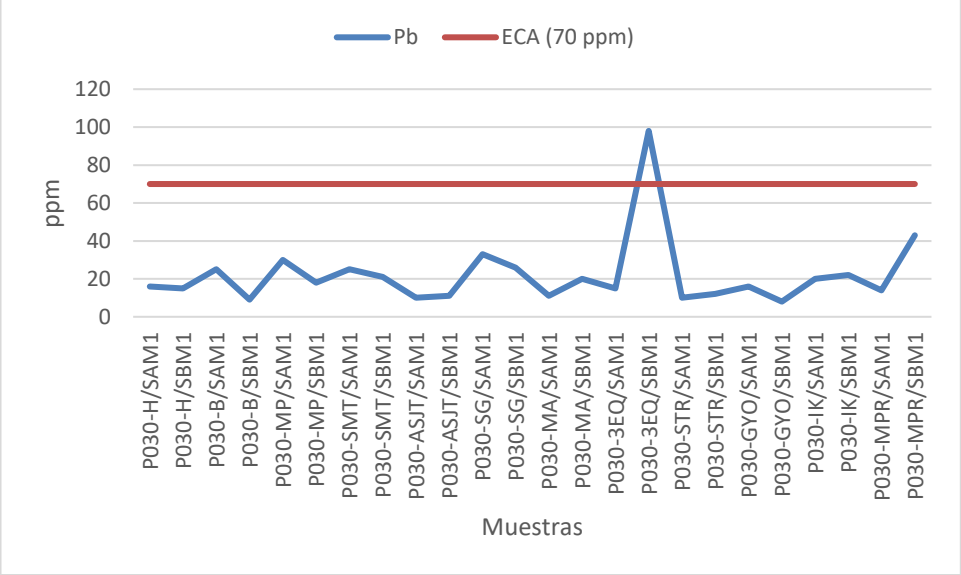


Figura 39. Pb en suelo superficial.

La muestra P100-3EQ/SBM2, proveniente de suelos profundos, alcanzó 128 ppm, superando el umbral establecido por la ECA para suelo (Figura 40).

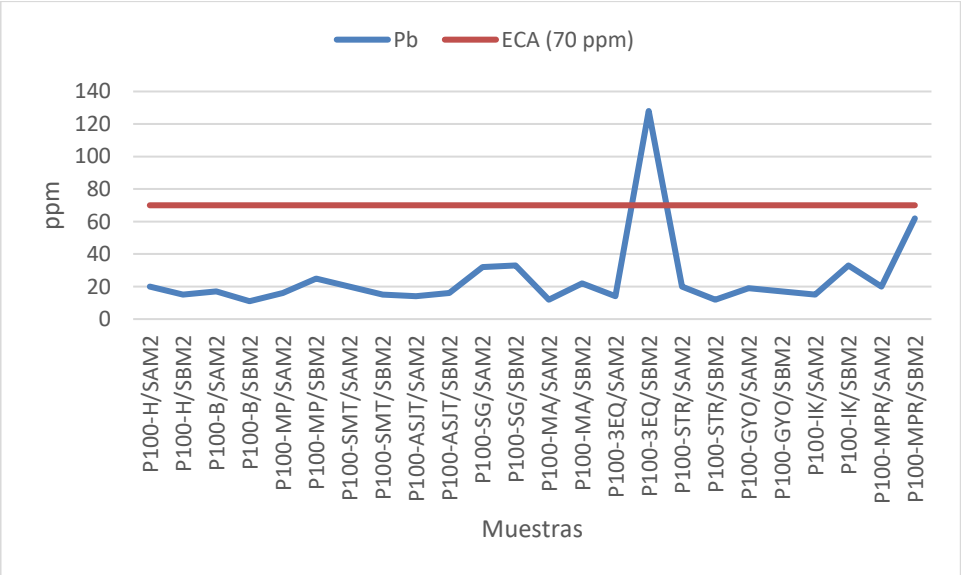


Figura 40. Pb en suelo profundo.

d. Mercurio (Hg)

En los suelos superficiales y profundos, ninguna muestra supera el umbral vigente de la ECA (6.6 ppm) (Figuras 41 y 42).

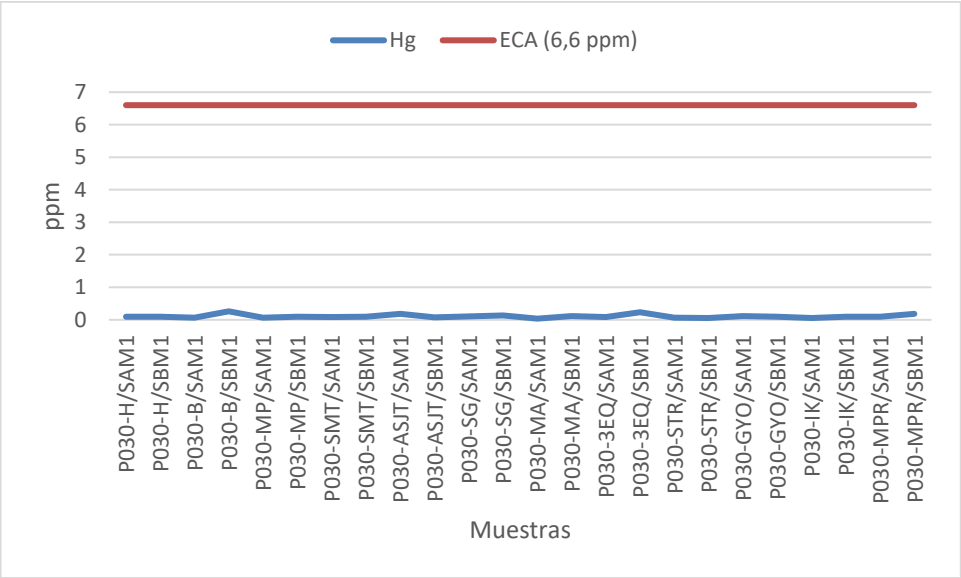


Figura 41. Hg en suelo superficial.

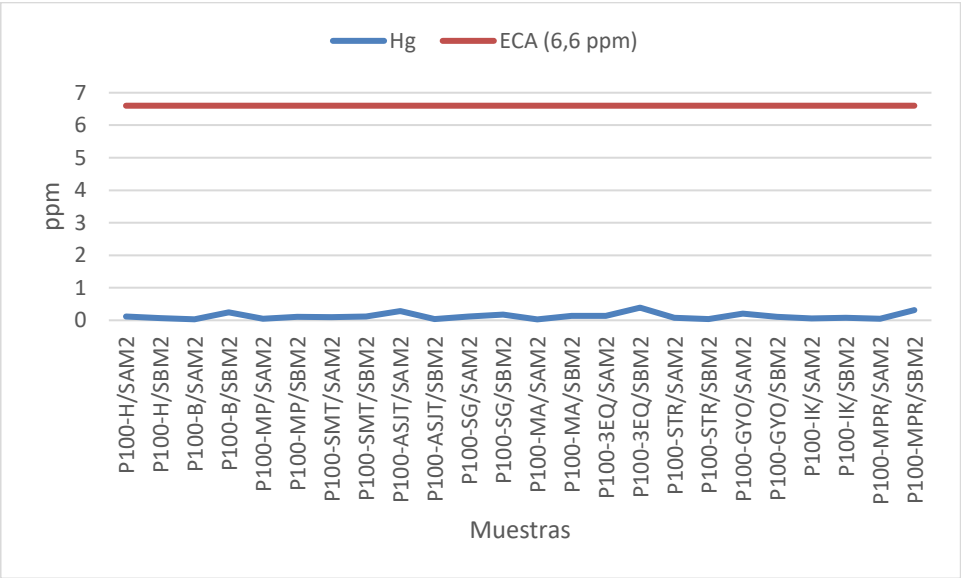


Figura 42. Hg en suelo profundo.

e. Bario (Ba)

En los suelos superficiales y profundos, ninguna muestra excede el umbral vigente de la ECA (750 ppm) (Figuras 43 y 44).

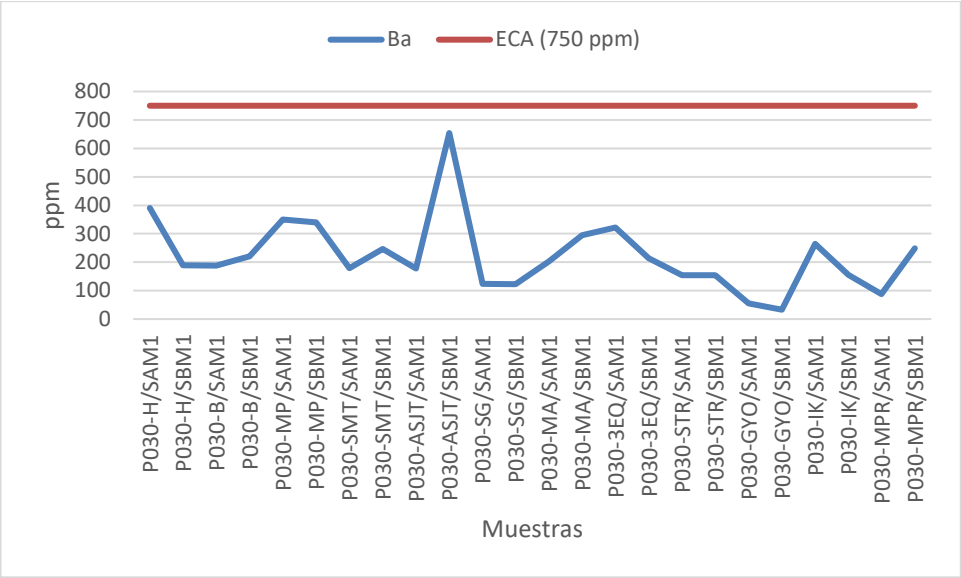


Figura 43. Ba en suelo superficial.

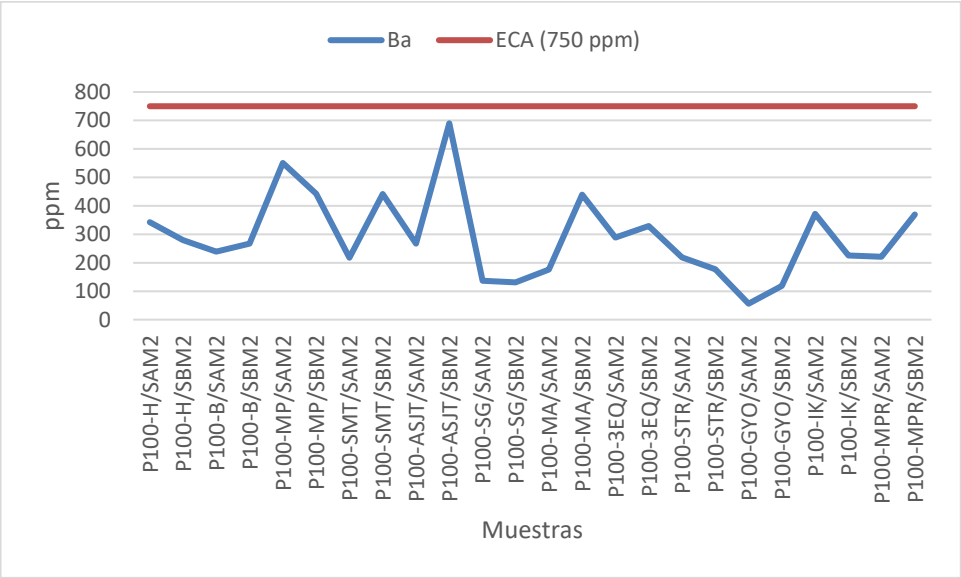


Figura 44. Ba en suelo profundo.

En relación con los metales pesados estipulados en los ECA para suelos agrícolas, la mayoría de las muestras analizadas no supera los límites establecidos, salvo en la zona de San Gregorio, donde tanto las muestras superficiales como las profundas de suelos cultivados con cacao exceden el umbral de cadmio(1.40 ppm), un metal altamente tóxico y móvil en suelos ácidos, mostrando riesgo para la salud y coincide con otros estudios (Quispe, 2023).

Asimismo, en la comunidad de Tres Esquinas se detectaron valores superiores a los ECA para arsénico, cadmio y plomo en muestras de bosque secundario ex-cocal, en ambas profundidades. En cuanto a los contenidos de mercurio y bario, estos se

mantienen por debajo del umbral ECA, aunque en la comunidad de Alto San Juan de Tulumayo, zona alta próxima a cultivos de cacao los niveles de Ba se aproximan al límite, registrando entre 650 y 690 ppm en ambos estratos (Figuras 43 y 44). Por lo que, los niveles generales de mercurio y bario no superan los estándares ambientales, pero si sugieren una situación potencialmente crítica; por su proximidad a cultivos de cacao, eso podría crear condiciones para una acumulación localizada, lo que subraya la importancia de realizar un seguimiento continuo y adoptar medidas preventivas que garanticen la sostenibilidad y seguridad del suelo en la zona; siendo que los suelos analizados presentan considerables niveles de materia orgánica y predominio de partículas arcillosas, condiciones que favorecen la retención del Ba el cual muestra concentraciones elevadas debido a su carácter litófilo y su interacción con el sodio, limitando su movilidad (Chira, 2021).

Por el contrario, el mercurio se adsorbe principalmente en la capa superficial mediante su unión a materia orgánica, óxidos de Fe y Mn; también arcillas, pero la baja concentración de estos compuestos reduce su retención. En síntesis, estos resultados evidencian que la composición y textura del suelo influyen en la acumulación diferencial de metales pesados, los cuales provienen principalmente de prácticas agrícolas intensivas y escorrentías superficiales. El exceso de cadmio en áreas de cacao y los elevados niveles de arsénico y plomo en contextos forestales subrayan la necesidad de establecer regulaciones más estrictas sobre el uso de agroquímicos (Rodríguez et al., 2019) y de promover medidas de reforestación y conservación del suelo para mitigar los impactos negativos en ecosistemas agrícolas y forestales.

Finalmente, estas investigaciones muestran la interacción compleja entre factores naturales (geología, mineralogía, edafología) y actividades humanas (agroquímicos, minería, prácticas agrícolas), que determinan la elevada presencia de metales pesados en contextos latinoamericanos. Aunque la Norma ECA ofrece una base regulatoria sólida, es indispensable implementar protocolos específicos, monitoreo continuo y adaptable para garantizar la salud del suelo, la producción agrícola segura y la protección de comunidades rurales, alineándose con la agenda global de gestión sostenible del recurso suelo propuesta por la FAO.

b.3.2. Análisis comparativo de metales pesados con normas internacionales.

Los metales pesados Cu, Zn, Co, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ti y Fe; no son incluidos en la normativa peruana "ECA para suelo", por lo que son evaluados con normativas internacionales (canadiense, holandesa, española y estadounidense). Se efectuó un análisis descriptivo y comparativo de su distribución vertical en los suelos estudiados.

a. Cobre (Cu)

Los niveles de Cu en suelos superficiales y profundos (Figuras 45 y 46) se encuentran por debajo de los estándares internacionales (63 ppm canadiense y 36 ppm holandés), lo que indica bajos contenidos generales; (Figura 46) únicamente la muestra P100-3EQ/SBM2 se aproxima al umbral holandés con 34 ppm (CCME, 2020; Stcrt, 2000). Estos valores contrastan con mayores concentraciones reportadas por Medina et al., (2024) en Carapongo (93,22 ppm), Saldaña, (2020) en Cerro de Pasco (29 ppm) como valor de referencia; y la Reserva Nacional de Junín, donde se superan los estándares canadienses (Abregú et al., 2025). Esta diferencia evidencia que, aunque en la zona de estudio la acumulación de Cu es limitada, resulta necesario establecer líneas de base local y fortalecer la vigilancia del suelo mediante prácticas de manejo sostenible que consideren factores edáficos como textura, pH y materia orgánica, con el fin de preservar la fertilidad y los servicios ecosistémicos.

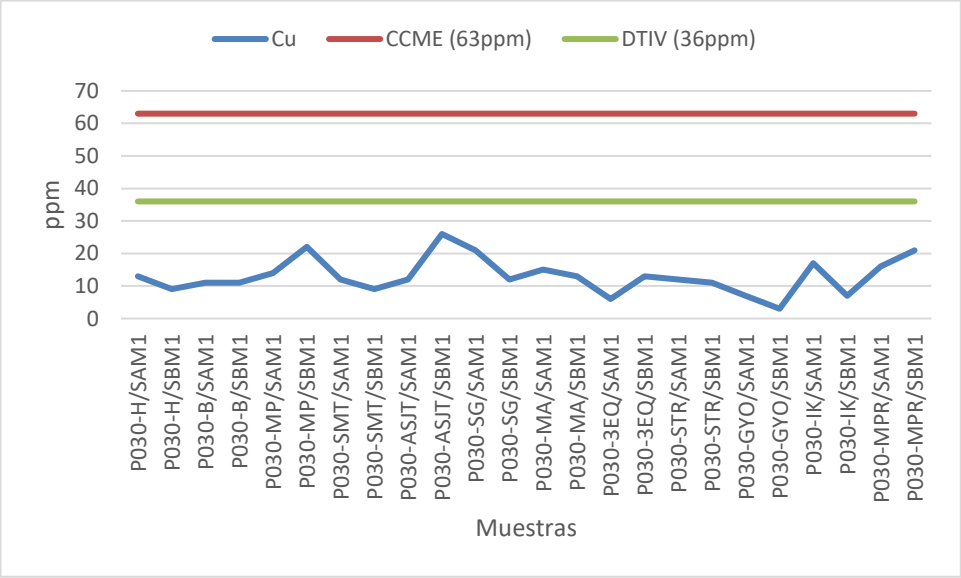


Figura 45. Cu en suelo superficial.

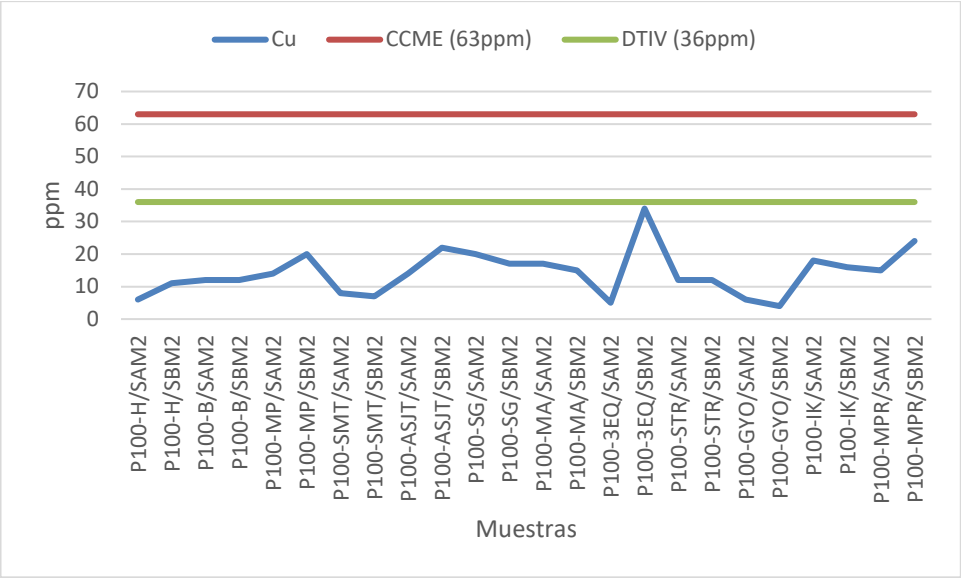


Figura 46. Cu en suelo profundo.

b. Zinc (Zn)

El análisis del Zn en suelos superficiales (Figura 47) revela que dos muestras (P030-3EQ/SBM1 y P030-MPR/SBM1) exceden el estándar canadiense de 200 ppm y una muestra (P030-MPR/SAM1) supera el umbral holandés de 140 ppm. Estando el 87,5% de muestras dentro de los rangos internacionales normales., además la presencia del Zn se vincula a abundancias relacionadas de Pb, Cd, As, etc.; esto sugiere que pueden existir procesos geológicos o antrópicos inducidos que influyen en la concentración de Zn. Respecto a los suelos profundos, las muestras P100-3EQ/SBM2 y P100-MPR/SBM2 exceden el estándar canadiense de 200 ppm, mientras que las muestras P100-SG/SBM2 y P100-MPR/SAM2 superan el umbral holandés de 140 ppm (ver Figura 48). El 83% de las muestras se mantienen dentro de los rangos internacionales normales, y son coherentes con las tendencias para Pb, Cu y Cd. Por lo tanto, los niveles de Zn muestran una consistencia notable en ambos estratos, evidenciada por la distribución similar en el perfil del suelo, aunque se identifican algunas excepciones en las cuales las concentraciones exceden los umbrales internacionales. Este hallazgo resalta la importancia de realizar estudios adicionales para clarificar las fuentes y mecanismos de acumulación, lo que es fundamental para establecer estrategias de manejo y mitigación efectivas en el área estudiada. En contraste, diversos estudios han reportado concentraciones más elevadas de Zn en suelos agrícolas y de conservación. Medina et al., (2024) en Carapongo (215 ppm), Saldaña, (2020) en Cerro de Pasco (95 ppm) como valor de referencia para suelos no

contaminados, lo cual es inferior a las muestras más críticas de este estudio. Asimismo, Abregú et al., (2025) documentaron en la Reserva Nacional de Junín concentraciones de Zn > 250 mg/kg, sobrepasando estándares canadienses, lo que refleja la influencia de actividades mineras en áreas de conservación. En concreto elevadas concentraciones del Zn en suelos agricola se atribuyen al uso de fertilizantes fosfatados y prácticas de manejo no sostenible observada en el area de estudio

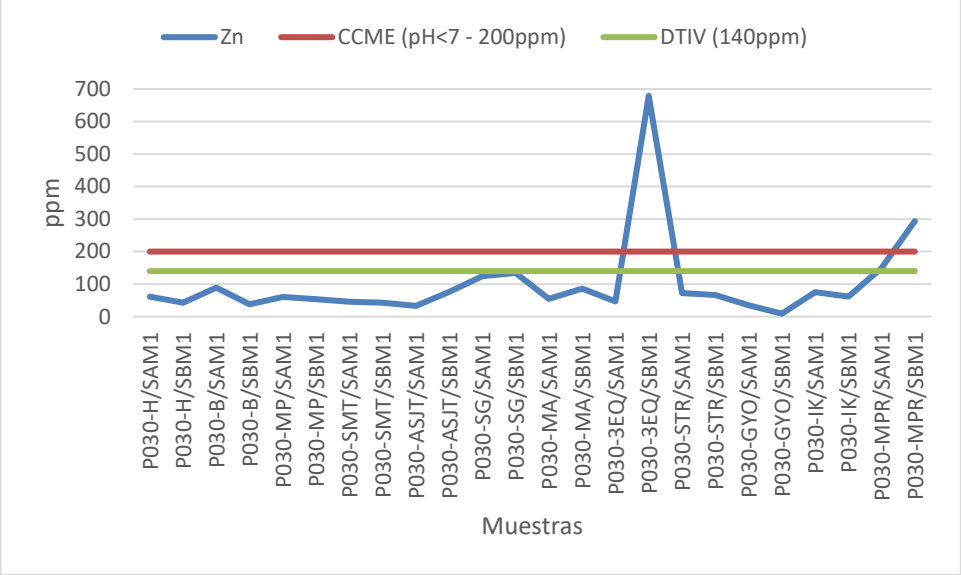


Figura 47. Zn en suelo superficial.

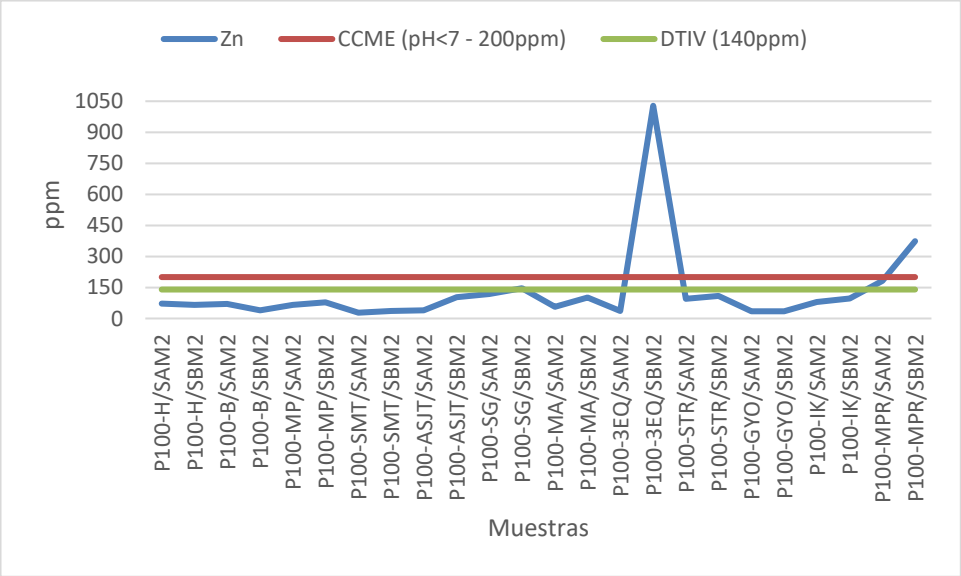


Figura 48. Zn en suelo profundo.

c. Cobalto (Co)

El análisis de las concentraciones de cobalto en suelos superficiales y profundos indica que, aunque cerca del 50-58% de las muestras exceden el estándar holandés (9 ppm), ninguna supera el límite canadiense (40 ppm), sugiriendo niveles generalmente bajos de este metal en los suelos estudiados; manifestando una distribución similar en ambos niveles (Figuras 49 y 50). Sin embargo, la muestra P100-ASJT/SBM2 con 31 ppm evidencia una posible anomalía geológica o influencia localizada que requiere análisis adicional. Estudios recientes en Latinoamérica confirman que el cobalto suele mantenerse en concentraciones moderadas en suelos agrícolas, lo que se relaciona con la composición mineralógica y procesos pedogénicos naturales (Mendoza et al., 2020). Desde una perspectiva ecológica, el cobalto en concentraciones elevadas puede afectar negativamente la actividad microbiana y la biodiversidad edáfica, comprometiendo funciones esenciales para la fertilidad y salud del suelo, como los ciclos de nutrientes y la degradación de materia orgánica (FAO, 2021). El seguimiento de valores cercanos a los umbrales superiores es crucial para prevenir impactos adversos que podrían afectar la productividad agrícola y la resiliencia ecosistémica, especialmente en zonas con cultivos sensibles o prácticas intensivas. Por ello, se recomienda implementar programas continuos de monitoreo ambiental que integren análisis geoquímicos y biológicos para evaluar la dinámica del Co y garantizar la gestión sostenible del suelo.

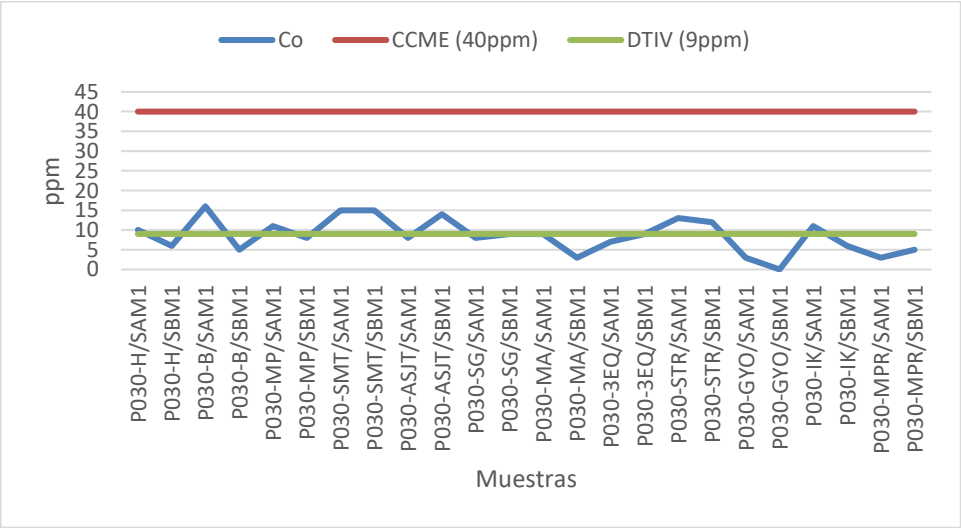


Figura 49. Co en suelo superficial.

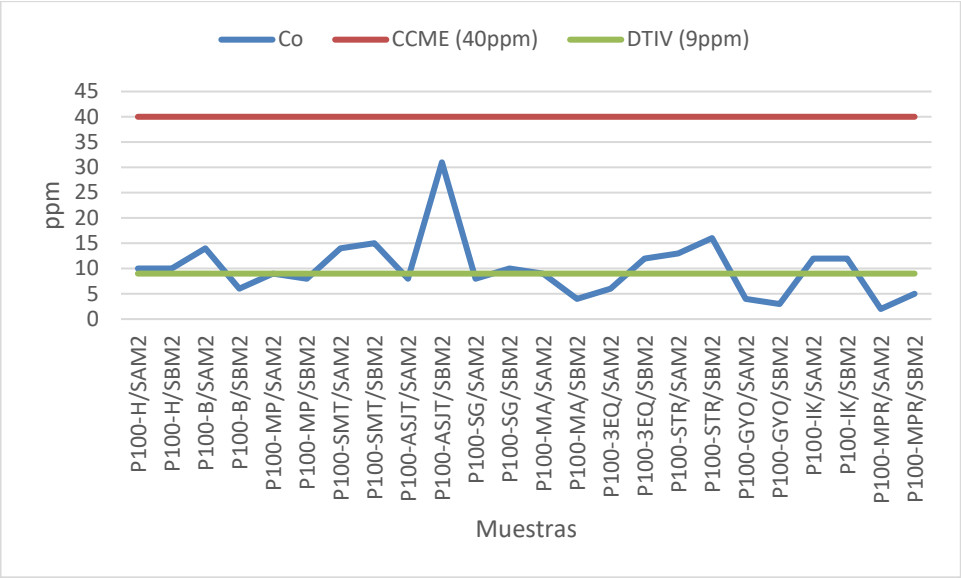


Figura 50. Co en suelo profundo.

d. Molibdeno (Mo)

El análisis revela que el 13% de las muestras de suelo superficial sobrepasa el estándar canadiense (5ppm) y un 20% superan el estándar holandés (3ppm) en concentración de Molibdeno (Figura 51). Para muestras de suelo profundo revela que un 33% de muestras superan el estándar holandés y 25% el estándar canadiense; además para ambos estratos muestran una tendencia similar (Figuras 51 y 52) y se sitúan dentro de los rangos de referencia, solo se registra una muestra con valor que supera los 10 ppm considerado de investigación recomendable (CMAJA, 1999) como en la muestra P100-MPR/SBM2 (Figura 52)

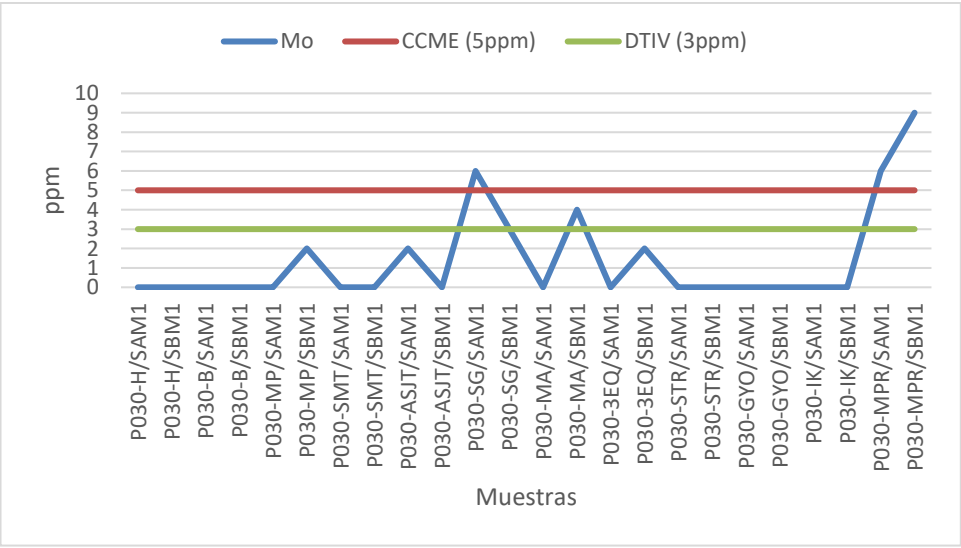


Figura 51. Mo en suelo superficial.

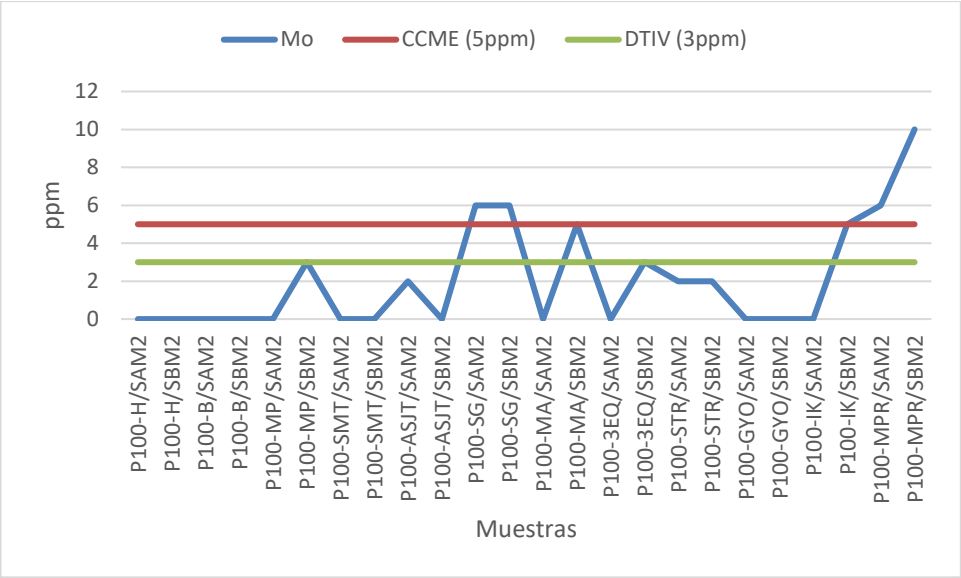


Figura 52. Mo en suelo profundo.

Niveles elevados de molibdeno pueden afectar negativamente la actividad microbiana y la biodiversidad del suelo, alterando procesos ecológicos clave como el reciclaje de nutrientes y la estructura del hábitat edáfico (FAO, 2021). Por ello, se enfatiza la necesidad de monitoreos específicos y manejo agricola adaptado para minimizar impactos ambientales y preservar la funcionalidad del suelo.

e. Níquel (Ni)

El análisis revela que el 4% de las muestras de suelo superficial excede el estándar canadiense (50 ppm) y el 21% supera el umbral holandés (35 ppm) para contenidos de Ni (Figura 53); para muestras de suelo profundo, el 21% y el 33% de las muestras superan los límites canadiense y holandés, respectivamente, mostrando una distribución similar en ambos estratos. Algunas muestras superficiales (P030-SG/SAM1; P030-3EQ/SBM1; P030-MPR/SBM1) y profundas (P100-H/SAM2; P100-ASJT/SAM2; P100-SG/SAM2; P100-SG/SBM2; P100-3EQ/SBM2; P100-MPR/SBM2) alcanzan o superan los 40 ppm establecidos por CMAJA (1999). Destaca la muestra P100-IK/SBM2, con 159 ppm, que excede el umbral de intervención de 80 ppm (Figura 54). Estos resultados sugieren una variabilidad significativa en las concentraciones de níquel, documentada en estudios regionales (Mendoza et al., 2020; Ordoñez, 2020), con ciertos sitios mostrando niveles críticos, especialmente en suelos profundos. La elevación de Ni podría estar asociada a procesos geológicos o antropogénicos locales. Concentraciones elevadas de Ni en muestras especificas

pueden afectar negativamente la biodiversidad microbiana y alterar funciones esenciales del suelo; como los ciclos de nutrientes y la estabilidad estructural, comprometiendo la productividad y los servicios ecosistémicos (FAO, 2021; Mendoza et al., 2021). Por ello, es preciso un monitoreo focalizado y la implementación de medidas de gestión sostenible para mitigar riesgos ambientales.

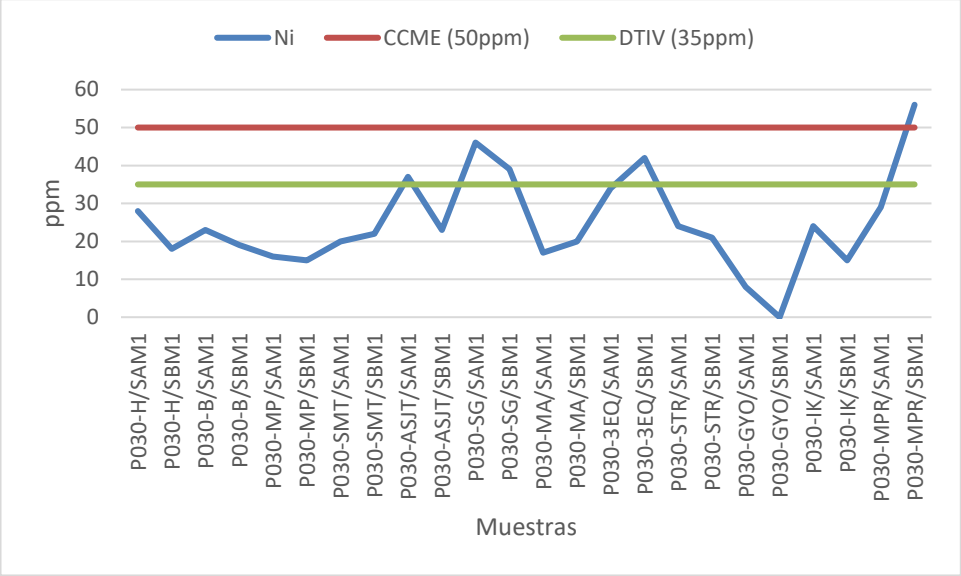


Figura 53. Ni en suelo superficial.

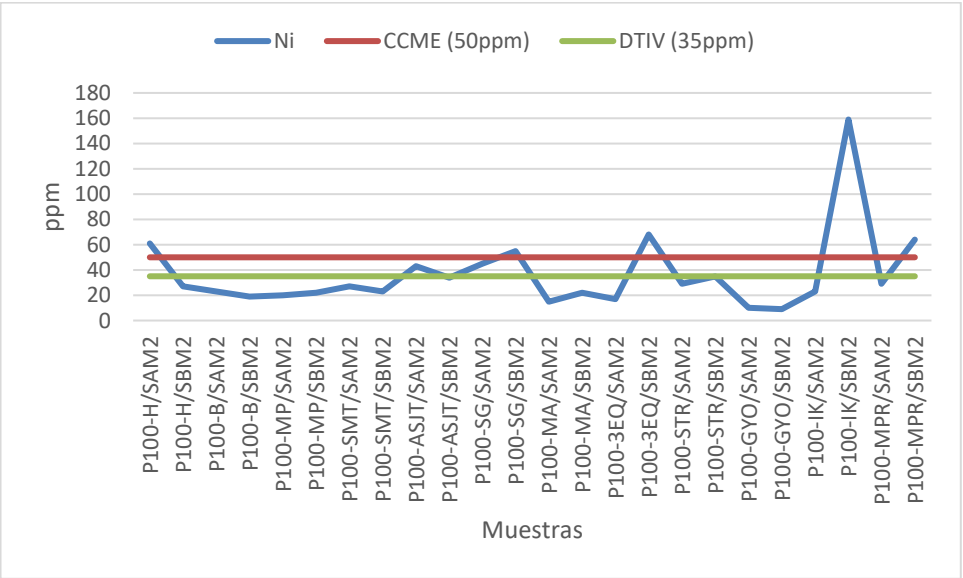


Figura 54. Ni en suelo profundo.

f. Cromo (Cr)

El análisis revela que el 21% de las muestras de suelo superficial excede el umbral canadiense (64 ppm) de cromo y, en un caso, sobrepasan el estándar holandés (100 ppm) (Figura 55). Estos valores, que se sitúan entre 100 y 250 ppm como niveles recomendables para investigación según CMAJA (1999) se asocian con un elevado contenido de níquel en la muestra P030-MPR/SBM1, procedente de una zona caracterizada por afloramientos calizos y formaciones dolomíticas del Grupo Pucará.

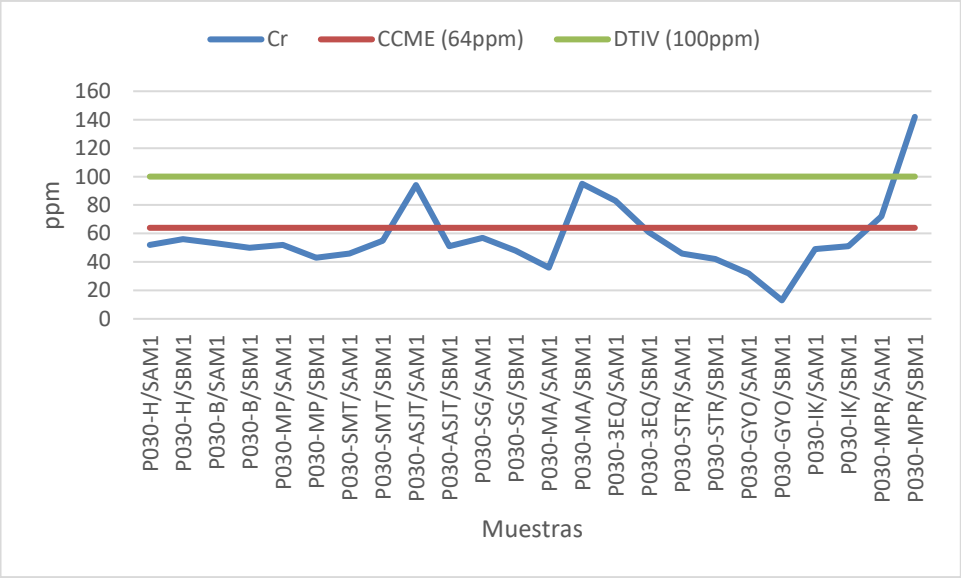


Figura 55. Cr en suelo superficial.

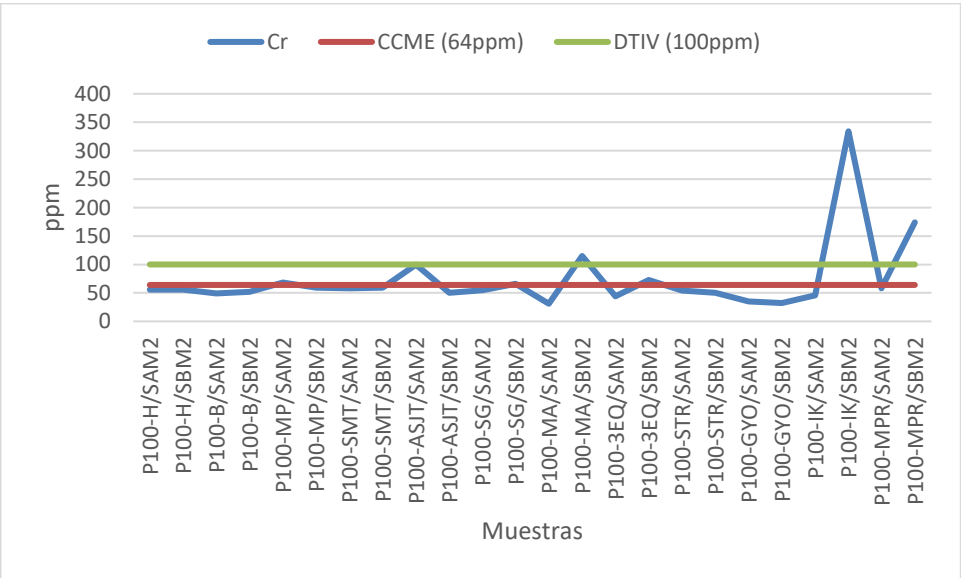


Figura 56. Cr en suelo profundo.

Para las muestras de suelo profundo, el 29% de ellas excede el estándar canadiense y el 17% el holandés para cromo (Figura 56). Estos valores se correlacionan con elevados contenidos de níquel, evidenciados en las muestras P100-ASJT/SAM2, P100-MA/SBM2, P100-IK/SBM2 y P100-MPR/SBM2, destacándose que la muestra P100-IK/SBM2 presenta niveles de 250 a 450 ppm, conformes con los mínimos obligatorios según CMAJA (1999) para Cr. Este patrón se relaciona con la geología del Grupo oriente del distrito, caracterizado por afloramientos de areniscas rosadas o blancas intercaladas con lutitas y conglomerados rojizos, sometidos a meteorización moderada a alta; sugiriendo estos resultados que la variabilidad en las concentraciones de cromo, y su correlación con el níquel, reflejan la influencia predominante de procesos geológicos y la litología local. Concentraciones elevadas de Cr pueden ser tóxicas para microorganismos edáficos, reducir la biodiversidad del suelo y alterar funciones clave como los ciclos de nutrientes y la estructura edáfica, comprometiendo la productividad agrícola y la estabilidad del ecosistema (FAO, 2021). Por ser evidente que un porcentaje considerable de muestras excede los estándares internacionales indicándonos la necesidad de evaluaciones de riesgo localizadas (Calderón et al., 2023) y considerar ajustes de umbrales normativos para zonas con características geológicas particulares.

g. Estroncio (Sr)

El estroncio se evalúo con base en un valor medio mundial de 220 ppm (Jiménez et al., 2010) y 210 ppm en suelos cámbicos (Kabata Pendias y Pendias, 2001). Revelando los resultados que el 17% de muestras de suelo superficial supera dichos valores de referencia, destacando la muestra P030-SG/SBM1(Figura 57), que registra más de 1000 ppm y se clasifica en el Grupo I según Goldschmidt (1954), mientras que las otras muestras, con concentraciones entre 1 y 1000 ppm, corresponden al Grupo II (Goldschmidt, 1954; Rivera, 2014). Respecto a las muestras de suelo profundo, el 21% de estas excede el estándar medio mundial y canadiense para la concentración de estroncio (Figura 58), todas se clasifican en el Grupo II (Goldschmidt, 1954), observando una distribución similar en ambos estratos (Figuras 57 y 58). La elevada concentración identificada en una muestra superficial sugiere la posible influencia de procesos locales de enriquecimiento, mientras que las concentraciones en los suelos profundos se mantienen dentro de rangos aceptables internacionales

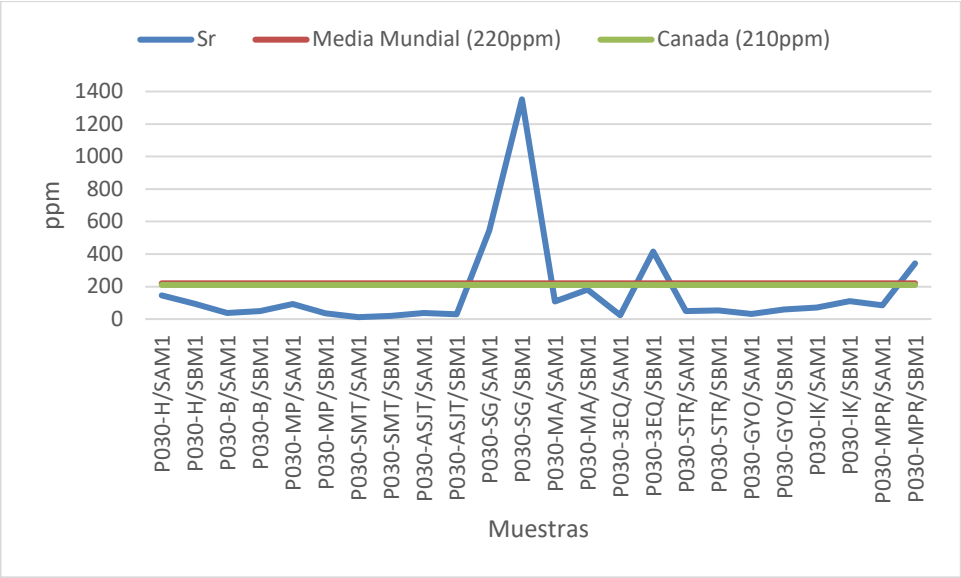


Figura 57. Sr en suelo superficial.

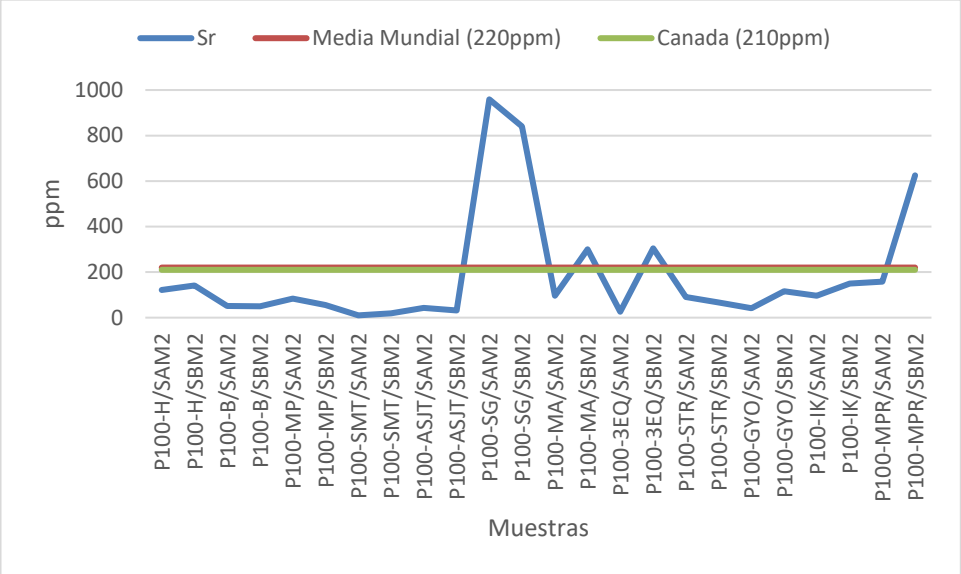


Figura 58. Sr en suelo profundo.

La clasificación en Grupos I y II, según Goldschmidt (1954), aporta un marco interpretativo crucial para comprender la dinámica geoquímica y el potencial impacto ambiental del estroncio en estos suelos. Los niveles elevados de Sr pueden influir en la química del suelo y afectar la disponibilidad de nutrientes esenciales, impactando la biodiversidad microbiana y la salud del ecosistema edáfico. Por ello, es fundamental realizar un monitoreo específico y evaluar el potencial impacto ambiental de concentraciones tan elevadas para garantizar la sostenibilidad del suelo y sus funciones ecológicas (FAO, 2021; Gómez, 2024; Mendoza et al., 2020).

h. Manganeso (Mn)

El análisis se realizó considerando un valor medio mundial de 600 ppm (Lindsay y Norvell, 1978) y 525 ppm en suelos cámbicos (Kabata, 2001) para el manganeso, se observó que el 39% de las muestras de suelo superficial exceden el estándar medio mundial y canadiense para este metal (Figura 59).

Se observa que ciertas muestras (P030-B/SAM1, P030-MP/SAM1, P030-ASJT/SBM1, P030-SG/SAM1, P030-SG/SBM1 y P030-3EQ/SAM1) presentan niveles superiores a 1000 ppm clasificados en el Grupo I según Goldschmidt (1954) mientras que el resto se ubica en el Grupo II (Goldschmidt, 1954; Rivera, 2014).

Para las muestras de suelo profundo, el 20% de estas supera el estándar mundial, y el 30% el canadiense, para manganeso (Figura 60). Específicamente, las muestras P100-ASJT/SBM2, P100-SG/SAM2, P100-SG/SBM2 y P100-3EQ/SBM2 exceden los 1000 ppm, ubicándose en el Grupo I según Goldschmidt (1954), las demás en el Grupo II (Goldschmidt, 1954; Rivera, 2014).

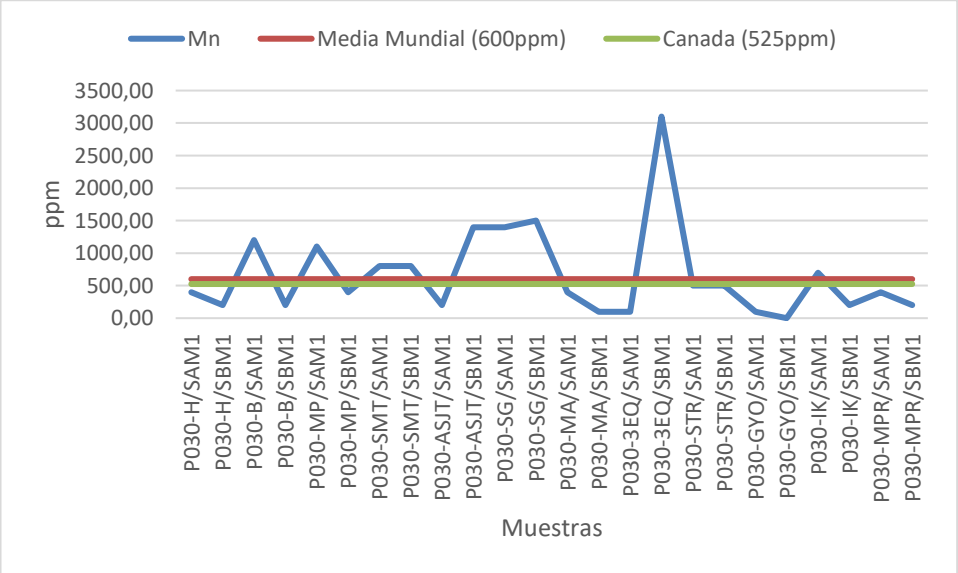


Figura 59. Mn en suelo superficial.

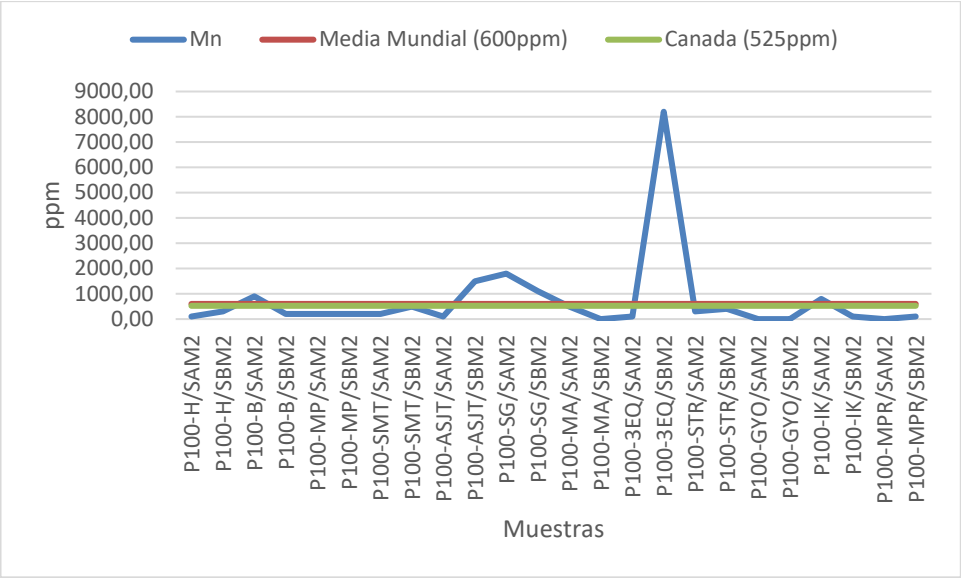


Figura 60. Mn en suelo profundo.

i. Zirconio (Zr)

Las concentraciones de Zr en los suelos de Luyando superan ampliamente los valores medios reportados a nivel mundial y regional (Goldschmidt, 1954; Kabata, 2001; Mendoza et al., 2020), con predominio en los estratos superficiales (Figura 61). Esta tendencia confirma su clasificación dentro del Grupo II de elementos de la corteza terrestre (Goldschmidt, 1954; Rivera, 2014) y sugiere procesos de acumulación asociados a la dinámica edáfica local.

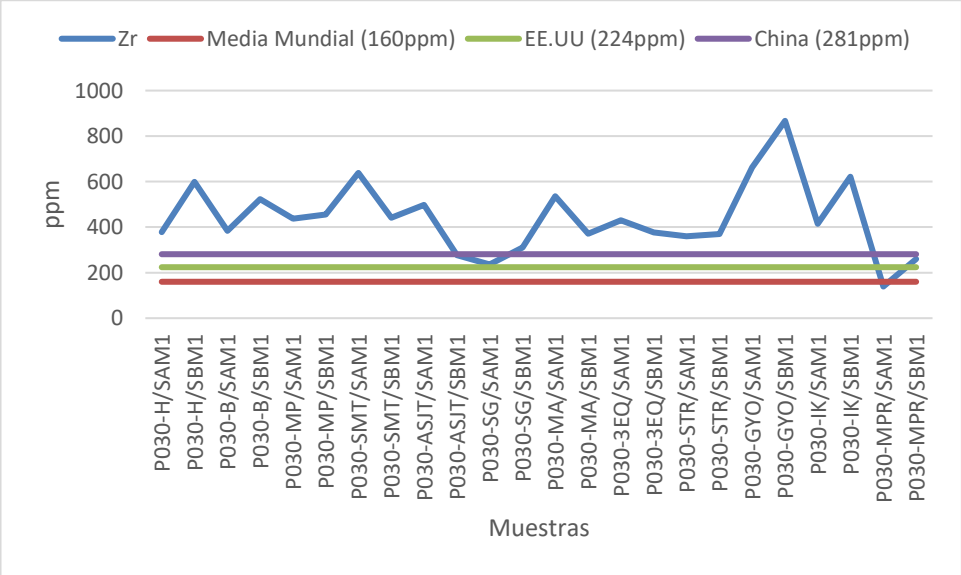


Figura 61. Zr en suelo superficial.

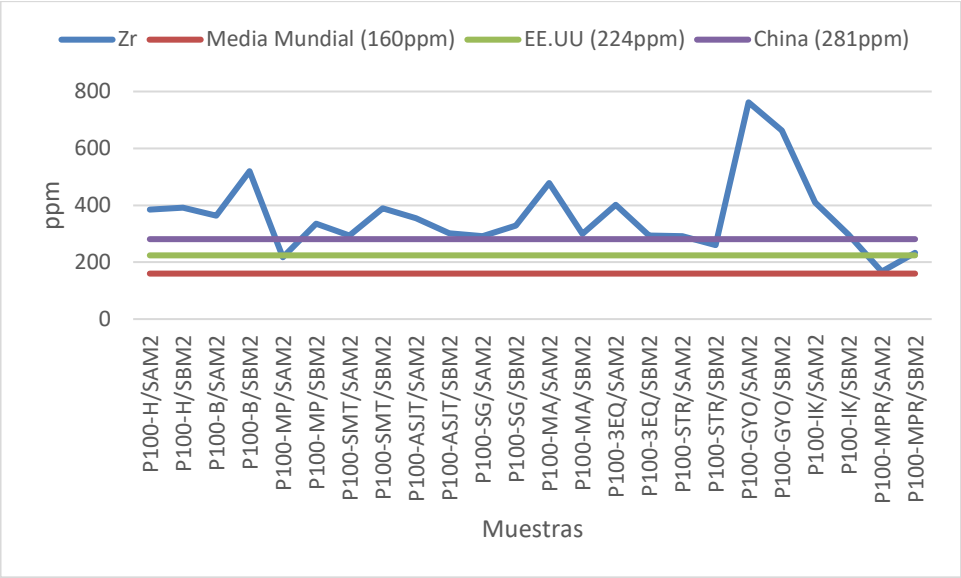


Figura 62. Zr en suelo profundo.

La Figura 62 muestra que el 100% de las muestras de suelos profundos superan el estándar medio mundial y los promedios reportados en EE. UU. y China para zirconio. Todas se clasifican en el Grupo II de elementos de la corteza terrestre (Goldschmidt, 1954; Rivera, 2014). Estos resultados indican que el Zr tiende a acumularse en los estratos superficiales, probablemente por procesos pedogenéticos y deposicionales, lo que resulta clave para comprender su comportamiento geoquímico y orientar estrategias de gestión ambiental en el área de estudio. Otros estudios (Mendoza et al., 2020) coinciden en que la baja solubilidad y dinámica geoquímica del zirconio determinan su presencia principalmente en capas superficiales, impactando la fertilidad y estructura del suelo. Aunque el Zr es poco móvil y generalmente no tóxico, su acumulación puede influir en la estructura del suelo y en la disponibilidad de nutrientes, afectando la biodiversidad microbiana y la funcionalidad edáfica. Existe la necesidad de monitoreo y manejo, para preservar la salud del suelo y los servicios ecosistémicos (FAO, 2021).

j. Titanio (Ti)

Para el Ti se consideró un valor medio mundial de 4400 ppm (Goldschmidt, 1954), con variaciones según la litología: 6000 ppm en lutitas y esquistos, 400 ppm en calizas y 1500 ppm en areniscas (Mendoza et al., 2020). Kabata (2001) reporta 300–400 ppm en calizas y dolomitas, 1500–3500 ppm (promedio de 3000 ppm) en areniscas y un promedio de 5600 ppm en Gran Bretaña. En este estudio, el 79% de las muestras

superficiales excede el promedio mundial, el 96% supera la media de EE. UU. y el 62.5% rebasa el estándar británico, destacando la muestra P030-ASJT/SAM1 con 11,800 ppm (Figuras 63 y 64). En conjunto, todas las muestras se clasifican en el Grupo I de elementos de la corteza terrestre, con concentraciones superiores a 1000 ppm (Goldschmidt, 1954).

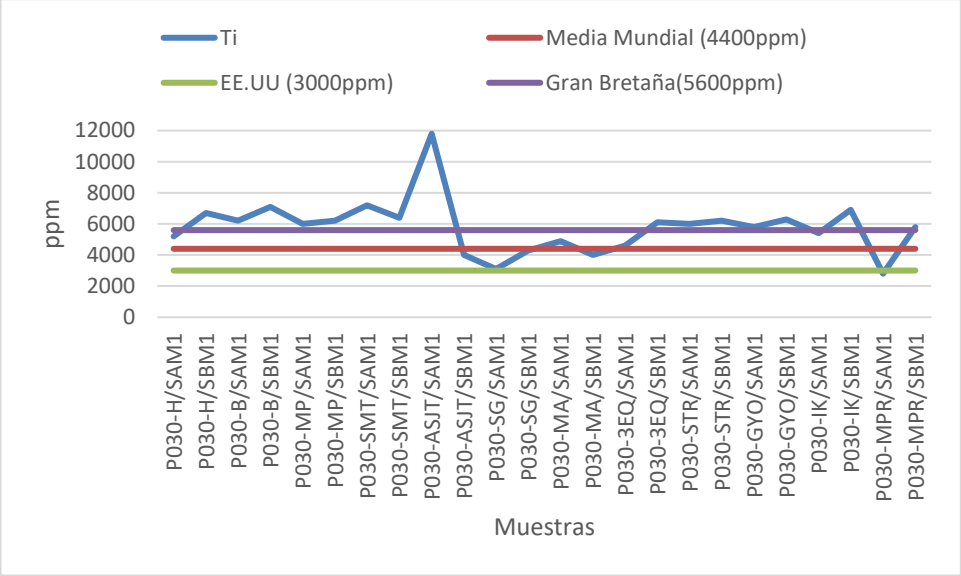


Figura 63. Ti en suelo superficial.

En la Figura 64, se observa que para los suelos profundos el 83% de muestras superan el estándar medio mundial, y el 96% la media de EE.UU; el 58% la media de Gran Bretaña en concentración de Titanio, siendo el total de muestras consideradas en el Grupo I de los elementos en la corteza terrestre según Goldschmidt, (1954) con valores que sobrepasan los 1000 ppm (Rivera, 2014). Estos resultados evidencian una considerable acumulación de titanio en los suelos, especialmente en ambientes agrícolas superficiales, lo que sugiere una influencia significativa de la litología y prácticas agronómicas en la distribución del elemento. En síntesis, aunque el titanio no suele ser primario en estudios de contaminación edáfica debido a su baja toxicidad, su acumulación significativa en ciertos contextos agrarios requiere consideración, especialmente dado su potencial efecto indirecto sobre la estructura y función microbiana del suelo (FAO, 2021;Shyan et al., 2023).

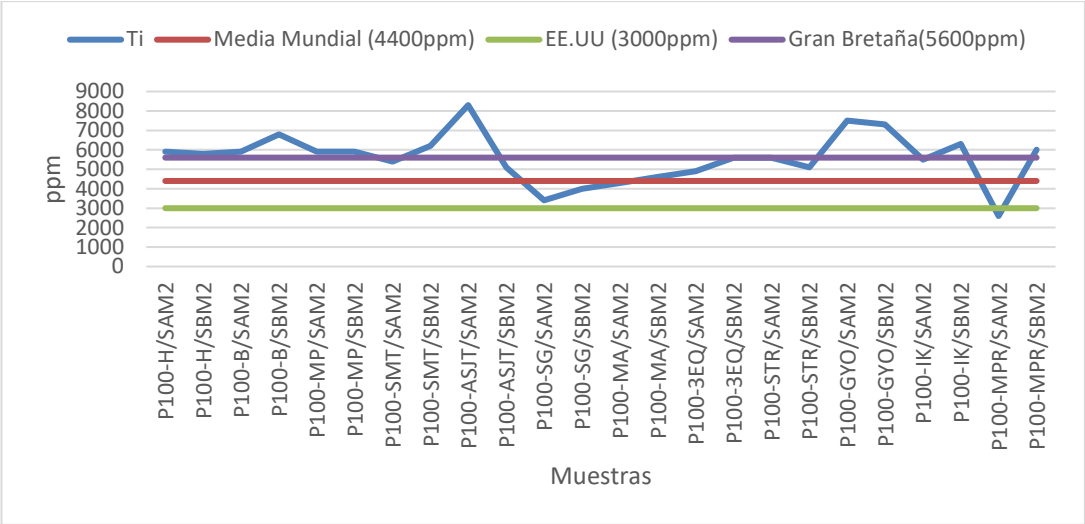


Figura 64. Ti en suelo profundo.

k. Hierro (Fe)

A nivel global, el contenido de hierro (Fe) en suelos varía entre 0.5% y 5% con una media de 3.8%, con valores reportados hasta 5.0% (Goldschmidt, 1954). Reimann y Caritat et al. (1998) estiman una media en la corteza continental superior de 3.09% (30,900 ppm), con variaciones desde 0.50% en calizas hasta 9.40% en rocas ultramáficas (Mendoza et al., 2020). Kabata (2001) señala rangos de 0.4–1.0% en calizas y dolomitas, 1.0–3.0% en areniscas y 3.3–4.7% en sedimentos arcillosos. En este estudio, el 17% de las muestras superficiales y el 13% de las muestras superan el promedio mundial y el promedio de EE. UU., respectivamente.(Figura 65), mientras que en suelos profundos el 58% excede ambos estándares (Figura 66). Todas las muestras investigadas se clasifican en el Grupo I según Goldschmidt (1954) para elementos con valores superiores a 1000 ppm (Rivera, 2014).

Aunque solo una minoría de las muestras superficiales supera los promedios internacionales de hierro, los niveles elevados en estratos profundos reflejan la influencia del material parental y procesos pedogenéticos. La clasificación en el Grupo I según Goldschmidt (1954) resalta la importancia de estos valores para comprender la dinámica geológica y la calidad del suelo. Ecológicamente, el hierro es esencial para la estructura del suelo y los ciclos biogeoquímicos, pero su acumulación puede afectar la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes, impactando la productividad y salud del ecosistema edáfico (FAO, 2021).

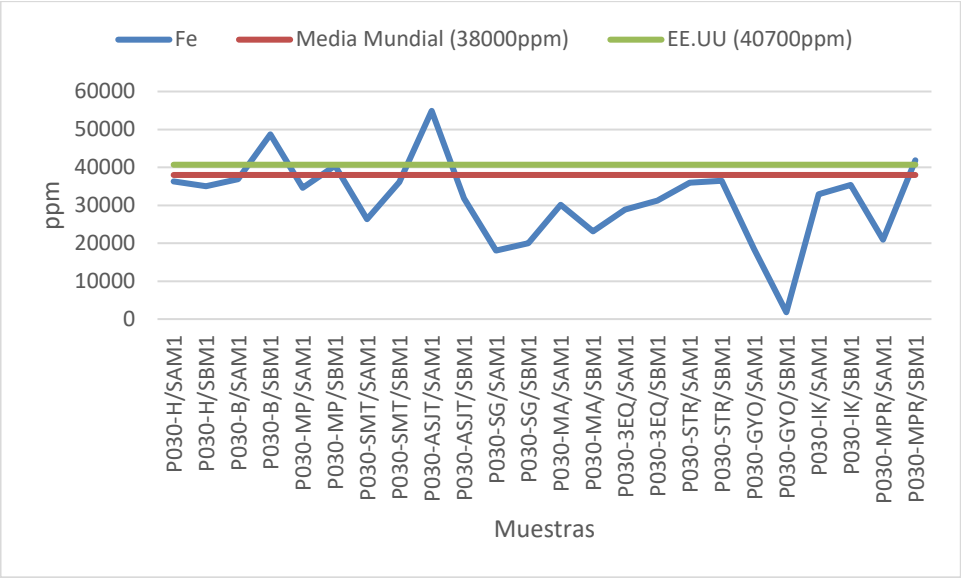


Figura 65. Fe en suelo superficial.

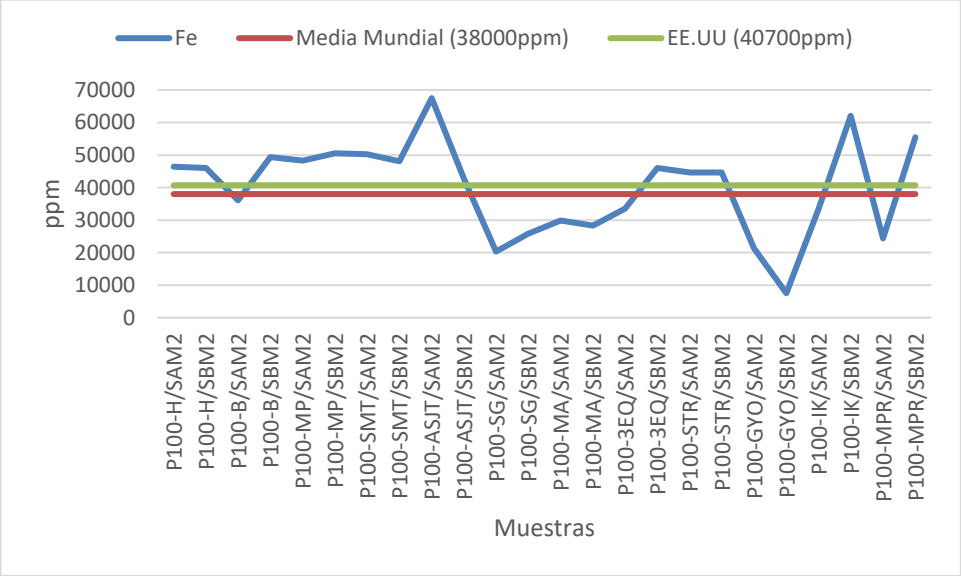


Figura 66. Fe en suelo profundo.

C. Otros parámetros estudiados.

l. Contenido de materia y carbono orgánico total determinado mediante LOI.

En el estudio se empleó el método de pérdida por ignición (LOI) para determinar el porcentaje en peso de materia orgánica (MO) y carbonatos en suelos, mediante una calcinación secuencial a 950–1000 °C. Se demostró que los valores de MO, obtenidos a través del LOI, correlacionan fuertemente con el carbono orgánico total (TOC), hallazgo respaldado por Luque (2003), Dabadie et al. (2018) e Izquierdo y Arévalo (2021). Esta correlación permite estimar el TOC a partir de la MO aplicando

un factor de conversión de 0.4, basándose en el cociente Cn/(CH_2O)n. Además, se observó una mayor concentración de MO y de carbono total en los estratos superficiales en comparación con los profundos (Figuras 67 y 68), lo que sugiere un acopio mayor en la capa superior del suelo. Aunque el método LOI presenta ventajas y limitaciones (Barrezueta et al., 2020), resulta adecuado para estimar el TOC y la totalidad del carbono en suelos al excluir el carbono inorgánico. De los resultados obtenidos, se destaca la eficacia del método LOI como herramienta para la cuantificación de la materia orgánica en el suelo, facilitando así la estimación del TOC mediante un factor de conversión empíricamente validado.

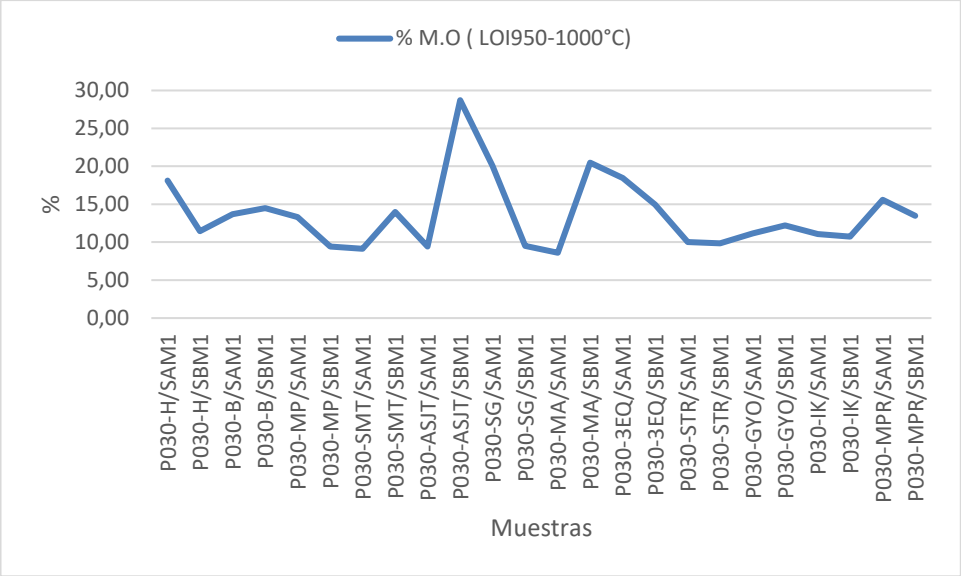


Figura 67. Contenido de materia orgánica (MO) en suelo superficial.

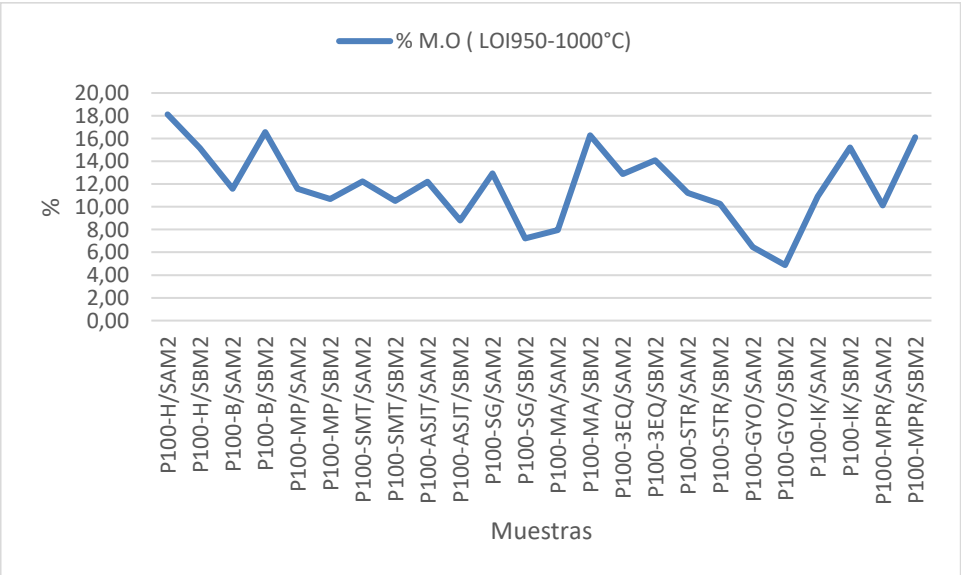


Figura 68. Contenido de materia orgánica (MO) en suelo profundo.

La alta correlación observada entre MO y TOC respalda la aplicabilidad de esta técnica en estudios de calidad del suelo, particularmente en contextos donde los niveles de carbono inorgánico son insignificantes. Sin embargo, las limitaciones inherentes a la metodología sugieren la necesidad de complementar este enfoque con técnicas químicas convencionales, a fin de asegurar la precisión en la determinación del carbono total en diversos tipos de suelo. Esta aproximación integrada es crucial para mejorar la comprensión de la dinámica del carbono en ambientes edáficos y para optimizar estrategias de manejo sostenible del recurso suelo.

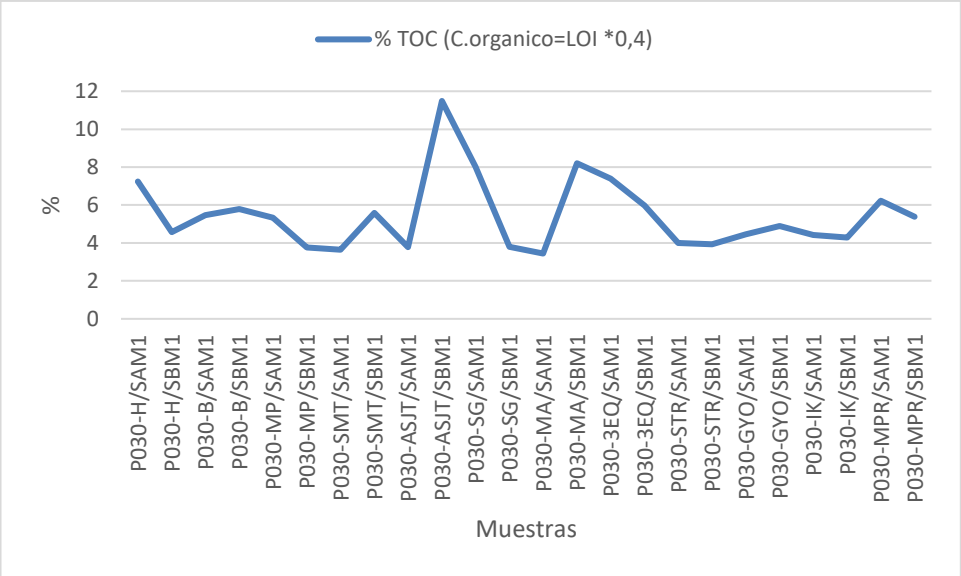


Figura 69. Carbono orgánico total (TOC) en suelo superficial.

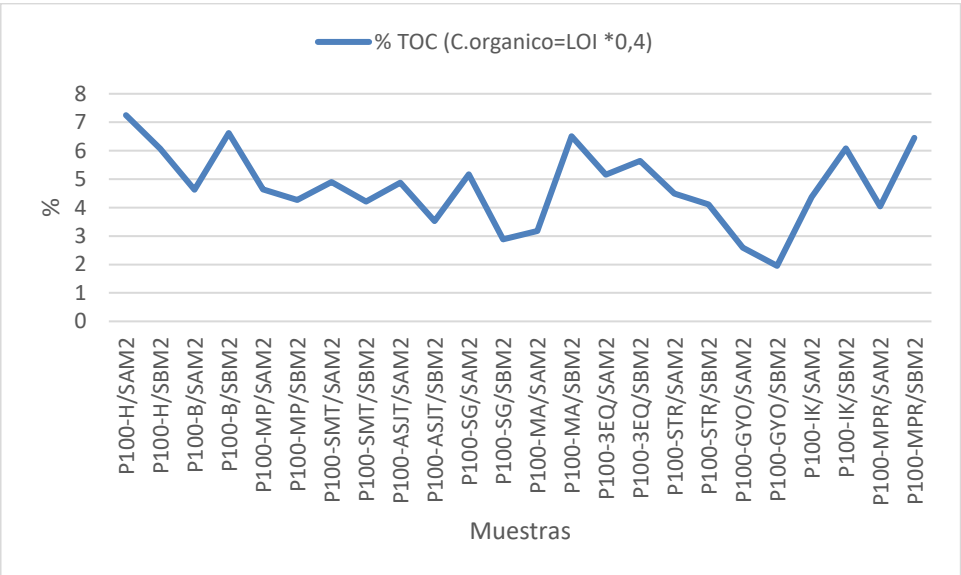


Figura 70. Carbono orgánico total (TOC) en suelo profundo.

Cuadro 29. Contenido promedio de MO, TOC y $CaC0_3$.

Elemento	Contenido promedio (%)	
	Suelo superficial	**Suelo profundo**
% M.O por $LOI_{950\text{-}100°C}$	13,66	11,62
% TOC	5,46	4,65
$CaCO_3$ = LOI * 1.36	18,58	15,81

Fuente. Elaboración propia.

Los valores de %MO y %TOC son significativamente mayores en los suelos superficiales que en los profundos, como se muestra en el Cuadro 29 y en las Figuras 67–70. Aunque ambos niveles presentan tendencias similares, las concentraciones más altas en la capa superficial se relacionan con la fuerte capacidad adsorbente de las arcillas en suelos franco-arcillosos y arcillosos (Dabadie et al., 2018; Izquierdo y Arévalo, 2021; Barrezueta et al., 2020; Zeng et al., 2011). Este contenido elevado de MO favorece la formación de complejos húmicos que reducen la biodisponibilidad de metales pesados, lo que resalta su papel en la modulación de la bioaccesibilidad y en la retención de contaminantes. Además, Tang et al. (2023) demostraron que los suelos ácidos pueden acumular más del 3% de MO en áreas de cultivo intensivo, debido a la menor descomposición de residuos vegetales y a la reducción de la actividad microbiana bajo alta acidez, en interacción con prácticas de manejo específicas.

En conjunto, estos hallazgos revelan que la interacción entre acidez y materia orgánica es compleja y fundamental para comprender la dinámica del carbono en suelos ácidos, estando influenciada por múltiples variables ambientales y agrícolas. La evidencia indica que los suelos ácidos acumulan altos niveles de materia orgánica debido a la lenta descomposición de residuos vegetales y a la reducción de la actividad microbiana. Estos entornos favorecen la formación de complejos estables mediante ácidos húmicos y fúlvicos, lo que retiene el carbono orgánico y quelata metales pesados, reduciendo su biodisponibilidad.

2. Carbonatos determinado mediante LOI.

El método LOI se empleó para determinar el porcentaje en peso de materia orgánica y carbonatos ($CaCO_3$) mediante un calentamiento secuencial de muestras secadas a peso constante. La combustión inicial a 500–550 °C elimina la materia

orgánica (liberando CO_2 y formando cenizas), mientras que el calentamiento posterior a 950 °C descompone los carbonatos, generando óxidos y emitiendo CO_2. El contenido de $CaCO_3$ se calculó aplicando un factor de conversión de 1,36, derivado de los pesos molares del CO_2 (44 g/mol) y del carbonato (60 g/mol) (Luque, 2003), como se muestra en las Figuras 71 y 72. Los resultados clasifican los suelos del distrito de Luyando como calcáreos, en concordancia con la definición del Soil Survey Staff (2017) para suelos con más del 15% de $CaCO_3$. Además, el método LOI mostró una correlación sólida con otros enfoques de determinación de carbonatos, lo que respalda su validez para la caracterización edáfica. Esta clasificación es clave para comprender la dinámica del carbono y la fertilidad del suelo, y subraya la necesidad de estrategias de manejo adaptadas a contextos donde los carbonatos influyen en la retención de nutrientes y la respuesta a prácticas agrícolas.

Los suelos con alto contenido de $CaCO_3$, clasificados como Calcisoles (Soil Survey Staff, 2017), suelen presentar bajos niveles de materia orgánica y nitrógeno, pero favorecen la inmovilización de metales pesados al formar complejos con sustancias húmicas y modificar el pH (Arévalo et al., 2016; González et al., 2017; Astonitas et al., 2021; Ordóñez et al., 2020). Esta interacción entre carbonatos y materia orgánica reduce la biodisponibilidad de plomo y cadmio, confirmando su papel como agentes estabilizadores en la dinámica edáfica de metales.

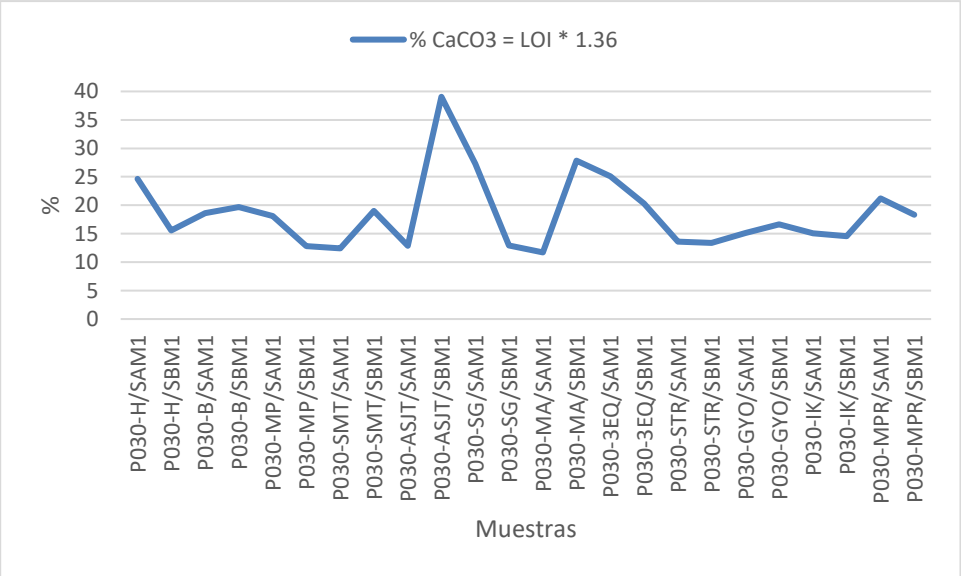


Figura 71. Carbonatos en suelo superficial.

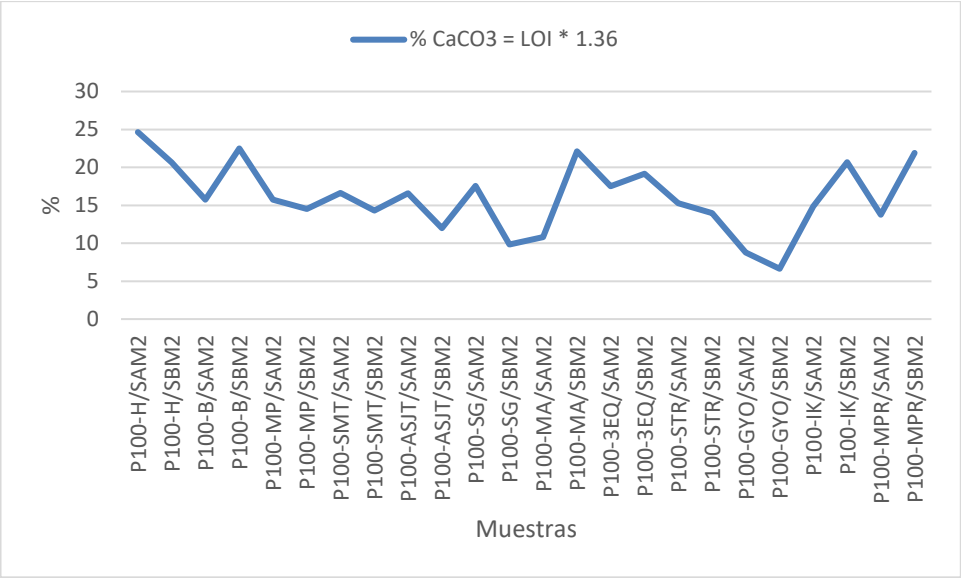


Figura 72. Carbonatos en suelo profundo.

Finalizando; en los suelos del distrito de Luyando, la elevada presencia de $CaCO_3$ podría limitar la movilidad de contaminantes al favorecer su complejación con la materia orgánica. No obstante, la interacción con factores como pH, potencial redox y manejo agrícola resalta la necesidad de más estudios para optimizar estrategias de gestión y garantizar la sostenibilidad edáfica. Por lo tanto, estos hallazgos recalcan la importancia de los carbonatos en la estabilización de metales pesados, lo que resulta crucial para la evaluación y manejo de la calidad del suelo.

4.1.1.2. Análisis estadístico general entre las propiedades y características de los suelos estudiados en Luyando.

A. Relación estadística: metales pesados y parámetros fisicoquímicos.

Se determinaron los estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos y metales pesados en los suelos, observándose los valores medios de los parámetros estudiados para ambos niveles superficiales y profundos (ver Anexo A.2.0.).

Se realizó un análisis de correlación para explorar las relaciones entre parámetros fisicoquímicos y metales, después de evaluar la normalidad de los datos (ver Cuadro 30). Se planteó la hipótesis nula (Ho: hay distribución normal de los datos) versus la alternativa (Ha: no hay distribución normal de los datos). Los resultados indican que, en su mayoría, las variables analizadas presentan

distribución normal, a excepción de Cd, Zn, Co, Ba y %Ar, que muestran distribuciones no normales en los suelos estudiados.

Cuadro 30. Prueba de normalidad de datos estudiados del suelo superficial.

Parámetro/ elemento	Shapiro-Wilk			Distribución
	Estadístico	gl	Sig.	
As	0,795	12	0,102	Normal
Cu	0,832	24	0,194	Normal
Cd	0,750	3	0,000	No Normal
Pb	0,822	24	0,169	Normal
Zn	0,762	24	0,027	No Normal
Co	0,750	23	0,000	No Normal
Hg	0,903	24	0,395	Normal
Mo	0,923	8	0,463	Normal
Ni	0,993	23	0,843	Normal
Cr	0,953	24	0,583	Normal
Sr	0,852	24	0,246	Normal
Mn	0,794	23	0,100	Normal
Zr	0,999	24	0,945	Normal
Ba	0,758	24	0,018	No Normal
Ti	0,987	24	0,780	Normal
Fe	0,856	24	0,257	Normal
%Ao	0,947	24	0,558	Normal
%Ar	0,759	24	0,019	No Normal
%Lo	0,998	24	0,924	Normal
pH[1:1]	0,953	24	0,582	Normal
%MO_LOI	1,000	24	0,966	Normal
%TOC_LOI	1,000	24	0,966	Normal
$\%CaCO_3$	1,000	24	0,966	Normal
Al_2O_3	0,838	24	0,208	Normal
CaO	0,925	21	0,471	Normal
Fe_2O_3	0,859	24	0,264	Normal
K_2O	0,798	24	0,110	Normal
MgO	0,985	24	0,769	Normal
MnO	0,786	23	0,081	Normal
Na_2O	0,964	21	0,637	Normal
P_2O_5	1,000	24	1,000	Normal
SiO_2	0,862	24	0,273	Normal
TiO_2	0,987	24	0,780	Normal

Fuente. Elaboración propia

Para el caso de los datos que presentan distribución No normal, se rechaza la hipótesis nula Ho= $p<0.05$ y aceptamos la hipótesis alterna Ha= $p>0.05$, por lo que para esos datos se utilizó estadística no paramétrica, se decide realizar correlación de Spearman con el fin de correlacionar varianzas no paramétricas.

Cuadro 31. Prueba de normalidad de datos estudiados del suelo profundo.

Parámetro/ elemento	Shapiro-Wilk			Distribución
	Estadístico	gl	Sig.	
As	0,772	15	0,049	Normal
Cu	0,878	24	0,317	Normal
Cd	0,923	3	0,463	Normal
Pb	0,758	24	0,017	No Normal
Zn	0,772	24	0,050	Normal
Co	1,000	24	1,000	Normal
Hg	0,900	24	0,387	Normal
Mo	0,750	11	0,000	No Normal
Ni	0,994	24	0,856	Normal
Cr	0,984	24	0,756	Normal
Sr	0,881	24	0,327	Normal
Mn	0,823	20	0,171	Normal
Zr	0,809	24	0,136	Normal
Ba	0,773	24	0,051	Normal
Ti	0,936	24	0,510	Normal
Fe	0,902	24	0,391	Normal
%Ao	0,970	24	0,668	Normal
%Ar	0,763	24	0,030	No Normal
%Lo	0,916	24	0,439	Normal
pH[1:1]	0,998	24	0,915	Normal
%MO_LOI	0,873	24	0,305	Normal
%TOC_LOI	0,873	24	0,305	Normal
$\%CaCO_3$	0,873	24	0,305	Normal
Al_2O_3	0,888	23	0,347	Normal
CaO	0,837	23	0,206	Normal
Fe_2O_3	0,901	23	0,388	Normal
K_2O	0,948	23	0,559	Normal
MgO	0,888	23	0,349	Normal
MnO	0,816	22	0,154	Normal
Na_2O	1,000	23	1,000	Normal
P_2O_5	0,855	23	0,253	Normal
SiO_2	0,875	23	0,308	Normal
TiO_2	0,934	23	0,505	Normal

Fuente. Elaboración propia.

Se realizó correlación de Pearson para datos con distribución Normal. Para los datos de las muestras del estrato profundo (ver Cuadro 31), en su mayoría las variables estudiadas mostraron distribución normal, solo las variables Pb, Mo y %Ar presentan distribución no normal.

Para las correlaciones bivariadas entre pares de las variables de estudio (ver Anexos A.2.1. y A.2.2.) se han obtenido los coeficientes de correlación de Pearson.

Al existir los resultados con varias correlaciones, para nuestro análisis se consideran a aquellos con valores mayores a p>0.7; obteniendo del análisis bivarial los siguientes resultados del análisis.

B. Análisis bivarial entre metales pesados y parámetros fisicoquímicos.

B.1. Correlaciones para muestras de suelo superficial.

Correlaciones altas (>0.7): siendo las correlaciones más resaltantes las de **Cd**-Ni(-), %Lo, pH(-), %MO(-), %TOC(-); $\%CaCO_3$; **Pb**-Mn, MnO; **Zn**-Mn, MnO; **Co**-K_2O; **Mo**-Zr (-), pH; P_2O_5; **Ba**-SiO_2(-); **Fe**-Al_2O_3, Fe_2O_3; **%MO**-%TOC, $CaCO_3$; **Al_2O_3**-Fe_2O_3, y **K_2O**-MgO. Siguiendo el patrón de mayor a menor número de correlaciones como sigue:

$$Cd>Mo>Pb>Zn>Fe>\%MO>Co=Ba=Al_2O_3=K_2O$$

Correlaciones muy altas (>0.9): siendo las correlaciones más resaltantes las de **As**-Pb, Zn; **Cd**-Cr(-)¸Sr, %Ar(-), MgO(-), Na_2O; SiO_2; **Pb**-Zn; **Mn**-MnO; **Ti**-TiO_2; y **%MO**-%TOC, $\%CaCO_3$. Siguiendo el patrón de mayor a menor número de correlaciones como sigue:

$$Cd>As>\%MO>Pb=Mn=Ti$$

Las correlaciones en los suelos superficiales de Luyando indican que el aporte metálico proviene de fuentes geogénicas y pedogenéticos, complementadas por influencias antropogénicas y la escorrentía superficial de las subcuencas del río Tulumayo y del río Huallaga.

B.2. Correlaciones para muestras de suelo profundo.

Correlaciones altas (>0.7): siendo las correlaciones más resaltantes las de **As**-Cu, Hg; **Cu**-Pb, Zn, Mn, MnO; **Cd**-Co, Ni, Ti, %MO,(-)%Lo, %TOC, $\%CaCO_3$, Na_2O, TiO_2; **Pb**-Mn; **Mo**-P_2O_5, TiO_2(-); **Ni**-Cr; **Sr**-P_2O_5; **Zr**-%Lo; **%Ao**-%Ar(-). Siguiendo el patrón de mayor a menor número de correlaciones como sigue:

Cd>Cu>As>Mo>Pb=Ni=Sr=Zr=%Ar.

Correlaciones muy altas (>0.9): siendo las correlaciones más resaltantes las de **As**-Cd, Pb, Zn, Mn, MnO; **Cu**-Cd; **Cd**-Pb, Zn, Hg, Mo (-), Sr(-), Mn, Ba, Fe, Al_2O_3, CaO(-), Fe_2O_3, MgO, MnO, P_2O_5(-), SiO_2(-); **Pb**-Zn, MnO; **Zn**-Mn, MnO; **Mn**-MnO; **Ti**-TiO_2; **Fe**-Al_2O_3, Fe_2O_3, SiO_2(-); **%MO**-%TOC, $\%CaCO_3$; **%TOC**-$CaCO_3$; **Al_2O_3**-Fe_2O_3, SiO_2(-); **CaO**-SiO_2(-); **Fe_2O_3**-SiO_2(-). Siguiendo el patrón de mayor a menor número de correlaciones como sigue:

Cd>As>Fe>Pb>Zn>%MO>Al_2O_3>Cu=Mn=Ti=CaO y Fe_2O_3.

El análisis correlacional revela que, en las muestras superficiales, existen fuertes correlaciones entre Cd, As, Cu, Pb, Fe y el porcentaje de materia orgánica (%MO). En los suelos profundos, las correlaciones indican que la influencia en el aporte metálico proviene mayormente de procesos geogénicos, pedogenéticos y de escorrentía subsuperficial, mientras que la contribución antropogénica es menor, dada la profundidad de las muestras (>100 cm).

C. Análisis multivarial entre metales pesados y parámetros fisicoquímicos.

Para identificar las relaciones entre los parámetros analizados, se llevó a cabo un análisis multivariable mediante el uso del Análisis de Componentes Principales (ACP) en suelos superficiales (Figura 73) y profundos (Figura 74). Este enfoque permitió transformar las variables originales en nuevos componentes fundamentados en sus correlaciones, facilitando así la agrupación de estas en clústeres que explican gran parte de la varianza observada. De este modo, se establecen conexiones entre los elementos según su origen: ya sea geogénico, antropogénico o resultado de la escorrentía superficial o subsuperficial.

C.1. Análisis factorial entre metales pesados y parámetros fisicoquímicos de suelo superficial.

Cuadro 32. Análisis de componentes principales entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas en suelo superficial.

Variable	Componentes principales					
	C1	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**
Ni_ppm	**0,770**	0,102	0,322	-0,009	0,279	-0,178
Zn_ppm	**0,744**	-0,101	0,412	0,237	-0,105	**0,316**
Zr_ppm	**-0,743**	-0,314	0,168	-0,003	-0,272	0,260
P_2O_5_%	**0,704**	-0,259	0,044	-0,175	**0,561**	-0,153
As_ppm	**0,699**	-0,108	**0,500**	0,122	-0,068	**0,342**
Pb_ppm	**0,693**	-0,107	0,423	0,328	-0,159	**0,323**
MnO_%	**0,681**	-0,001	0,081	**0,539**	-0,442	0,106
Mn_ppm	**0,681**	-0,011	0,091	**0,544**	-0,429	0,123
Cu_ppm	**0,574**	0,423	-0,217	0,037	0,208	-0,234
Cd_ppm	**0,569**	-0,479	0,133	0,326	-0,199	-0,293
%TOC_LOI	**0,552**	0,265	**-0,516**	-0,465	-0,257	0,208
%MO_LOI	**0,552**	0,265	**-0,516**	-0,465	-0,257	0,208
$\%CaCO_3$	**0,552**	0,265	**-0,516**	-0,465	-0,257	0,208
Sr_ppm	**0,547**	-0,480	0,121	0,212	-0,001	-0,374
SiO_2_%	-0,322	**-0,887**	0,054	0,199	0,102	-0,144
Al_2O_3_%	-0,119	**0,843**	0,372	0,038	0,059	0,008
Fe_2O_3_%	-0,094	**0,798**	**0,522**	-0,002	0,117	-0,060
Fe_ppm	-0,094	**0,798**	**0,522**	-0,002	0,117	-0,060
Ba_ppm	0,262	**0,734**	-0,341	-0,155	-0,242	0,081
K_2O_%	-0,100	**0,720**	-0,354	**0,419**	-0,016	-0,154
MgO_%	-0,064	**0,679**	-0,347	**0,366**	0,114	0,005
Hg_ppm	0,353	-0,081	**0,734**	-0,367	-0,167	0,124
Ti_ppm	**-0,514**	0,249	**0,721**	0,030	-0,110	0,084
TiO2_%	**-0,518**	0,244	**0,718**	0,031	-0,113	0,089
CaO_%	0,306	-0,010	-0,173	**0,743**	0,154	-0,070
Co_ppm	0,045	**0,591**	-0,116	**0,591**	-0,230	-0,239
Na_2O_%	-0,201	0,153	-0,299	**0,524**	0,292	0,064
pH[1:1]	0,051	0,071	-0,258	0,435	**0,637**	0,212
Mo_ppm	**0,591**	-0,180	0,055	-0,343	**0,637**	-0,153
%Lo_%	0,033	-0,186	-0,101	-0,148	**-0,606**	**-0,343**
Cr_ppm	**0,463**	0,286	0,332	-0,403	**0,529**	0,071
Ao_%	-0,194	-0,152	-0,211	0,271	**0,504**	**0,590**
Ar_%	**0,214**	**0,378**	**0,369**	-0,195	-0,014	**-0,399**
Autovalor	7,618	6,169	4,754	3,886	3,210	1,733
Varianza explicada	23%	19%	14%	12%	10%	5%

Fuente. Elaboración propia.

El análisis factorial de los metales pesados y propiedades fisicoquímicas en suelo superficial (Cuadro 32), revela seis componentes (C1, C2, C3, C4, C5 y C6) que explican el 83% de la varianza total. Siendo para el C1 (23% de varianza) se concentran metales como Ni, Zn, Zr, As, Pb, Mn, Cu, Cd, Sr, Ti, Mo y Cr junto a parámetros como P_2O_5, MnO, TOC, MO, $CaCO_3$, TiO_2 y porcentajes críticos (Ar%). El C2 (19%) agrupa SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3, K_2O, MgO, Ar% y metales Fe, Ba, Co. Para el C3 (14%) integra As, Fe, Hg, Ti, junto con TOC, MO, $CaCO_3$, Fe_2O_3, TiO_2 y Ar%. Por su parte el C4 (12%) destaca CaO, seguido de MnO, Na_2O, K_2O, MgO, y metales Mn y Co. En cuanto al C5 (10%) se caracteriza por el pH (1:1), P_2O_5, %Lo, Ao% y metales Mo y Cr; y por último el C6 (5%) agrupa Ao_% con participación de Zn, As y Pb. Las variables de mayor carga se resaltaron en negrita en cada componente. Los resultados revelan patrones diferenciados en la distribución de metales pesados y parámetros edáficos, indicando que tanto procesos naturales (geogénicos y pedogenéticos) como influencias antropogénicas son determinantes en la variabilidad observada. La identificación de estos componentes facilita la interpretación de la dinámica del suelo superficial, lo que es esencial para el diseño de estrategias de manejo y mitigación de contaminantes en contextos edáficos complejos.

C.2. Análisis clúster de asociación entre metales pesados y parámetros fisicoquímicos del suelo superficial.

Cluster 1: As-Zn-Pb-Mn-MnO-Cd-Sr-Hg-Mo-P_2O_5-Ni-Cr-MO-TOC-$CaCO_3$-Cu-Ba.

Se revela una asociación primigenia entre As, Zn y Pb, que se vincula progresivamente con Mn y MnO, y posteriormente con Cd y Sr, para finalmente asociarse al Hg. Se detecta además que la relación Mo–P_2O_5 favorece la concentración de Mo mediante el efecto ácido de P_2O_5, mientras que la correlación litófila entre Ni y Cr apunta a la degradación de rocas máficas en la cabecera de cuenca. En los suelos superficiales, la fuerte asociación entre MO, TOC y $CaCO_3$, junto a vínculos con Cu y Ba (este último fuertemente relacionado con TOC y Hg), sugiere que los óxidos de Mn y Fe, con elevada capacidad adsorbente, se agrupan en el clúster 2 junto a Al_2O_3 (ver Figura 73).

Cluster 2: Co-K_2O-MgO- pH-CaO -Na_2O-%Ao.

Se evidencia una fuerte correlación entre el Co y los compuestos alcalinos K_2O y MgO, derivados de la degradación de feldespatos alcalinos y periclasa, productos del metamorfismo de rocas sedimentarias dolomíticas comunes en el distrito. Además, se observa una elevada asociación entre el pH y el CaO, resultado de la calcinación de rocas calizas o dolomías, que se extiende progresivamente a Na_2O y al contenido de arena.

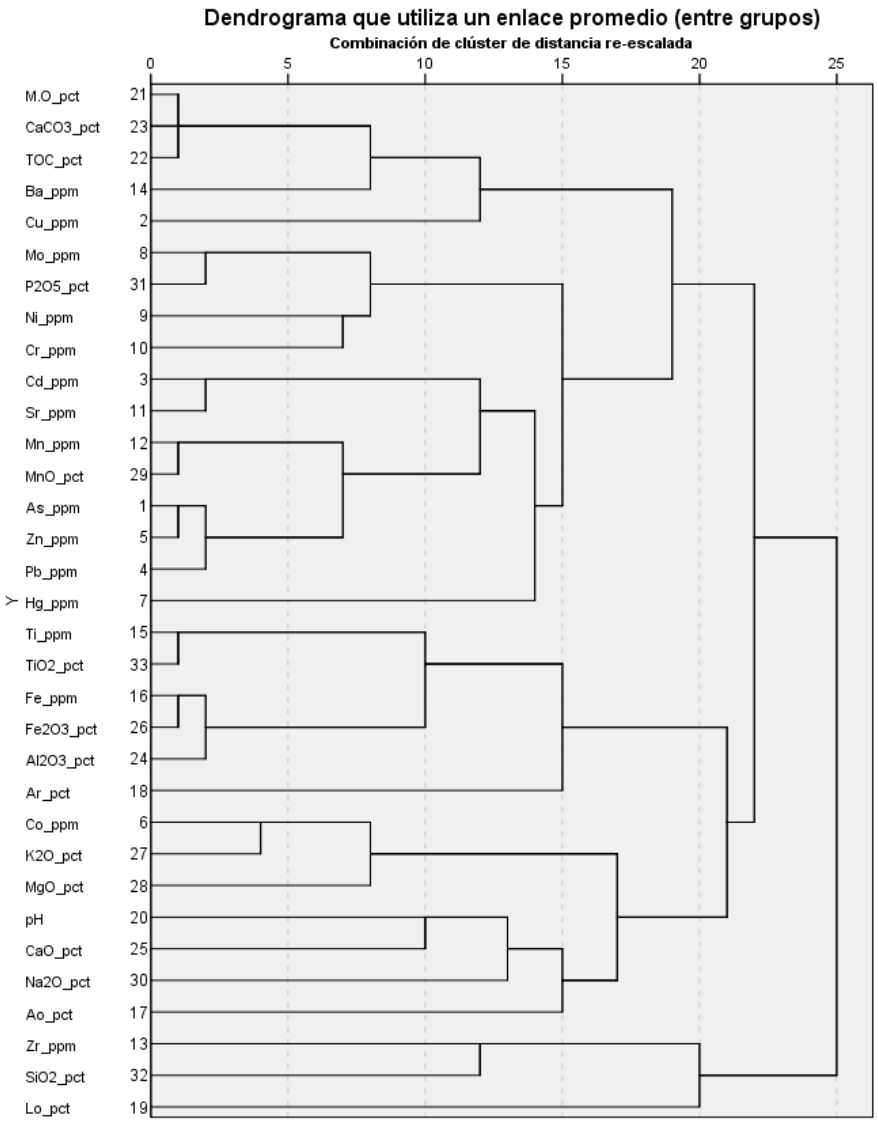


Figura 73. Análisis clúster de metales y parámetros fisicoquímicos de los suelos superficiales.

Clúster 3: Zr-SiO_2-%Lo.

Define una fuerte asociación del Zr ligado a los sedimentos siliciclásticos superficiales (rocas sedimentarias clásticas compuestas de cuarzo o silicatos, como feldespatos y micas rocas con base de arenisca) progresivamente se asocian con el contenido de Limo (%Lo).

Cluster 4: Ti- TiO_2-Fe-Fe_2O_3-Al_2O_3-%Ar.

Se evidencia una fuerte correlación entre titanio (Ti) y su óxido natural (TiO_2), presente como rutilo, anatasa y brookita), en consonancia con minerales silicatos análogos como titanita ($CaTiO(SiO_4)$) e ilmenita ($FeTiO_2$)

C.3. Análisis factorial entre metales pesados y parámetros fisicoquímicos de suelo profundo.

El Cuadro 33 muestra un análisis factorial de suelos profundos donde seis componentes principales explican el 84% de la varianza total, destacando las variables con mayor coeficiente de carga.

El primer componente (C1, explica el 26% de varianza) agrupa altos contenidos de As, Pb, Zn, Cu, Zr, Ni, Cd, Mn, Cr, Fe, Hg y Mo junto a parámetros fisicoquímicos como P_2O_5, TOC, $CaCO_3$, MnO, Al_2O_3 e Fe_2O_3.

El segundo componente (C2, 21%) integra As, Pb, Zn, Cd, Mn, Fe, Sr, Mg y, con cargas considerables, Hg y Ba, además de SiO_2, MnO, Al_2O_3, K_2O, Fe_2O_3 y P_2O_5. El tercer componente (C3, 14%) destaca Zr, Ti y Hg, combinados con MgO, TiO_2, Lo_%, pH, CaO y Na_2O.

El cuarto componente (C4, 11%) se centra en P_2O_5 y MnO, seguido por Mn, Sr, Mo, Co y Cd. El quinto componente (C5, 7%) agrupa el contenido de arcilla (%Ar) y arena (%Ao) junto con Ba, y el sexto componente (C6, 5%) involucra CaO y Na_2O, con contribuciones importantes de Ni, Cr y Ba.

Del análisis factorial, se evidencia la influencia conjunta de procesos geogénicos, pedogenéticos y propiedades edáficas en la distribución de metales pesados y materia orgánica.

Estos patrones enfatizan la importancia de las condiciones mineralógicas y texturales en la retención y movilidad de contaminantes, aspectos cruciales para la formulación de estrategias de monitoreo y manejo ambiental.

Cuadro 33. Análisis de componentes principales entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas en suelo profundo.

Variable	Componentes principales					
	C1	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**
As_ppm	**0,761**	**0,549**	0,077	0,246	-0,013	0,006
Pb_ppm	**0,756**	**0,571**	0,059	0,233	-0,040	0,036
Zn_ppm	**0,737**	**0,553**	-0,035	0,324	0,004	-0,024
Cu_ppm	**0,708**	0,375	-0,334	0,106	0,247	0,126
SiO_2_%	**-0,708**	**0,662**	-0,084	-0,047	0,046	-0,092
%TOC_LOI	**0,684**	-0,319	0,214	-0,321	-0,042	-0,133
%MO_LOI	**0,684**	-0,319	0,214	-0,321	-0,042	-0,133
%$CaCO_3$	**0,684**	-0,319	0,214	-0,321	-0,042	-0,133
Zr_ppm	**-0,635**	0,247	**0,533**	0,251	0,079	0,187
Ni_ppm	**0,620**	-0,071	0,092	-0,230	-0,147	**0,432**
Cd_ppm	**0,613**	**0,581**	-0,005	**0,467**	-0,037	-0,084
MnO_%	**0,585**	**0,566**	-0,102	**0,540**	0,019	-0,079
Mn_ppm	**0,582**	**0,565**	-0,100	**0,543**	0,016	-0,082
Cr_ppm	**0,526**	-0,212	0,192	**-0,406**	-0,067	**0,464**
Al_2O_3_%	**0,576**	**-0,740**	0,180	0,122	-0,055	0,039
K_2O_%	0,147	**-0,728**	-0,363	0,209	-0,152	-0,220
Fe_ppm	**0,631**	**-0,659**	0,223	0,120	0,042	0,176
Fe_2O_3_%	**0,632**	**-0,659**	0,223	0,119	0,042	0,175
Sr_ppm	0,264	**0,615**	-0,161	**-0,546**	-0,044	0,025
MgO_%	0,217	**-0,580**	**-0,550**	0,273	-0,140	0,003
TiO_2_%	-0,057	-0,262	**0,833**	0,333	0,152	0,196
Ti_ppm	-0,068	-0,257	**0,831**	0,336	0,139	0,201
Lo_%	-0,421	0,350	**0,687**	-0,008	0,114	-0,037
Hg_ppm	**0,531**	**0,445**	**0,587**	0,043	0,135	0,010
pH[1:1]	0,115	-0,239	**-0,531**	-0,102	0,347	0,052
Mo_ppm	**0,413**	0,377	-0,106	**-0,743**	-0,018	0,116
P_2O_5_%	**0,457**	**0,477**	-0,145	**-0,637**	0,021	0,031
Co_ppm	0,154	-0,349	-0,376	**0,483**	0,003	-0,056
Ar_%	0,115	-0,083	-0,215	0,160	**-0,896**	0,031
Ao_%	0,158	-0,146	-0,226	-0,167	**0,880**	-0,006
Ba_ppm	0,354	**-0,425**	-0,214	0,126	**0,518**	**-0,403**
CaO_%	-0,170	0,210	**-0,540**	0,194	0,097	**0,619**
Na_2O_%	-0,282	-0,110	**-0,524**	0,261	0,167	**0,616**
Autovalor	8,644	6,838	4,573	3,690	2,233	1,676
Varianza explicada	26%	21%	14%	11%	7%	5%

Fuente. Elaboración propia.

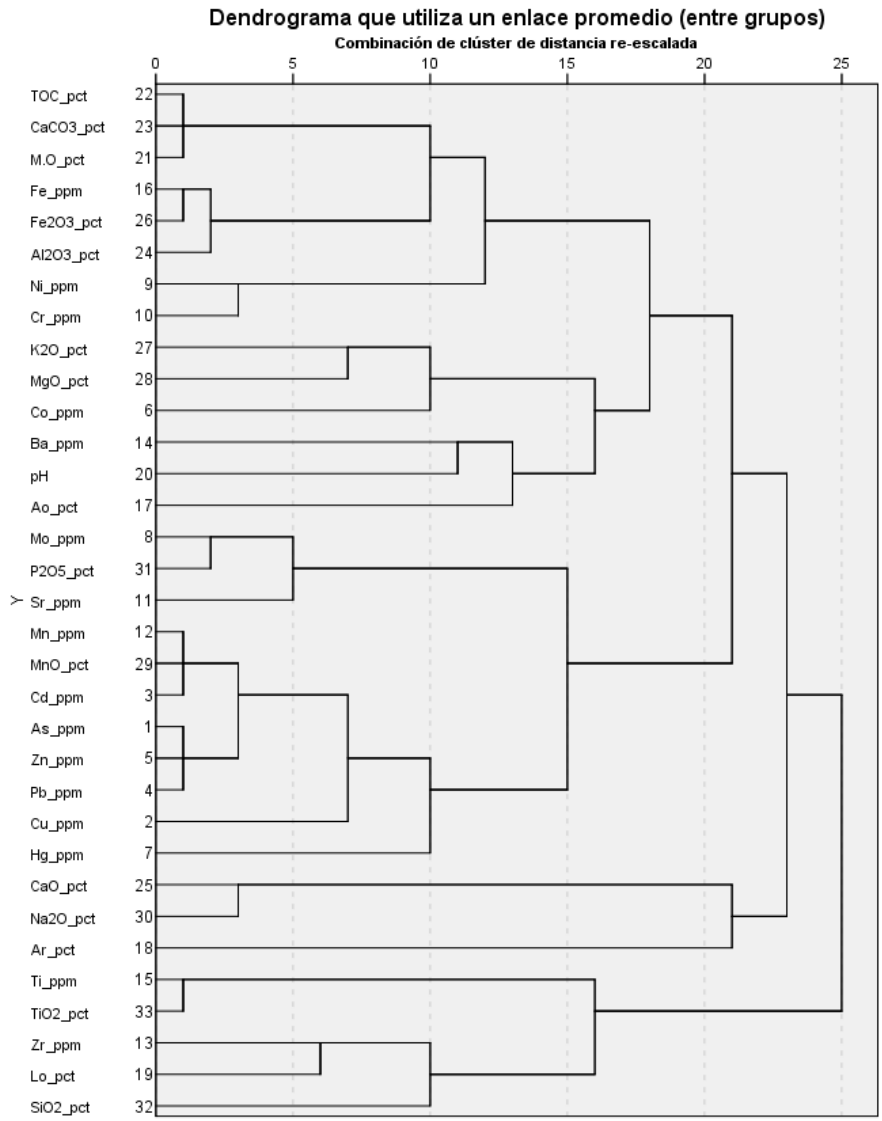


Figura 74. Análisis clúster de metales y parámetros fisicoquímicos de los suelos profundos.

C.4. Análisis clúster de asociación entre metales pesados y parámetros fisicoquímicos del suelo profundo.

Cluster 1: As-Zn-Pb-Mn-MnO-Cd-Cu-Hg- Mo-P_2O_5-Sr - Ba-pH-Ao%-K_2O-MgO-Co- Ni-Cr- Fe- Fe_2O_3- Al_2O_3 - TOC-$CaCO_3$-MO.

El análisis revela una robusta asociación primigenia entre As, Zn y Pb, que se vincula progresivamente con Mn, MnO y Cd, para posteriormente asociarse con Cu y Hg, destacando la alta capacidad adsorbente de los óxidos de manganeso similar a la de los óxidos de hierro (Fe_2O_3). Asimismo, se identifica que Mo, P_2O_5 y Sr se agrupan, favoreciendo la concentración de Mo y Sr por el efecto ácido de P_2O_5, mientras que

Ba se asocia con el contenido de arcilla fina (%Ao) y el pH. Además, la correlación litófila entre Ni y Cr se atribuye a la degradación de rocas máficas en la cabecera de cuenca. Finalmente, se evidencia una fuerte asociación entre Fe y Fe_2O_3, en conjunción con Al_2O_3, así como entre TOC, $CaCO_3$ y MO, lo que subraya la estrecha vinculación entre los metales y los componentes orgánicos del suelo (Figura 74).

Clúster 2: Zr-SiO_2-Lo%-%-Ti-TiO_2

El análisis revela una robusta asociación del Zr con sedimentos siliciclásticos superficiales (provenientes de rocas sedimentarias clásticas compuestas de cuarzo y silicatos, como feldespatos y micas en areniscas), correlacionándose gradualmente con el contenido de limo (%Lo). Adicionalmente, se observa que el Ti se agrupa con TiO_2, y su interrelación junto con Fe, Fe_2O_3 y Al_2O_3 está estrechamente vinculada a la fracción de arcilla (%Ar).

Cluster 3: CaO-Na_2O-%Ar

Delimita una fuerte asociación del CaO (producto alcalino de la calcinación de roca caliza o dolomías) es alta con el Na_2O son elementos alcalinos; y progresivamente se asocian con el contenido de Arcilla.

4.1.2. Determinación y propuesta de los niveles de fondo y de referencia en los suelos del distrito de Luyando.

La determinación de los niveles de fondo de metales pesados es fundamental para evaluar la calidad del suelo (Chira, 2021) y detectar áreas contaminadas (Astonitas et al., 2021). Estos niveles, que representan las concentraciones naturales de los metales, varían en función de factores geológicos, climáticos y antropogénicos, por lo que comprender dichas concentraciones resulta esencial para establecer umbrales de contaminación y desarrollar estrategias de remediación adecuadas, contribuyendo así a una gestión sostenible del recurso suelo. Por lo mencionado, cabe recalcar que este conocimiento (De Miguel et al., 2002) resulta crucial, ya que las concentraciones en el suelo determinan la carga de metales en los cultivos, lo que afecta la seguridad alimentaria (Quispe et al., 2023; Trujillo et al., 2020) y orienta estrategias de remediación, tales como la fitorremediación y el uso de enmiendas (Silva, 2024). Por tanto, en este estudio se asume que la presencia de metales pesados

puede tener un origen natural o antropogénico; se definen los niveles de fondo como las concentraciones inherentes al material parental (Kabata Pendías y Pendías et al., 2001), que varían según el tipo de suelo, sus propiedades edáficas, la ubicación geográfica y el uso del terreno. Además, se enfatiza la necesidad de delimitar la escala de análisis (micro, meso o macro) y monitorear estos niveles para prevenir la acumulación en cultivos (Martínez et al., 2021), proponiéndose, en el contexto del distrito de Luyando, que estos niveles de fondo representen la contaminación base, sin considerar influencias urbanas y/o industriales. En esta etapa de la investigación, se muestra que el trabajo aporta una base metodológica para definir con precisión los niveles de fondo de metales pesados y proponer los niveles de referencia para cada metal, lo que permite identificar de forma fiable los suelos contaminados y orientar el diseño de intervenciones ambientales efectivas, promoviendo una gestión sostenible del suelo.

4.1.2.1. Determinación de niveles de fondo por métodos estadísticos descriptivos.

En los Cuadros 34 y 35 se exponen las concentraciones totales de metales pesados en los suelos de estudio, diferenciadas por profundidad de muestreo. Los valores de fondo se ubican entre los extremos mínimo y máximo de la población, excluyendo los valores discordantes, los cuales pueden atribuirse a usos puntuales, como la aplicación excesiva de agroquímicos y fertilizantes en áreas agrícolas del distrito de Luyando. La detección de estos valores atípicos, realizada mediante diagramas de caja según ISO/DIS 19582 (2004), es esencial para la correcta determinación de los niveles de fondo. Asimismo, se observa que la tendencia de concentración de cada metal, de mayor a menor en relación con sus medias, es consistente en ambos niveles de profundidad. Se observa: Fe>Ti>Mn>Zr>Ba>Sr>Zn>Cr>Ni>Pb>Cu>Co>As>Mo>Cd>Hg.

Cuadro 34. Concentraciones de metales pesados en suelo superficial agrícola y de bosque.

Muestras	Concentraciones totales (ppm)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
P030-H/SAM1	-	13	-	16	62	10	0,092	-	28	52	145	400	378	391	5200	36300
P030-H/SBM1	-	9	-	15	43	6	0,098	-	18	56	95	200	599	189	6700	35000
P030-B/SAM1	-	11	-	25	89	16	0,063	-	23	53	38	1200	384	188	6200	36900
P030-B/SBM1	10	11	-	9	38	5	0,26*	-	19	50	50	200	523	221	7100	48700
P030-MP/SAM1	6	14	-	30	61	11	0,068	-	16	52	93	1100	437	350	6000	34600
P030-MP/SBM1		22	-	18	54	8	0,094	2	15	43	36	400	455	340	6200	40400
P030-SMT/SAM1	7	12	-	25	46	15	0,085	-	20	46	12	800	638	179	7200	26300
P030-SMT/SBM1	7	9	-	21	43	15	0,096	-	22	55	20	800	441	247	10000	36100
P030-ASJT/SAM1	-	12	-	10	33	8	0,184	2	37	94*	37	200	497	178	11800*	54900*
P030-ASJT/SBM1	-	26*	-	11	76	14	0,075	-	23	51	30	1400	277	654*	4000	31800
P030-SG/SAM1	11	21	2	33	125	8	0,104	6	46	57	546*	1400	236	124	3100	18100
P030-SG/SBM1	8	12	3	26	134	9	0,131	3	39	48	1352*	1500	310	123	4300	20000
P030-MA/SAM1	-	15	-	11	55	9	0,035	-	17	36	108	400	535	203	4900	30100
P030-MA/SBM1	8	13	-	20	86	3	0,118	4	20	95*	181	100	371	295	4000	23100
P030-3EQ/SAM1	-	6	-	15	47	7	0,088	-	34	83*	24	100	430	322	4600	28900
P030-3EQ/SBM1	58*	13	2	98*	679*	9	0,23*	2	42	61	416*	3100*	377	214	6100	31200
P030-STR/SAM1	-	12	-	10	72	13	0,069	-	24	46	49	500	360	154	6000	36000
P030-STR/SBM1	-	11	-	12	66	12	0,053	-	21	42	54	500	370	154	6200	36500
P030-GYO/SAM1	5	7	-	16	35	3	0,116	-	8	32	32	100	662	55	5800	18500
P030-GYO/SBM1	-	3	-	8	9	-	0,097	-	-	13*	59	-	867*	33	6300	1800*
P030-IK/SAM1	-	17	-	20	75	11	0,051	-	24	49	71	700	415	264	5400	32900
P030-IK/SBM1	6	7	-	22	62	6	0,094	-	15	51	111	200	621	155	6900	35400
P030-MPR/SAM1	13	16	-	14	149	3	0,096	6	29	72	85	400	139	88	2800	20900
P030-MPR/SBM1	32*	21	-	43	294*	5	0,19*	9	56*	142*	343*	200	260	249	5800	41900

Nota: (-) valor no detectado; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); SAM (muestra de suelo agrícola); SBM (muestra de suelo de bosque), (*) valor discordante. Quiroz (2025).

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 35. Concentraciones de metales pesados en suelo profundo agrícola y de bosque.

Muestras	Concentraciones totales (ppm)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
P100-H/SAM2	-	6	-	20	72	10	0,118	-	61	56	121	100	385	342	5900	46400
P100-H/SBM2	-	11	-	15	66	10	0,071	-	27	56	141	300	392	279	5800	46000
P100-B/SAM2	-	12	-	17	71	14	0,031	-	23	49	51	900	363	239	5900	36100
P100-B/SBM2	12	12	-	11	40	6	0,248	-	19	52	50	200	520	267	6800	49400
P100-MP/SAM2	6	14	-	16	66	9	0,049	-	20	68	84	200	217	551	5900	48300
P100-MP/SBM2	-	20	-	25	78	8	0,108	3	22	59	55	200	335	443	5900	50500
P100-SMT/SAM2	11	8	-	20	28	14	0,100	-	27	58	10	200	294	218	5400	50300
P100-SMT/SBM2	9	7	-	15	36	15	0,114	-	23	59	19	500	389	442	6200	48100
P100-ASJT/SAM2	9	14	-	14	39	8	0,287	2	43	100*	43	100	355	267	8300*	67500
P100-ASJT/SBM2	-	22	-	16	103	31*	0,039	-	34	50	31	1500	302	690*	5100	42700
P100-SG/SAM2	12	20	2	32	119	8	0,120	6	45	55	959*	1800	291	137	3400	20300
P100-SG/SBM2	14	17	1	33	146	10	0,177	6	55	66	840*	1100	329	131	4000	25800
P100-MA/SAM2	-	17	-	12	56	9	0,032	-	15	31	96	500	478	176	4300	29900
P100-MA/SBM2	10	15	-	22	101	4	0,138	5	22	115*	300	-	299	439	4600	28300
P100-3EQ/SAM2	-	5	-	14	37	6	0,135	-	17	44	26	100	402	288	4900	33500
P100-3EQ/SBM2	80*	34*	5	128*	1028*	12	0,389*	3	68	73	304	8200*	294	329	5600	46000
P100-STR/SAM2	6	12	-	20	95	13	0,077	2	29	54	90	300	292	219	5600	44600
P100-STR/SBM2	6	12	-	12	109	16	0,042	2	35	50	67	400	260	177	5100	44600
P100-GYO/SAM2	6	6	-	19	35	4	0,208	-	10	35	41	-	762*	56	7500	21300
P100-GYO/SBM2	-	4	-	17	34	3	0,108	-	9	32	116	-	663*	119	7300	7500
P100-IK/SAM2	-	18	-	15	80	12	0,058	-	23	46	96	800	410	372	5500	33500
P100-IK/SBM2	12	16	-	33	97	12	0,080	5	159*	334*	149	100	297	225	6300	62100
P100-MPR/SAM2	16	15	-	20	181	2	0,048	6	29	58	158	-	167	221	2600*	24400
P100-MPR/SBM2	37*	24	-	62*	373*	5	0,318*	10	64	174*	625*	100	233	370	6000	55500

Nota: (-) valor no detectado; P100 (profundidad de muestreo mayor a 100 cm); SAM (muestra de suelo agrícola); SBM (muestra de suelo de bosque) (*) valor discordante. Quiroz (2025).

Fuente. Elaboración propia.

A. Identificación de valores discordantes.

Se empleó el método de diagramas de caja y bigotes (ISO/DIS 19582, 2004) para identificar valores discordantes en los contenidos de metales pesados en suelos superficiales y profundos. En este análisis, los valores que superan 1.5 veces el percentil 75 se representan con un círculo, mientras que aquellos que exceden 3 veces dicho percentil se marcan con un asterisco; los "bigotes" delimitan el rango central (entre el percentil 25 y el 75), con la mediana indicada por una línea intermedia (Saldaña, 2020; Micó, 2005). Esta metodología facilita la detección de valores atípicos, permitiendo una interpretación precisa de la distribución de los datos. La capacidad de visualizar la variabilidad y la tendencia central mediante diagramas de caja y bigotes es esencial para establecer niveles de referencia adecuados y, en consecuencia, para la evaluación y gestión de la calidad del suelo en contextos ambientales. A continuación, se toma en cuenta:

A.1. Identificación de valores discordantes en los suelos superficiales.

De los anexos, de diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en los suelos superficiales, se tiene: se identificaron varios valores discordantes y anómalos en las concentraciones de metales pesados de las muestras. Concretamente, (ver Anexo A.2.8.) para el arsénico (Figura a) y el zinc (Figura e) se hallaron dos valores extremos en P030-3EQ/SBM1 y P030-MPR/SBM1. Para el cobre (Figura b), níquel (Figura i), manganeso (Figura l), zirconio (Figura m) y bario (Figura n), se detectó un valor anómalo en cada caso, proveniente de muestras como P030-ASJT/SBM1, P030-MPR/SBM1, P030-3EQ/SBM1, P030-GYO/SBM1 y P030-ASJT/SBM1, respectivamente. Además, en el plomo (Figura d) se observó un valor discordante en P030-3EQ/SBM1, mientras que en el titanio (Figura o) se identificó un extremo en P030-ASJT/SAM1. Para el mercurio (Figura g), se registró un valor extremo en P030-B/SBM1 junto con dos valores anómalos en P030-3EQ/SBM1 y P030-MPR/SBM1. En el caso del cromo (Figura j), se identificó un valor extremo en P030-MPR/SBM1 y cuatro anómalos en P030-ASJT/SAM1, P030-MA/SBM1, P030-3EQ/SAM1 y P030-GYO/SBM1; mientras que para el estroncio (Figura k), se detectaron tres valores extremos (P030-SG/SAM1, P030-SG/SBM1 y P030-3EQ/SBM1) y un valor anómalo en P030-MPR/SBM1. Finalmente, el hierro (Figura p) presenta dos valores anómalos en P030-ASJT/SAM1 y P030-GYO/SBM1.

A.2. Identificación de valores discordantes en los suelos profundos.

De los anexos, de diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en los suelos profundos (ver Anexo A.2.9.) se tiene: en suelos profundos se identificaron valores discordantes extremos para arsénico, plomo y zinc en las muestras P100-3EQ/SBM2 y P100-MPR/SBM2 (Figuras a.1, d.1 y e.1). Además, se detectó un valor discordante para cobre en P100-3EQ/SBM2 (Figura b.1), para níquel en P100-IK/SBM2 (Figura i.1) y para manganeso en P100-3EQ/SBM2 (Figura l.1). Asimismo, las muestras P100-ASJT/SBM2 exhibieron valores anómalos para cobalto y bario (Figuras f.1 y n.1), mientras que se observaron dos valores anómalos para mercurio en P100-3EQ/SBM2 y P100-MPR/SBM2 (Figura g.1). En el caso del titanio, los valores anómalos se encontraron en las muestras P100-ASJT/SAM2 y P100-MPR/SAM2 (Figura o.1). Para el cromo, se identificaron dos valores discordantes extremos en P100-IK/SBM2 y P100-MPR/SBM2, y dos anómalos en P100-ASJT/SAM2 y P100-MA/SBM2 (Figura j.1). La Figura k.1 revela tres valores discordantes para el estroncio en P100-SG/SBM2, P100-SG/SAM2 y P100-MPR/SBM2, y la Figura m.1 muestra un valor anómalo y otro extremo para el zirconio en P100-GYO/SBM2. La utilización de diagramas de caja y bigotes facilitó la identificación de valores atípicos, permitiendo visualizar con claridad la variabilidad y la tendencia central de los datos obtenidos. Este enfoque resulta esencial para definir niveles de referencia apropiados, fundamentales para la evaluación y gestión ambiental de la calidad del suelo, y revela una notable heterogeneidad en la distribución espacial de metales tanto en suelos superficiales como en profundos del distrito de Luyando.

4.1.2.1.1. Relaciones estadísticas de los contenidos totales de metales pesados.

El análisis de correlación entre los metales pesados es fundamental para determinar coherentemente la procedencia natural o antrópica de sus contenidos totales. Se utiliza el coeficiente de Pearson para metales con distribución normal, mientras que Spearman se aplica cuando la distribución es no normal (Quiroz, 2025; Micó, 2005). Los metales: As, Cu, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Zr, Ba, Ti y Fe se evaluaron con Pearson y, para el Cd y Mn, con Spearman. Del análisis, en el Cuadro 36, se evidencia correlaciones altamente significativas ($p<0,01$) entre los metales pesados, lo que sugiere que un incremento en la concentración de un metal se asocia

con aumentos en otros, indicando un comportamiento interrelacionado y un posible origen común. En particular, el cadmio muestra correlaciones perfectas (r=1,00) con Mn, Hg, Zn, Pb y As, confirmando hallazgos previos (Adriano, 2001). Asimismo, se observa una correlación positiva notable entre Ti y Zr (r=0,717) en contraposición a una relación negativa entre Ti y Zn (r=-0,744), mientras que otros pares (como Zr–Zn, Zr–As y Mn–Co) presentan correlaciones medias. Estos patrones indican que los metales con alta afinidad (Mn, Zn, Pb, Fe, Ti) son fuertemente adsorbidos en partículas coloidales, mientras que aquellos de menor afinidad (Cd, Cu, Hg, Zr) permanecen en formas más móviles. También se hallaron correlaciones altamente significativas ($p<0,05$) entre ciertos pares de metales; destacan Zr–Mo (r = -0,748), Cr–As (r = 0,785) y Cu–As (r = 0,717), lo que, según Chen et al. (1999), sugiere la influencia de procesos comunes en las interacciones entre metales y los componentes fisicoquímicos del suelo. Otros pares, como Fe–Ba (r = 0,476), Fe–Hg (r = -0,542), Fe–Zn (r = -0,548), Ti–Ni (r = -0,522), Ti–As (r = -0,652), Mn–Zn (r = 0,522), Cr–Ni (r = 0,554), Cr–Zn (r = 0,572), Ni–Zn (r = 0,538), Ni–As (r = 0,651), Zn–Pb (r = 0,451), Zn–Cu (r = 0,531), Zn–As (r = 0,696) y Pb–Cu (r = 0,505), presentan correlaciones moderadas. Las correlaciones entre Zn y Cu apuntan a una posible procedencia antropogénica, al igual que las relaciones observadas entre Pb–Cu y Cd, mientras que el Pb presenta baja correlación con metales de origen litogénico como Ni, Cr, Fe, Co y Mn (Micó, 2005). Existiendo interdependencia de los metales pesados en el suelo, sus interrelaciones responden a mecanismos de adsorción competitiva y a la influencia de las propiedades fisicoquímicas del suelo. Asimismo, la correlación perfecta del Cd con diversos metales acentúa su utilidad como indicador de fuentes de contaminación, siendo que las correlaciones fuertes indican mecanismos compartidos de adsorción y movilidad, mientras que las correlaciones moderadas reflejan diferencias en las fuentes y procesos de liberación.

Cuadro 36. Correlaciones entre contenidos de metales pesados en suelos superficiales.

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
As	r	1															
	p																
Cu	r	0,717[*a]	1														
	p	0,019															
Cd	r	-1,000[**b]	-0,866[b]	1,000													
	p		0,333														
Pb	r	-0,197[a]	0,505[*a]	-1,000[**b]	1												
	p	0,586	0,017														
Zn	r	0,696[*a]	0,531[*a]	1,000[**b]	0,451[*a]	1											
	p	0,025	0,013		0,035												
Co	r	-0,301[a]	-0,063[a]	0,500[b]	0,010[a]	-0,093[a]	1										
	p	0,397	0,782	0,667	0,965	0,689											
Hg	r	0,102[a]	-0,126[a]	1,000[**b]	0,005[a]	-0,021[a]	-0,432[a]	1									
	p	0,793	0,597		0,983	0,929	0,057										
Mo	r	0,907[a]	0,516[a]	-0,277[b]	0,752[a]	0,786[a]	-0,553[a]	-0,534[a]	1								
	p	0,093	0,191	0,821	0,051	0,064	0,155	0,275									
Ni	r	0,651[*a]	0,245[a]	-0,822[b]	0,220[a]	0,538[*a]	0,048[a]	0,390[a]	0,164[a]	1							
	p	0,041	0,285	0,386	0,337	0,012	0,833	0,089	0,725								
Cr	r	0,785[*a]	0,167[a]	-0,954[b]	0,214[a]	0,572[*a]	-0,080[a]	0,211[a]	0,626[a]	0,554[*a]	1						
	p	0,012	0,508	0,194	0,394	0,013	0,744	0,416	0,259	0,014							
Sr	r	0,131[a]	0,160[a]	.[c]	0,103[a]	0,300[a]	-0,443[a]	-0,029[a]	0,494[a]	-0,105[a]	0,210[a]	1					
	p	0,757	0,514		0,665	0,199	0,057	0,908	0,506	0,669	0,434						
Mn	r	0,247[b]	0,308[b]	1,000[**b]	0,342[b]	0,522[*b]	0,755[**b]	-0,279[b]	-0,046[b]	0,349[b]	0,229[b]	-0,267[b]	1,000				
	p	0,492	0,174		0,119	0,015	0,000	0,234	0,921	0,121	0,360	0,269					
Zr	r	-0,791[**a]	-0,545[**a]	0,029[a]	-0,241[a]	-0,809[**a]	-0,023[a]	0,051[a]	-0,748[*a]	-0,593[**a]	-0,584[**a]	-0,129[a]	-0,406[b]	1			
	p	0,006	0,009	0,982	0,280	0,000	0,916	0,830	0,033	0,004	0,009	0,599	0,061				

Ba	r	-0,250 [a]	0,329 [a]	-0,508 [a]	0,201 [a]	-0,128 [a]	0,143 [a]	-0,186 [a]	-0,201 [a]	-0,091 [a]	0,017 [a]	0,291 [a]	-0,132 [b]	-0,020 [a]	1		
	p	0,486	0,125	0,661	0,371	0,579	0,527	0,432	0,633	0,694	0,946	0,227	0,569	0,931			
Ti	r	-0,652* [a]	-0,371 [a]	-0,115 [a]	-0,072 [a]	-0,744** [a]	0,276 [a]	-0,218 [a]	-0,298 [a]	-0,522* [a]	-0,344 [a]	-0,324 [a]	-0,280 [b]	0,717** [a]	0,068 [a]	1	
	p	0,041	0,090	0,927	0,751	0,000	0,215	0,356	0,516	0,015	0,149	0,177	0,219	0,000	0,763		
Fe	r	-0,130 [a]	0,038 [a]	-0,379 [a]	-0,105 [a]	-0,548* [a]	0,223 [a]	-0,542* [a]	0,082 [a]	-0,360 [a]	-0,059 [a]	-0,132 [a]	-0,253 [b]	0,162 [a]	0,476* [a]	0,658** [a]	1
	p	0,719	0,871	0,752	0,649	0,012	0,318	0,017	0,862	0,109	0,810	0,603	0,269	0,472	0,029	0,001	

Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación. (a) Coeficiente de Pearson. (b) Coeficiente de Spearman. Quiroz (2025).

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 37. Correlaciones entre contenidos de metales pesados en suelos profundos.

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
As	r	1															
	p																
Cu	r	0,485 [a]	1														
	p	0,093															
Cd	r	-1,000** [a]	1,000** [a]	1													
	p																
Pb	r	0,492 [b]	0,278 [b]	-1,000** [b]	1,000 [b]												
	p	0,088	0,210														
Zn	r	0,524 [a]	,588** [a]	-1,000** [a]	,513* [a]	1											
	p	0,066	0,004		0,015												
Co	r	-0,338 [b]	0,046 [b]	0,500 [b]	-0,091 [b]	0,134 [b]	1,000 [b]										
	p	0,259	0,834	0,667	0,687	0,554											
Hg	r	0,154 [b]	-0,252 [b]	-1,000** [b]	0,148 [b]	-0,263 [b]	-0,493* [b]	1,000 [b]									
	p	0,615	0,259		0,510	0,236	0,020										
Mo	r	0,893** [a]	0,769** [a]	-0,971 [a]	0,726* [a]	0,711* [a]	-0,593 [a]	-0,118 [a]	1								
	p	0,003	0,009	0,154	0,027	0,032	0,055	0,762									

Ni	r	0,345 [b]	0,397 [b]	0,500 [b]	0,325 [b]	0,603** [b]	0,353 [b]	-0,001 [b]	0,317 [b]	1,000 [b]							
	p	0,272	0,067	0,667	0,151	0,004	0,098	0,997	0,373								
Cr	r	0,350 [a]	0,269 [a]	0,626 [a]	0,423 [a]	0,411 [a]	0,178 [a]	-0,008 [a]	0,200 [a]	0,656** [a]	1						
	p	0,321	0,266	0,569	0,072	0,080	0,454	0,975	0,667	0,002							
Sr	r	0,234 [b]	0,250 [b]		0,357 [b]	0,540* [b]	-0,284 [b]	-0,193 [b]	0,618 [b]	0,188 [b]	0,119 [b]	1,000 [b]					
	p	0,489	0,287		0,122	0,014	0,211	0,414	0,103	0,428	0,638						
Mn	r	0,155 [b]	0,319 [b]	1,000** [b]	0,112 [b]	0,491* [b]	0,471* [b]	-0,393 [b]	0,088 [b]	0,028 [b]	-0,161 [b]	-0,082 [b]	1,000 [b]				
	p	0,669	0,183		0,659	0,039	0,042	0,107	0,836	0,911	0,552	0,764					
Zr	r	0,026 [a]	-0,301 [a]	-0,640 [a]	-0,392 [a]	-0,624** [a]	0,006 [a]	0,351 [a]	-0,464 [a]	-0,326 [a]	-0,538* [a]	-0,272 [a]	-0,086 [a]	1			
	p	0,937	0,186	0,557	0,087	0,003	0,977	0,129	0,151	0,149	0,021	0,260	0,726				
Ba	r	-0,204 [a]	0,209 [a]	0,977 [a]	-0,190 [a]	-0,114 [a]	0,096 [a]	-0,149 [a]	0,055 [a]	0,074 [a]	0,525* [a]	0,188 [a]	-0,431 [a]	-0,084 [a]	1		
	p	0,503	0,351	0,137	0,409	0,624	0,664	0,518	0,873	0,743	0,021	0,427	0,074	0,718			
Ti	r	-0,413 [a]	-0,458* [a]	0,873 [a]	-0,315 [a]	-0,632** [a]	-0,206 [a]	0,243 [a]	-0,110 [a]	-0,328 [a]	-0,233 [a]	-0,196 [a]	-0,665** [a]	0,135 [a]	0,037 [a]	1	
	p	0,207	0,037	0,324	0,176	0,003	0,358	0,302	0,778	0,147	0,337	0,420	0,003	0,571	0,873		
Fe	r	-0,236 [a]	0,198 [a]	0,902 [a]	-0,123 [a]	-0,226 [a]	0,318 [a]	0,144 [a]	-0,258 [a]	0,353 [a]	0,556* [a]	-0,171 [a]	-0,694** [a]	0,017 [a]	0,465* [a]	0,164 [a]	1
	p	0,437	0,364	0,285	0,584	0,312	0,130	0,524	0,444	0,098	0,011	0,460	0,001	0,939	0,025	0,466	

Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación. a. Coeficiente de Pearson. b. Coeficiente de Spearman. Quiroz (2025).

Fuente: Elaboración propia.

Los coeficientes de correlación de los contenidos totales de los metales en suelos profundos, donde la correlación para el As, Cu, Cd, Zn, Mo, Cr, Zr, Ba, Ti y Fe se evaluaron con el coeficiente de Pearson, y los metales Pb, Co, Hg, Ni, Sr y Mn se evaluaron con el coeficiente de Spearman. Del Cuadro 37 se evidencian correlaciones altamente significativas entre los metales pesados. En particular, el cadmio mostró correlaciones positivas perfectas (r = 1,00) con As, Cu, Pb y Mn, y correlaciones negativas perfectas (r = -1,00) con Zn y Hg. Además, se identificaron correlaciones positivas notables entre Mo y As (r = 0,893) y Mo y Cu (r = 0,769); mientras que los pares Zr–Cu (r = 0,588), Zn–Pb (r = 0,503), Ni–Zn (r = 0,603) y Cr–Ni (r = 0,656) manifestaron correlaciones medias positivas, y los pares Zr–Zn (r = -0,624), Ti–Zn (r = -0,632), Ti–Mn (r = -0,665) y Fe–Mn (r = -0,694) mostraron correlaciones medias negativas. Por otro lado, a un nivel de significación (P < 0,05), se observaron correlaciones medias variadas en pares tales como Hg–Co (r = -0,493), Mo–Pb (r = 0,726), Mo–Zn (r = 0,71), Sr–Zn (r = 0,540), Mn–Zn (r = 0,490), Mn–Co (r = 0,471), Zr–Cr (r = -0,538), Ba–Cr (r = 0,525), Ti–Cu (r = -0,458), Fe–Cr (r = 0,556) y Fe–Ba (r = 0,465). El análisis indica que, en los suelos profundos, la mayoría de los metales pesados tales como Hg, Co, Mo, Pb, Zn, Sr, Mn, Zr, Cr, Ba, Ti, Cu y Fe presentan correlaciones medias o menores y se atribuyen principalmente a un origen litogénico en suelos agrícolas. No obstante, las concentraciones de Cd, Zn, Cu y Cr se relacionan con fuentes antropogénicas, derivadas del uso de fertilizantes fosfatados, pesticidas y desechos industriales (Kabata-Pendias, 2001; Adriano, 2001). Por lo tanto, los resultados indican que, en los suelos del distrito de Luyando, se observan elevadas concentraciones de metales pesados, atribuibles tanto a aportes antrópicos principalmente derivados de actividades agrícolas como a procesos litogénicos, especialmente en parcelas con afloramientos líticos y en suelos profundos en desarrollo. Por ejemplo, la muestra P100-3EQ/SBM2 presenta altos niveles de As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Ni, Cr, Sr, Zr y Ba, mientras que otras muestras muestran variaciones específicas de ciertos metales, como P100-ASJT/SAM2 (Cr y Ti), P100-ASJT/SBM2 (Co y Ba), P100-SG/SAM2 (Sr y Zn), P100-SG/SBM2 (Sr y Zn, Zr y Ba), P100-MA/SBM2 (Cr, Sr, Zr y Ba), P100-GYO/SAM2 (Zr), P100-GYO/SBM2 (Zr), P100-IK/SAM2 (Zr y Ba), P100-IK/SBM2 (Ni, Cr, Zr y Ba), P100-MPR/SAM2 (Zn, Sr, Zr, Ba y Ti) y P100-MPR/SBM2 (As, Pb, Zn, Hg, Cr, Sr, Zr y Ba). En contraste, los suelos de bosque natural muestran concentraciones de metales de origen predominantemente litogénico, producto de procesos pedogenéticos.

Además, con estos resultados se evidencia que seleccionar el coeficiente de correlación adecuado y diferenciar la normalidad de los datos es esencial para determinar si los metales pesados comparten un origen común; además, se identifican interrelaciones que sugieren que los mecanismos de adsorción y movilidad de estos elementos en el suelo responden tanto a procesos litogénicos. Por lo tanto, las fuertes correlaciones, en particular las perfectas asociadas al cadmio, resaltan su potencial como indicadores de fuentes de contaminación, lo que facilita el diseño de estrategias específicas de remediación y manejo ambiental. Concluyendo que el análisis de correlaciones constituye el principal aporte del estudio, ya que proporciona una base para entender la interacción y distribución de metales pesados en el suelo, permitiendo discernir entre aportes naturales y antropogénicos; esta información es fundamental para desarrollar intervenciones de gestión ambiental efectivas, esenciales en la mitigación de riesgos por contaminación y en la promoción de la sostenibilidad de los recursos edáficos.

A. Análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados.

Del análisis factorial entre los contenidos de metales pesados de los suelos superficiales (ver Cuadro 38), se observan cinco componentes identificados con su correspondiente porcentaje de varianza que los explica. Se enfatizan en negrita las variables con mayor coeficiente de carga dentro de cada componente. El análisis revela que el 87.95% de la varianza se logra explicar a través de los cinco factores (C1, C2, C3, C4, C5). El primer componente explica el 35,4% de la varianza y agrupa elevadas concentraciones de Zn, Ni, As, Pb, Mn, Zr, Cd, Sr, Cu, Cr, Hg y Mo, siendo los cuatro primeros metales de mayor carga, reflejando aportes tanto de origen natural, con su movilidad regulada por el material parental, como de fuentes antropogénicas (especialmente Cd, Cu y Pb). Por su parte, Mico (2005) en el análisis de componentes determinó metales (Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn) contenidos en su primer componente. El segundo componente (16,6%) resume los contenidos de Ba, Fe, Cu y Cr, que muestran mayores coeficientes de carga; el tercero (14,8%) se asocia a Fe, Ti y Hg, donde el titanio tiene mayor carga; el cuarto (13,7%) agrupa principalmente Mn, Cr y Co, siendo los dos últimos los de mayor coeficiente de carga en este componente; y el quinto (7,4%) integra Cd y Sr con un mayor coeficiente de carga en este componente.

Cuadro 38. Análisis de componentes principales de metales en suelos superficiales.

Variable	Componentes principales				
	1	2	3	4	5
Zn	**0,865**	-0,186	0,204	0,228	-0,305
Ni	**0,844**	0,248	0,069	-0,185	0,276
As	**0,835**	-0,176	0,344	0,151	-0,337
Pb	**0,816**	-0,246	0,188	0,332	-0,268
Mn	**0,697**	-0,216	-0,247	**0,606**	-0,053
Zr	**-0,644**	**-0,508**	0,386	0,136	-0,088
Cd	**0,643**	**-0,494**	-0,322	0,046	**0,456**
Sr	**0,622**	-0,392	-0,320	-0,153	**0,514**
Ba	0,071	**0,686**	-0,229	0,350	-0,183
Fe	0,040	**0,661**	**0,512**	0,323	0,320
Cu	**0,454**	**0,620**	-0,368	0,009	-0,093
Cr	**0,516**	**0,529**	0,380	**-0,421**	0,051
Ti	-0,275	0,046	**0,768**	0,335	0,356
Hg	**0,510**	-0,125	**0,676**	-0,073	0,120
Co	0,006	0,357	-0,319	**0,730**	0,236
Mo	**0,568**	0,227	-0,024	**-0,716**	-0,089
Autovalor	5,662	2,659	2,362	2,198	1,190
Varianza explicada	35,4	16,6	14,8	13,7	7,4

Fuente. Elaboración propia.

El Cuadro 39 presenta el análisis factorial de los contenidos de metales pesados en suelos profundos del distrito de Luyando, identificando cuatro componentes principales que explican el 84,1% de la varianza total. El primer componente explica el 39,9% de la varianza y agrupa metales como Pb, As, Zn, Cd, Mn, Cu, Hg, Ni, Sr y Mo, donde los siete metales iniciales evidencian una mayor carga, reflejando principalmente un origen natural, aunque la presencia de Cd, Cu y Pb también sugiere aportes antropogénicos. El segundo componente (16,3%) integra Cr, Zr, Ni, Fe y Ba con mayores coeficientes de carga; el tercer componente (15,1%) agrupa Fe, Sr, Mo, Co, Ba y Ti con mayores coeficientes de carga; y el cuarto (12,8%) abarca Hg, Cr, Zr, Co y Ti, destacándose este último por su elevado coeficiente de carga. El análisis factorial simplifica la complejidad edáfica al identificar patrones que distinguen los procesos naturales de los antropogénicos en la distribución de metales pesados. Su principal aportación es la reducción de la dimensionalidad de la información, lo que

facilita la interpretación de interacciones elementales y provee una base robusta para la toma de decisiones en la gestión ambiental del suelo.

Cuadro 39. Análisis de componentes principales de metales en suelos profundos.

Variable	Componentes principales			
	1	2	3	4
Pb	**0,967**	-0,162	0,049	0,070
As	**0,953**	-0,196	0,078	0,074
Zn	**0,948**	-0,214	0,120	-0,053
Cd	**0,861**	-0,384	0,183	-0,096
Mn	**0,844**	-0,357	0,254	-0,212
Cu	**0,834**	0,164	0,035	-0,269
Hg	**0,657**	-0,274	0,038	**0,526**
Cr	0,324	**0,717**	-0,096	**0,502**
Zr	-0,399	**-0,658**	0,053	**0,448**
Ni	**0,499**	**0,616**	-0,056	0,363
Fe	0,210	**0,597**	**0,573**	0,313
Sr	**0,483**	0,069	**-0,722**	-0,098
Mo	**0,481**	0,387	**-0,702**	0,088
Co	0,033	0,322	**0,594**	**-0,475**
Ba	0,100	**0,405**	**0,536**	-0,385
Ti	-0,161	-0,139	**0,544**	**0,742**
Autovalor	6,380	2,613	2,416	2,040
Varianza explicada	39,9	16,3	15,1	12,8

Fuente. Elaboración propia.

B. Análisis clúster de los contenidos de metales pesados.

B.1. Clúster de los contenidos de metales pesados en suelos superficiales.

Cluster 1: Pb-Zn-As-Cu-Mo-Hg.

El análisis revela una fuerte agrupación originaria entre Pb, Zn y As, que se vincula progresivamente con Cu y Mo, concluyendo en Hg (Figura 75); esta relación, considerada litófila, se atribuye a la degradación de rocas máficas en la cabecera de cuenca del distrito. Asimismo, el análisis clúster en la Figura 73 evidencio que Mo se asocia con P_2O_5, lo que favorece sus concentraciones debido al efecto ácido del fosfato, y que la asociación litófila entre Ni y Cr señala la influencia de procesos de meteorización en rocas máficas.

Adicionalmente, se identifican agrupaciones fuertes entre materia orgánica, carbono total y carbonatos, que se vinculan con metales como Cu, Hg y Ba en la capa superficial; en particular, el Ba, un elemento esencialmente alcalino, se conecta estrechamente con el carbono orgánico y el Hg, en un contexto en el que los óxidos de Mn y Fe, de alta capacidad adsorbente, siendo esta asociación relacionada al cluster 2 que considera la alúmina (Al_2O_3) en la Figura 73.

Cluster 2: Zr-Fe-Ba-Cd-Ni-Sr.

El clúster (Figura 75) identifica una fuerte asociación originaria entre zirconio (Zr) e hierro (Fe), que se vincula progresivamente con bario (Ba) y, posteriormente, con el par Cd-Ni asociado a estroncio (Sr), interpretándose como una asociación litófila derivada de la meteorización de rocas máficas en la cabecera de la cuenca. Además, la correlación entre Zr y Fe, observada en sedimentos siliciclásticos superficiales y óxidos de Fe de rocas clásticas (cuarzo, silicatos, feldespatos y micas en areniscas), se relaciona estrechamente con la composición granulométrica del suelo.

Por lo tanto, la referida asociación podría estar ligada al aporte antropogénico por las altas concentraciones de Ba y la fuerte asociación con MO-TOC-$CaCO_3$, estableciendo la relación de la abundancia de los metales Cd, Zr, Ni, Sr y Cu con el carbono orgánico total, así como Hg, y ligados a la materia orgánica del suelo superficial, así como a óxidos de Mn y Fe con alta capacidad de adsorción de metales. Esta asociación guarda relación con los clústeres 1 y 3, así como con la alúmina (Al_2O_3) referente al análisis de clúster de la Figura 73.

Clúster 3: Co-Mn-Cr-Ti.

Sintetiza una fuerte asociación original entre Co-Mn que se van asociando al Cr y, progresivamente, al Titanio (Figura 75), considerando una fuerte asociación de los metales con el Co, asociándose a metales alcalinos derivados de la degradación de los feldespatos alcalinos y la periclasa en el distrito. El Ti, con solubilidad muy limitada, es la razón por la cual se observa un incremento de concentraciones absolutas en horizontes superiores por procesos pedogénicos (pérdida de silicatos estratificados), sabiendo que el Ti y los óxidos de hierro se asocian fuertemente con las partículas de arcilla.

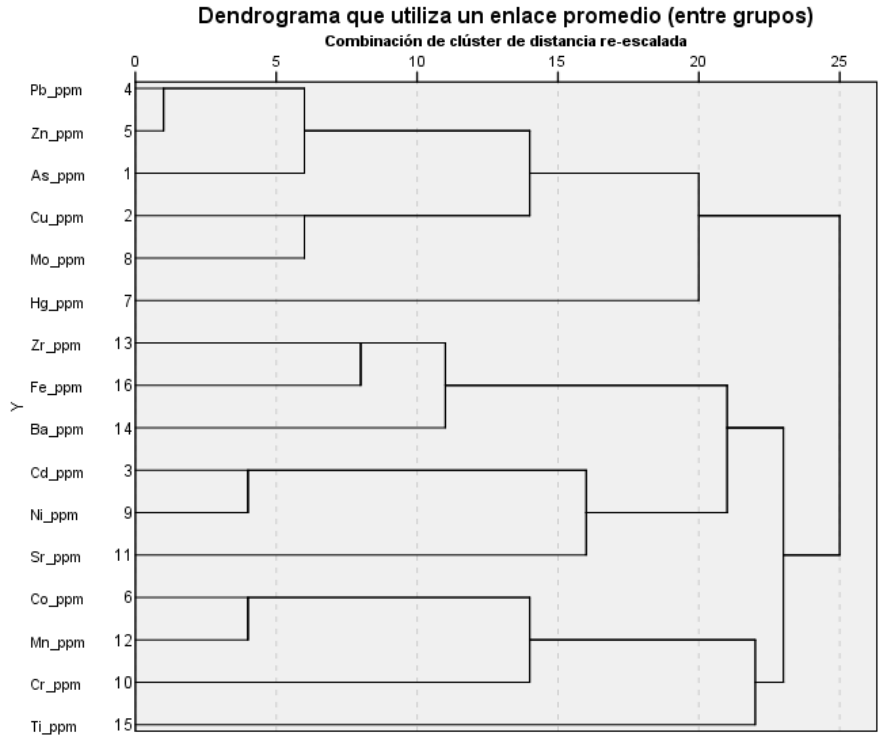


Figura 75. Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados en suelos superficiales.

B.2. Clúster de los contenidos de metales pesados en suelos profundos.

Cluster 1: Pb-Zn-As-Cu-Mo-Hg.

Muestra la fuerte asociación primigenia entre Pb-Zn-As, similar al clúster 1 de suelos superficiales (Figura 74) asociándose también el Cu-Mo de manera progresiva al Hg (Figura 76); considerándola una asociación litófila derivadas de la degradación de rocas máficas ubicadas en cabeceras de cuenca.

Cluster 2: Zr-Fe-Ba-Cd-Ni-Sr.

Define una fuerte asociación única entre Zr-Fe asociados al Ba; y sucesivamente al par Cd-Ni que se asocian al Sr (Figura 76); considerada una asociación litófila a razón de la degradación de rocas máficas. Referida asociación del Zr al Fe está ligada a los sedimentos siliciclásticos superficiales y óxidos de Fe, y se relacionan con la composición granulométrica del suelo. Estos suelos profundos son condicionados por el aporte litogenico, además son relacionados a óxidos de Mn y Fe (alta adsorción), la asociación es correspondida al cluster 1 y 3; y la Al_2O_3 referida en el cluster de la Figura 73, y existe asociación fuerte entre TOC-$CaCO_3$-MO por

establecerse considerable relación metálica y los elementos encontrados a nivel profundo ligados a la materia orgánica (Figura 73).

Clúster 3: Co-Mn-Cr-Ti.

Muestra la fuerte asociación entre Co-Mn que se van asociando progresivamente al Cr y Ti (Figura 76) análogo a la figura 73; donde se observa la asociación fuerte de metales con el Co, y se asocian con elementos alcalinos derivados de feldespatos alcalinos y periclasa (degradados), producidos por metamorfismos de material dolomítico abundante en el distrito, el Titanio se encontraría en forma insoluble y/o en proceso de degradación.

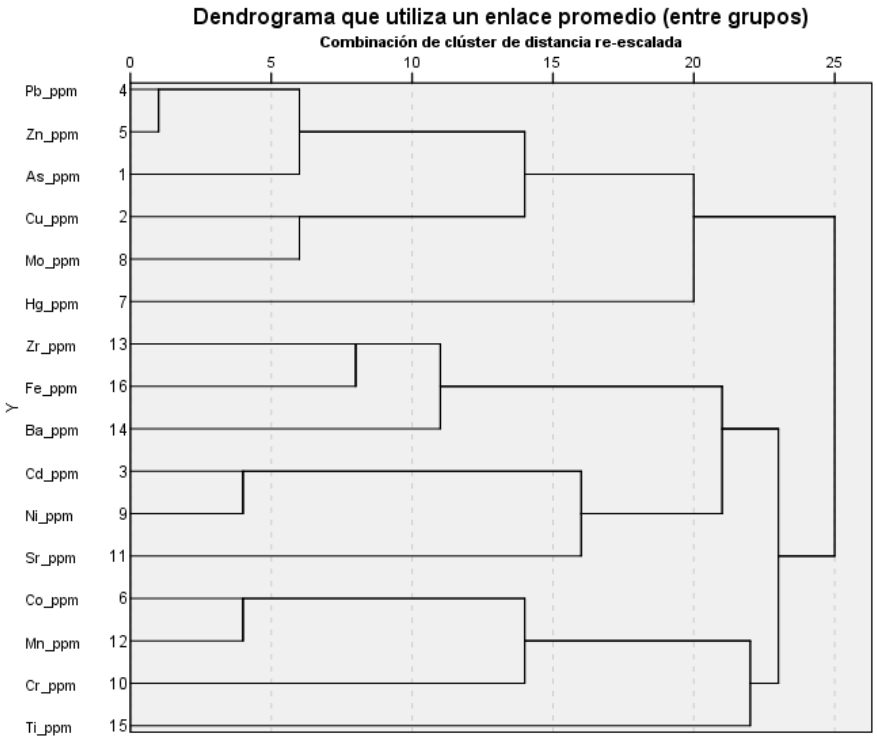


Figura 76. Análisis cluster de contenidos totales de metales pesados en suelos profundos.

4.1.2.1.2. Niveles de fondo de metales pesados para los suelos del distrito de Luyando.

4.1.2.1.2.1. Niveles de fondo (NF) por métodos estadísticos descriptivos.

Para la obtención de los niveles de fondo, se ha realizado el análisis previo de los parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados en los suelos agrícolas y de bosque natural (ver Cuadro 40 y 41), evaluados en ambos

niveles de muestreo, tras excluir valores discordantes que podrían representar focos de contaminación puntual.

Asimismo, a través del análisis de intervalos y la aplicación de la prueba de normalidad, se identificó la población de niveles de fondo, es decir, las concentraciones naturales resultantes de procesos edáficos. De la determinación del nivel de fondo (NF), en los Cuadros 42 y 43, la información se interpreta siguiendo el orden de las columnas organizadas (Quiroz, 2025; Mico, 2005); por lo que en la primera columna se establece el tipo de distribución para cada metal y número de muestras para el cálculo, la segunda columna muestra el rango de la población de fondo (incluye valores mínimos y máximos), siguiendo la media aritmética, el percentil p90 de los grupos de datos, y en la última columna se establece el nivel de fondo (parámetro estadístico descriptivo) acorde al tipo de distribución de cada grupo de metales.

Por su parte, el Cuadro 42 detalla estos niveles de fondo en los suelos superficiales del distrito de Luyando, donde se observa que los aumentos en las concentraciones de metales pesados se asocian, en parte, a prácticas agrícolas intensivas caracterizadas por el uso excesivo de agroquímicos y fertilizantes.

Cuadro 40. Estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados en suelos superficiales.

Parámetro	*As	*Cu	Cd	*Pb	*Zn	Co	*Hg	Mo	*Ni	*Cr	*Sr	*Mn	*Zr	*Ba	*Ti	*Fe
N	10	23	3	23	22	23	21	8	22	19	20	22	23	23	23	22
Media	8,1	12,5	2,3	18,7	66,4	9,0	0,1	4,3	24,5	50,1	66,5	581,8	422,4	205,0	5530,4	31800,0
D.E	2,5	4,8	0,6	8,7	34,1	4,0	0,0	2,5	9,7	8,8	44,6	463,6	133,9	93,4	1225,6	7983,7
Mínimo	5,0	3,0	2,0	8,0	9,0	3,0	0,0	2,0	8,0	32,0	12,0	100,0	139,0	33,0	2800,0	18100,0
Máximo	13,0	22,0	3,0	43,0	149,0	16,0	0,2	9,0	46,0	72,0	181,0	1500,0	662,0	391,0	7200,0	48700,0

Nota: D.E. Desviación estándar. (*) Eliminando valor discordante. Valores expresados en ppm.

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 41. Estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados en suelos profundos.

Parámetro	*As	*Cu	Cd	*Pb	*Zn	Co	*Hg	Mo	*Ni	*Cr	*Sr	*Mn	*Zr	*Ba	*Ti	*Fe
N	13	23	3	22	22	24	22	11	23	20	21	19	22	23	22	24
Media	9,9	13,3	2,7	19	76,8	10	0,1	4,5	31,3	52,6	97,5	494,7	332	274,2	5590,9	40108,3
D.E	3,3	5,6	2,1	6,5	39,8	5,9	0,1	2,5	17	11,1	80,5	502,7	82,7	122,5	987,5	14240,2
Mínimo	6	4	1	11	28	2	0	2	9	31	10	100	167	56	3400	7500
Máximo	16	24	5	33	181	31	0,3	10	68	73	304	1800	520	551	7500	67500

Nota: D.E. Desviación estándar. (*) Eliminando valor discordante. Valores expresados en ppm.

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 42. Niveles de fondo de metales pesados en suelos superficiales.

Metal	Distribución	Población de fondo	Media Aritmética	p90	NF (Según distribución)
As	Normal (n=10)	[5-13]	8,1	12,8	8*
Cu	Normal (n=23)	[3-22]	12,5	21,0	13*
Cd	No Normal (n=3)	[2-3]	2,0	0,0	2**
Pb	Normal (n=23)	[8-43	18,7	31,8	19*
Zn	Normal (n=22)	[9-149]	66,4	131,3	66*
Co	Normal (n=23)	[3-16]	9,0	15,0	9*
Hg	Normal (n=21)	[0,035-0,184]	0,1	0,1	0,1*
Mo	Normal (n=8)	[2-9]	4,3	0,0	4*
Ni	Normal (n=22)	[8-46]	24,5	41,1	25*
Cr	Normal (n=19)	[32-72]	50,1	61,0	50*
Sr	Normal (n=20)	[12-181]	66,5	141,6	67*
Mn	No Normal (n=22)	[100-1500]	400	1400	400**
Zr	Normal (n=23)	[139-662]	422,4	631,2	422*
Ba	Normal (n=23)	[33-391]	205,0	346,0	205*
Ti	Normal (n=23)	[2800-7200]	6000	7000	6000*
Fe	Normal (n=22)	[18100-48700]	31800	41500	31800*

Nota: NF (Nivel de Fondo), valores expresados en ppm, determinados a partir de los parámetros estadísticos descriptivos. (*) media aritmética (Distribución Normal). (**) mediana (Distribución No Normal).

Fuente. Elaboración propia.

En relación con la distribución de los datos, la mayoría de los metales As, Cu, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Zr, Ba, Ti y Fe siguen una distribución normal, permitiendo caracterizarlos mediante la media aritmética; en contraste, para Cd y Mn, cuyas distribuciones no son normales, se empleó la mediana.

De los suelos profundos del estudio, se observó que las poblaciones de los metales As, Cu, Cd, Zn, Mo, Cr, Zr, Ba, Ti y Fe siguen una distribución Normal (exceptuando los valores discordantes), por lo que se utilizó la media aritmética para caracterizar los niveles de fondo. En contraste, para los metales Pb, Co, Hg, Ni, Sr y Mn, cuya distribución es No normal, se empleó la mediana (ver Cuadro 43). Este enfoque metodológico permite establecer con precisión los niveles de fondo en los suelos, distinguiendo las concentraciones naturales de las alteradas por actividades antropogénicas.

Cuadro 43. Niveles de fondo de metales pesados en suelos profundos.

Metal	Distribución	Población de fondo	Media Aritmética	p90	NF (Según distribución)
As	Normal (n=13)	[6-16]	9,9	15,2	10*
Cu	Normal (n=23)	[4-24]	12,5	21,2	13*
Cd	Normal (n=3)	[1-5]	2,7	0,0	3*
Pb	No Normal (n=22)	[11-33]	19,0	0,0	17**
Zn	Normal (n=22)	[28-181]	76,8	137,9	77*
Co	No Normal (n=24)	[2-31]	10,0	15,5	9,5**
Hg	No Normal (n=22)	[0,031-0,287]	0,11	0,2	0,10**
Mo	Normal (n=11)	[2-10]	45,5	92,0	45*
Ni	No Normal (n=23)	[9-68]	31,3	62,8	27**
Cr	Normal (n=20)	[31-73]	52,6	67,8	53*
Sr	No Normal (n=21)	[10-304]	97,5	271,6	84**
Mn	No Normal (n=19)	[100-1800]	500	1500	300**
Zr	Normal (n=22)	[167-520]	332,0	457,6	332*
Ba	Normal (n=23)	[56-551]	274,2	442,6	274*
Ti	Normal (n=22)	[3400-7500]	6000	7000	10000*
Fe	Normal (n=24)	[7500-67500]	40000	59000	40000*

Nota: NF (Nivel de Fondo), valores expresados en ppm, determinados a partir de los parámetros estadísticos descriptivos. (*) media aritmética (Distribución Normal). (**) mediana (Distribución No Normal).

Fuente. Elaboración propia.

Respecto al uso de métodos estadísticos robustos como el análisis de intervalos y pruebas de normalidad, estos nos facilitan la detección de valores atípicos y la elección adecuada de parámetros (media o mediana) según la distribución de cada metal estudiado; de esta forma, con esta investigación se sientan las bases para el diseño de estrategias de manejo y remediación ambiental fundamentadas en la comprensión de los procesos edáficos y la variabilidad intrínseca del suelo del distrito de Luyando. Finalizando, a lo mencionado, la aplicación de este enfoque resalta la importancia de utilizar herramientas estadísticas precisas para diferenciar entre tendencias naturales y alteraciones inducidas por actividades humanas, por lo que este discernimiento es crucial en la mejora de la evaluación de la calidad del suelo, y para orientar intervenciones específicas en la gestión ambiental que respondan de manera efectiva a la contaminación por metales pesados.

4.1.2.1.2.2. Niveles de fondo (NF) por método de cálculo del UCL95.

Se calculó el UCL95 para las concentraciones de metales pesados en suelos superficiales y profundos del área de estudio utilizando el software ProUCL Versión 5.2 (USEPA, 2022). Los valores se obtuvieron considerando la distribución completa de los datos y, de forma contrastada, excluyendo los valores discordantes.

Según el Cuadro 44, en los suelos superficiales los metales As, Pb, Zn, Hg, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Ti presentan UCL95 más ajustados al excluir los valores atípicos, a excepción del Fe. En los suelos profundos, la eliminación de valores discordantes produjo estimaciones ajustadas para As, Pb, Zn, Mo, Ni, Cr, Sr, Zr y Ba. USEPA, (2022) sugiere un UCL95 que más se ajuste para cada uno de los metales pesados evaluados en el suelo en función a la distribución que presenten. Entendiéndose que al realizar el cálculo del UCL95 sin considerar los valores discordantes, se obtienen los valores más ajustados cuya característica de esos valores es ser menores respecto al UCL95 calculado considerando los valores discordantes.

En tanto se concluye que esos valores ajustados muestran lo significativo de su aporte con respecto a los valores anómalos (discordantes) mostrándose así que existe alta variabilidad espacial de estos metales en el suelo para ambos niveles de estudio (superficial y profundo).

Con estos resultados se evidencia que la exclusión de valores discordantes en el cálculo del UCL95 conduce a una determinación más precisa de las concentraciones límite de metales pesados, facilitando la identificación de los niveles de fondo adecuados.

Al comparar ambas metodologías se llega a distinguir las variaciones naturales y posibles focos de contaminación puntual, mejorando así la interpretación de datos críticos para la gestión ambiental. La aplicación de este enfoque resalta la importancia de utilizar herramientas estadísticas precisas para diferenciar entre tendencias naturales y alteraciones inducidas por actividades humanas; por lo que distinguir y entenderlos es crucial para mejorar la evaluación de la calidad del suelo, y poder orientar intervenciones específicas en la gestión ambiental que respondan de manera efectiva a la contaminación por metales pesados los suelos del área en estudio.

Cuadro 44. UCL95 (NF) para metales pesados en suelos de Luyando.

UCL95 de suelos superficiales (0-30 cm).				
Metal	**UCL^{SD}**	**Distribución***	**UCL^{CD}**	**Distribución***
As	9.56**	95% Student's-t UCL	23.2	95% H-UCL
Cu	14.19	95% Student's-t UCL	14.19	95% Student's-t UCL
Cd	3.31	95% Student's-t UCL	3.31	95% Student's-t UCL
Pb	21.81**	95% Student's-t UCL	28.01	95% Adjusted Gamma UCL
Zn	78.86**	95% Student's-t UCL	148.8	95% Student's-t UCL
Co	10.37	95% Student's-t UCL	10.37	95% Student's-t UCL
Hg	0.103**	95% Student's-t UCL	0.129	95% Adjusted Gamma UCL
Mo	5.96	95% Student's-t UCL	5.96	95% Student's-t UCL
Ni	28.1**	95% Student's-t UCL	30.04	95% Student's-t UCL
Cr	53.62**	95% Student's-t UCL	66.38	95% Student's-t UCL
Sr	83.73**	95% Student's-t UCL	281.8	95% H-UCL
Mn	750**	95% Student's-t UCL	1010	95% Adjusted Gamma UCL
Zr	470.3**	95% Student's-t UCL	496.7	95% Student's-t UCL
Ba	238.5**	95% Student's-t UCL	269	95% Student's-t UCL
Ti	6200**	95% Student's-t UCL	6600	95% Student's-t UCL
Fe	36100	95% Student's-t UCL	35400**	95% Student's-t UCL
UCL95 de suelos profundos (>100 cm).				
Metal	**UCL^{SD}**	**Distribución***	**UCL^{CD}**	**Distribución***
As	11.56**	95% Student's-t UCL	25.12	95% Student's-t UCL
Cu	16.62	95% Student's-t UCL	16.62	95% Student's-t UCL
Cd	6.18	95% Student's-t UCL	6.18	95% Student's-t UCL
Pb	21.4**	95% Student's-t UCL	33.86	95% Student's-t UCL
Zn	91.36**	95% Student's-t UCL	167.9	95% H-UCL
Co	12.12	95% Student's-t UCL	12.12	95% Student's-t UCL
Hg	0.172	95% Adjusted Gamma UCL	0.172	95% Adjusted Gamma UCL
Mo	5.02**	95% Student's-t UCL	5.89	95% Student's-t UCL
Ni	37.38**	95% Student's-t UCL	47.65	95% Adjusted Gamma UCL
Cr	56.85**	95% Student's-t UCL	95.98	95% Student's-t UCL
Sr	127.8**	95% Student's-t UCL	356.5	95% H-UCL
Mn	1700	95% H-UCL	1700	95% H-UCL
Zr	367.4**	95% Student's-t UCL	422.8	95% Student's-t UCL
Ba	318.1**	95% Student's-t UCL	342.9	95% Student's-t UCL
Ti	6000	95% Student's-t UCL	6000	95% Student's-t UCL
Fe	44200	95% Student's-t UCL	44200	95% Student's-t UCL

Nota. SD el cálculo del UCL95 se realizó sin valores discordantes. CD indica que el cálculo del UCL95 con valores discordantes. * ProUCL indica la selección del UCL95 más ajustado a la distribución de los datos. ** valor ajustado. UCL95=NF calculado acorde a la metodología; valores expresados en ppm.

Fuente. Elaboración propia.

Fundamentado, en las dos metodologías utilizadas “Estadística descriptiva y por calculo UCL95”, se muestra los niveles de fondo propuestos (Cuadro 45).

Cuadro 45. Niveles de fondo (NF) propuestos para suelos de Luyando.

NF para suelos superficiales (0-30 cm)					
Metal	**Distribución**	**Población de fondo**	**Método Estadístico Descriptivo**		**UCL95***
			Parámetro Estadístico	**Valor***	
As	Normal (n=10)	[5-13]	Media Aritmética	8	10
Cu	Normal (n=23)	[3-22]	Media Aritmética	13	14
Cd	No Normal (n=3)	[2-3]	Mediana	2	3
Pb	Normal (n=23)	[8-43	Media Aritmética	19	22
Zn	Normal (n=22)	[9-149]	Media Aritmética	66	79
Co	Normal (n=23)	[3-16]	Media Aritmética	9	10
Hg	Normal (n=21)	[0,035-0,184]	Media Aritmética	0,1	0.1
Mo	Normal (n=8)	[2-9]	Media Aritmética	4	6
Ni	Normal (n=22)	[8-46]	Media Aritmética	25	28
Cr	Normal (n=19)	[32-72]	Media Aritmética	50	54
Sr	Normal (n=20)	[12-181]	Media Aritmética	67	84
Mn	No Normal (n=22)	[100-1500]	Mediana	400	800
Zr	Normal (n=23)	[139-662]	Media Aritmética	422	470
Ba	Normal (n=23)	[33-391]	Media Aritmética	205	239
Ti	Normal (n=23)	[2800-7200]	Media Aritmética	6000	6000
Fe	Normal (n=22)	[18100-48700]	Media Aritmética	31800	40000
NF para suelos profundos (>100cm)					
As	Normal (n=13)	[6-16]	Media Aritmética	10	12
Cu	Normal (n=23)	[4-24]	Media Aritmética	13	17
Cd	Normal (n=3)	[1-5]	Media Aritmética	3	6
Pb	No Normal (n=22)	[11-33]	Mediana	17	21
Zn	Normal (n=22)	[28-181]	Media Aritmética	77	91
Co	No Normal (n=24)	[2-31]	Mediana	10	12
Hg	No Normal (n=22)	[0,031-0,287]	Mediana	0,10	0,17
Mo	Normal (n=11)	[2-10]	Media Aritmética	4.5	5.0
Ni	No Normal (n=23)	[9-68]	Mediana	27	37
Cr	Normal (n=20)	[31-73]	Media Aritmética	53	57
Sr	No Normal (n=21)	[10-304]	Mediana	84	128
Mn	No Normal (n=19)	[100-1800]	Mediana	300	1700
Zr	Normal (n=22)	[167-520]	Media Aritmética	332	367
Ba	Normal (n=23)	[56-551]	Media Aritmética	274	318
Ti	Normal (n=22)	[3400-7500]	Media Aritmética	10000	10000
Fe	Normal (n=24)	[7500-67500]	Media Aritmética	40000	40000

Nota: *valores expresados en ppm.

Fuente. Elaboración propia.

El principal aporte de esta parte de la investigación es la validación de una metodología estadística robusta para el cálculo del UCL95, que optimiza la estimación de niveles de fondo en suelos contaminados y sirve de base para la formulación de estrategias de manejo y remediación ambiental para el distrito de Luyando.

4.1.2.2. Determinación de valores de referencia (VR) de metales pesados por métodos estadísticos descriptivos.

En esta etapa de la investigación, se emplearon métodos estadísticos descriptivos para el establecimiento de los valores de referencia (VR) a partir de los niveles de fondo calculados anteriormente. Los VR referidos se calculan sumando a la media (X) un número "n" de desviaciones estándar (usualmente 2 o 3), en función de si la distribución de la población de fondo es normal, log-normal o no normal, tal como sugieren IHOBE (1998); Pérez (2000); Mico (2005); Saldaña (2020) y Quiroz (2025). En una distribución normal, el 95% de la población se incluiría en el intervalo X±2DE (BOE, 2005), mientras que el 99.7% se localizaría en el intervalo X±3DE (Saldaña, 2020; Miller y Miller, 1993); y en algunas comunidades autónomas españolas como la Junta de Andalucía se utiliza el percentil 95 o la media geométrica según corresponda (Quiroz, 2025). Por otro lado, en caso de que la distribución no sea normal, se utilizó una fórmula estadística basada en los intercuartiles en la comunidad de Madrid (De Miguel et al., 2002). En el Cuadro 46, se muestran los valores de referencia "VR" de los metales pesados en suelos superficiales y profundos del distrito de Luyando, obtenidos a través de métodos estadísticos descriptivos (Quiroz, 2025), y al mismo tiempo se muestra que los valores de referencia se calcularon como X+2DE y X+3DE, donde en los suelos superficiales X representa la media aritmética para la mayoría de los metales, salvo Cd y Mn (mediana), y en suelos profundos se aplicó lo mismo para la mayoría, exceptuando Pb, Co, Hg, Ni, Sr y Mn, dada su distribución no normal. Siguiendo el método de la Junta de Andalucía (1999, 2003), se estableció el valor de referencia a partir del percentil p95, sin encontrar datos para p99, y se utilizó, cuando corresponde, la fórmula intercuartil (VR = (Q3 – Q1) * 1.5) según De Miguel et al., (2002). Se constata que la mayoría de las poblaciones de metales en suelos superficiales presentan distribución normal, mientras que ciertos metales como Cd y Mn en suelos superficiales; y los metales Pb, Co, Hg, Ni, Sr y Mn en suelos profundos se ajustan a distribuciones no normales.

Cuadro 46. Valores de referencia (VR) de metales pesados para suelos superficiales y profundos del distrito de Luyando obtenidos por métodos estadísticos descriptivos.

VR para suelos superficiales (0-30 cm)					
Metal	**X+2DE**	**X+3DE**	**p95**	**p99**	**VR=[(3°I-1°I)*1.5]**
As	13	16	-	NV	NA
Cu	22	27	22	NV	NA
Cd	3	4	0	NV	NA*
Pb	36	45	41	NV	NA
Zn	134	169	147	NV	NA
Co	17	21	16	NV	NA
Hg	0,15	0,19	0,18	NV	NA
Mo	9	12	-	NV	NA
Ni	44	54	45	NV	NA
Cr	68	77	-	NV	NA
Sr	156	200	179	NV	NA
Mn	1300	1800	1500	NV	900
Zr	690	824	657	NV	NA
Ba	392	485	383	NV	NA
Ti	8000	9200	7200	NV	NA
Fe	50000	60000	50000	NV	NA
VR para suelos profundos (>100cm)					
Metal	**X+2DE**	**X+3DE**	**p95**	**p99**	**VR=[(3°I-1°I)*1.5]**
As	17	20	-	NV	NA
Cu	24	29	24	NV	NA
Cd	7	9	-	NV	NA
Pb	30	37	33	NV	9
Zn	156	196	176	NV	NA
Co	21	27	27	NV	9
Hg	0,25	0,32	-	NV	0,13
Mo	50	53	-	NV	NA
Ni	61	78	67	NV	35
Cr	75	86	73	NV	NA
Sr	245	326	304	NV	134
Mn	1300	1800	-	NV	1100
Zr	497	580	514	NV	NA
Ba	519	642	529	NV	NA
Ti	7600	8600	7500	NV	NA
Fe	70000	80000	70000	NV	NA

Nota: NV: no existe valor estadístico. NA: no aplica; (VR= [(3°I-1°I) *1.5], I es el intercuartil correspondiente.

Fuente. Elaboración propia.

4.1.2.3. Determinación de valores de referencia (VR) de metales pesados para suelos agrícolas y de bosque, utilizando el método de Ecuaciones Lineales.

Este apartado presenta el análisis estadístico de las concentraciones totales de metales pesados en los suelos del distrito de Luyando, utilizando datos obtenidos mediante digestión en horno microondas en el laboratorio del INGEMMET. Además, se evaluaron las características fisicoquímicas que afectan el cálculo de los valores de referencia, los cuales se determinaron de forma diferenciada para suelos agrícolas y de bosque natural a través del método de ecuaciones lineales. Se exponen los resultados del estudio de elementos como As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe en 48 muestras, correspondientes a 24 muestras de suelos agrícolas y 24 de bosque natural, según el mapa geológico del distrito.

4.1.2.3.1. Determinación de valores de referencia (VR) de metales pesados para los suelos agrícolas del distrito de Luyando.

Para lograr el objetivo en este acápite se han realizado los estudios estadísticos correspondientes para llegar a determinar los niveles de referencia como producto final de esta etapa de la investigación, como sigue.

4.1.2.3.1.1. Análisis de los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas.

El análisis diferencia los parámetros estadísticos que caracterizan los contenidos totales de los metales pesados estudiados en suelos agrícolas para 2 niveles de estudio superficial y profundo. Los valores de los contenidos totales de los metales en estudio para los suelos agrícolas se observan en el Cuadro 47.

A. Valores discordantes de metales pesados en suelos agrícolas.

Los valores discordantes se identificaron, a través del método de diagrama de cajas y bigotes (boxplot); detallado en el acápite 4.1.2.1.

Para los metales Arsénico (Figura 77.a); Cobre (Figura 77.b); Cadmio (Figura 77.c); Cobalto (Figura 77.f) y Molibdeno (Figura 77.h) no se identificó valores discordantes.

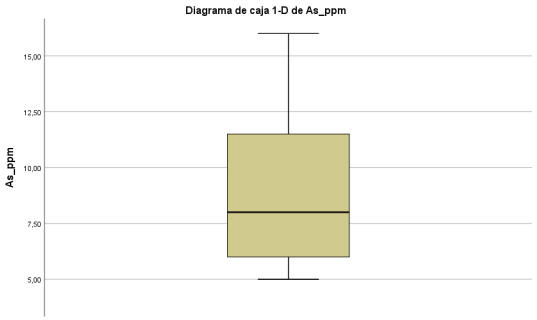


Figura 77.a). Arsénico (ppm)

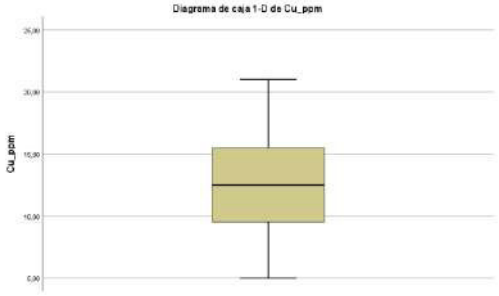


Figura 77.b). Cobre (ppm)



Figura 77.c). Cadmio (ppm)

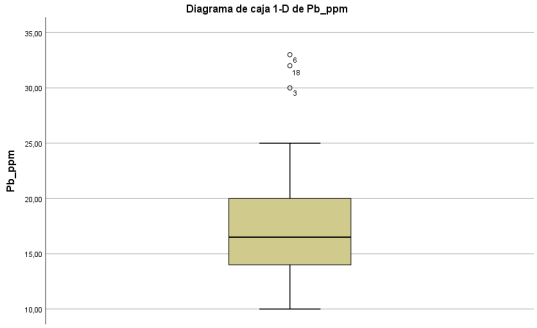


Figura 77.d). Plomo (ppm)

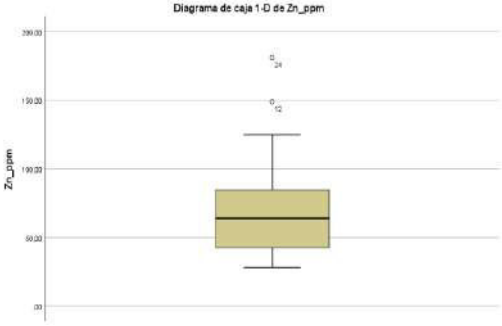


Figura 77.e). Zinc (ppm)

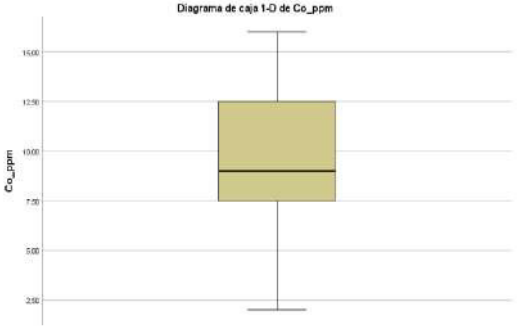


Figura 77.f). Cobalto (ppm)

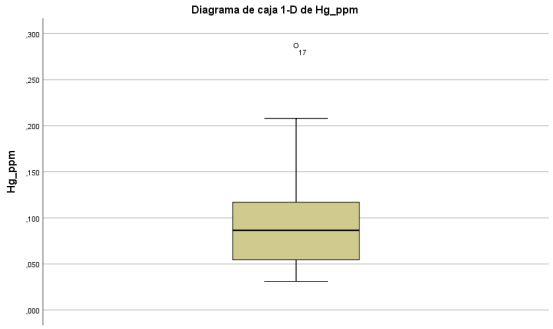


Figura 77.g). Mercurio (ppm)

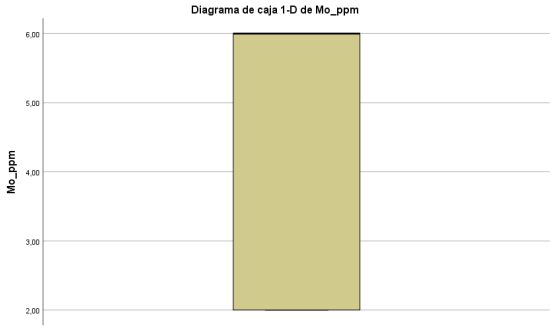


Figura 77.h). Molibdeno (ppm)

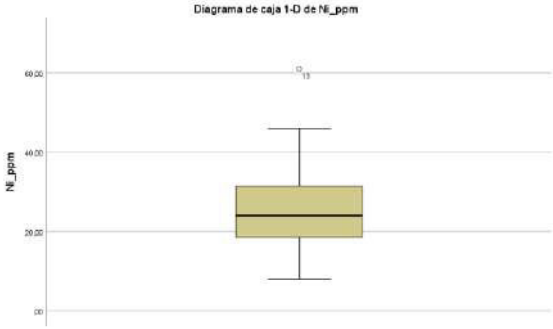


Figura 77.i). Niquel (ppm)

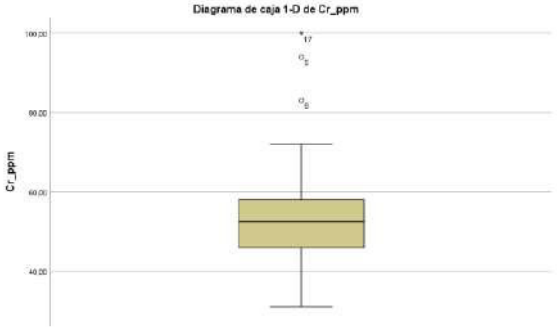


Figura 77.j). Cromo (ppm)

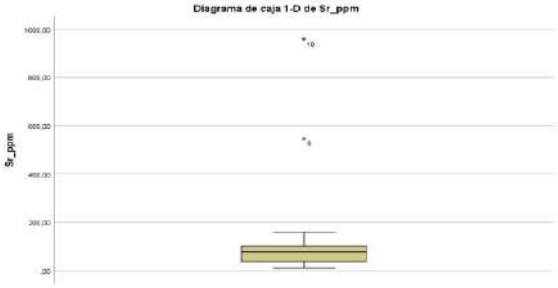


Figura 77.k). Estroncio (ppm)

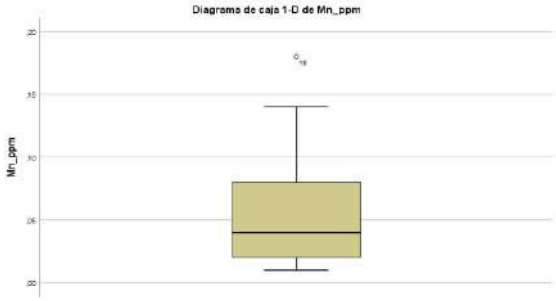


Figura 77.l). Manganeso (ppm)

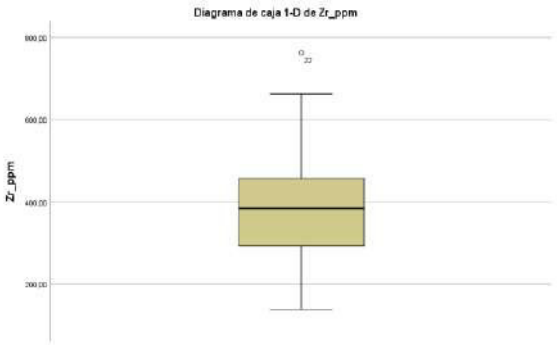


Figura 77.m). Zirconio (ppm)

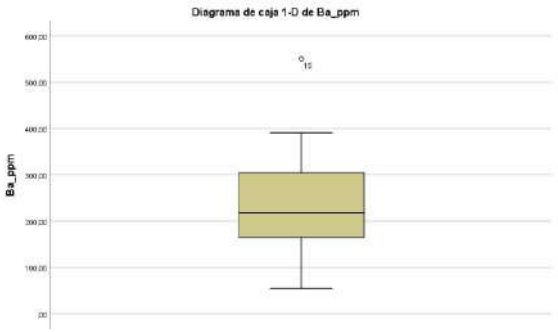


Figura 77.n). Bario (ppm)

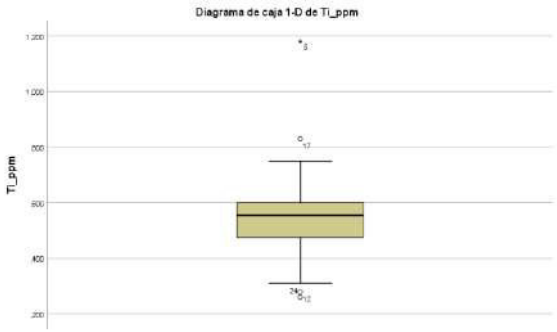


Figura 77.o). Titanio (ppm)

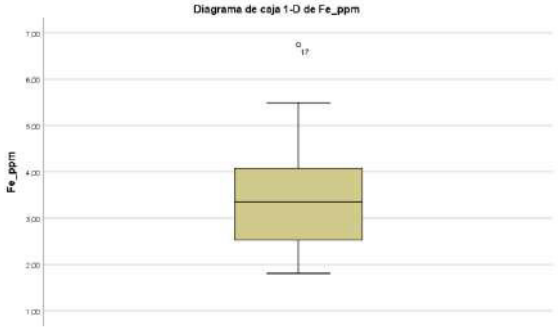


Figura 77.p). Hierro (ppm)

Figura 77. Diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en suelos agrícolas.

Cuadro 47. Contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas.

Muestras	Concentraciones totales (ppm)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
P030-H/SAM1	-	13	-	16	62	10	0,092	-	28	52	145	400	378	391	5200	36300
P030-B/SAM1	-	11	-	25	89	16	0,063	-	23	53	38	1200	384	188	6200	36900
P030-MP/SAM1	6	14	-	30*	61	11	0,068	-	16	52	93	1100	437	350	6000	34600
P030-SMT/SAM1	7	12	-	25	46	15	0,085	-	20	46	12	800	638	179	7200	26300
P030-ASJT/SAM1	-	12	-	10	33	8	0,184	2	37	94*	37	200	497	178	11800*	54900
P030-SG/SAM1	11	21	2	33*	125	8	0,104	6	46	57	546*	1400	236	124	3100	18100
P030-MA/SAM1	-	15	-	11	55	9	0,035	-	17	36	108	400	535	203	4900	30100
P030-3EQ/SAM1	-	6	-	15	47	7	0,088	-	34	83*	24	100	430	322	4600	28900
P030-STR/SAM1	-	12	-	10	72	13	0,069	-	24	46	49	500	360	154	6000	36000
P030-GYO/SAM1	5	7	-	16	35	3	0,116	-	8	32	32	100	662	55	5800	18500
P030-IK/SAM1	-	17	-	20	75	11	0,051	-	24	49	71	700	415	264	5400	32900
P030-MPR/SAM1	13	16	-	14	149*	3	0,096	6	29	72	85	400	139	88	2800*	20900
P100-H/SAM2	-	6	-	20	72	10	0,118	-	61*	56	121	100	385	342	5900	46400
P100-B/SAM2	-	12	-	17	71	14	0,031	-	23	49	51	900	363	239	5900	36100
P100-MP/SAM2	6	14	-	16	66	9	0,049	-	20	68	84	200	217	551*	5900	48300
P100-SMT/SAM2	11	8	-	20	28	14	0,1	-	27	58	10	200	294	218	5400	50300
P100-ASJT/SAM2	9	14	-	14	39	8	0,287*	2	43	100*	43	100	355	267	8300*	67500*
P100-SG/SAM2	12	20	2	32*	119	8	0,12	6	45	55	959*	1800*	291	137	3400	20300
P100-MA/SAM2	-	17	-	12	56	9	0,032	-	15	31	96	500	478	176	4300	29900
P100-3EQ/SAM2	-	5	-	14	37	6	0,135	-	17	44	26	100	402	288	4900	33500
P100-STR/SAM2	6	12	-	20	95	13	0,077	2	29	54	90	300	292	219	5600	44600
P100-GYO/SAM2	6	6	-	19	35	4	0,208	-	10	35	41	-	762*	56	7500	21300
P100-IK/SAM2	-	18	-	15	80	12	0,058	-	23	46	96	800	410	372	5500	33500
P100-MPR/SAM2	16	15	-	20	181*	2	0,048	6	29	58	158	-	167	221	2600*	24400

Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); P100 (profundidad de muestreo mayor a 100 cm); SAM1 (muestra superficial); SAM2 (muestra profunda), (*) indica valor discordante.

Fuente. Elaboración propia.

Del análisis se identificaron valores atípicos en metales pesados, al exceder 1.5 veces el percentil 75. Específicamente, se observó un valor anómalo para mercurio (Figura 77.g), níquel (Figura 77.i), manganeso (Figura 77.l), zirconio (Figura 77.m), bario (Figura 77.n) y para hierro (Figura 77.p), correspondientes respectivamente a las muestras P100-ASJT/SAM2, P100-H/SAM2, P100-SG/SBM2, P100-GYO/SBM2, P100-MP/SAM2 y P100-ASJT/SAM2. Se identificaron más de dos valores atípicos para Zinc (Figura 77.e), en las muestras P030-MPR/SAM1 y P100-MPR/SAM2, tres anomalías para Plomo (Figura 77.d), en muestras P030-MP/SAM1, y P030-SG/SAM1 y P100-SG/SBM2. Además, se identificaron tres valores anómalos para Cromo (Figura 77.j), en P030-ASJT/SAM1, P030-3EQ/SAM1 y P100-ASJT/SAM2. Como también, se encontraron dos valores discordantes extremos para Estroncio (Figura 77.k) en P030-SG/SAM1 y P100-SG/SAM2, y para Titanio (Figura 77.o) se detectaron tres valores anómalos en P100-ASJT/SAM2, P030-MPR/SAM1 y P100-MPR/SAM2, junto con un valor discordante extremo en P030-ASJT/SAM1.

El análisis realizado evidencia una notable variabilidad espacial en la distribución de metales pesados en los suelos agrícolas del distrito de Luyando. Destacando la heterogeneidad de las concentraciones de metales en diferentes estratos y comunidades, indicando la existencia de posibles focos de contaminación; como también la eficacia del uso de diagramas de caja y bigotes para identificar anomalías, esencial para definir áreas críticas y diferenciar entre variaciones naturales y antrópicas (agrícolas). Así, este estudio no solo resalta la variabilidad espacial, sino que también proporciona una base para desarrollar estrategias de monitoreo y remediación ambiental rigurosas, cruciales para el contexto agrícola del distrito.

B. Análisis de normalidad de las poblaciones de los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas.

Se ha realizado la evaluación del tipo de distribución de las poblaciones de contenidos de metales pesados en los suelos agrícolas, a través de la prueba de Shapiro-Wilkinson ($n<50$); resultados que se muestran en el Cuadro 51; se observa que no todos los grupos de metales siguen una distribución normal, siendo los metales Cd, Mo y Ti los que no logran la normalidad al realizarse la transformación logarítmica.

Cuadro 48. Prueba de normalidad de los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas.

			Test Shapiro-Wilkinson			
Metal	**Asimetría**	**Curtosis**	**Estadístico**	**gl**	**Sig.**	**Distribución**
As	0,716	-0,763	0,811	24	0,000	No Normal
Cu	-0,111	-0,665	0,953	24	0,311	Normal
Cd	3,220	9,124	0,316	24	0,000	No Normal
Pb	-0,903	0,644	0,894	24	0,016	No Normal
Zn	0,217	0,261	0,971	24	0,687	Normal
Co	-0,211	-0,601	0,966	24	0,569	Normal
Hg	0,842	1,104	0,951	24	0,280	Normal
Mo	1,609	0,987	0,580	24	0,000	No Normal
Ni	0,119	0,124	0,973	24	0,735	Normal
Cr	-1,285	1,239	0,842	24	0,002	No Normal
Sr	0,465	-0,582	0,950	24	0,271	Normal
Mn	0,941	-0,069	0,885	24	0,010	No Normal
Zr	-0,263	0,764	0,973	24	0,736	Normal
Ba	-0,085	-0,495	0,980	24	0,892	Normal
Ti	-1,217	0,400	0,804	24	0,000	No Normal
Fe	-0,329	0,775	0,967	24	0,603	Normal
Log As	0,262	-1,474	0,903	12	0,173	Normal
Log Cd	0,000	0,000	0,000	0	0,000	No Normal
Log Pb	-0,222	-0,518	0,950	21	0,335	Normal
Log Mo	-0,374	-2,800	0,664	7	0,001	No Normal
Log Cr	-0,583	0,008	0,936	21	0,184	Normal
Log Mn	-0,153	-1,320	0,910	21	0,055	Normal
Log Ti	-1,083	1,605	0,902	20	0,044	No Normal

Nota: gl, grados de libertad; Sig., Significación.
Fuente. Elaboración propia.

4.1.2.3.1.2. Relaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas.

Se analizaron las relaciones entre metales pesados mediante coeficientes de correlación para discernir su procedencia. Se aplicó el coeficiente de Pearson a aquellos metales con distribución normal (As, Cu, Pb, Zn, Co, Hg, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Fe, tras excluir valores atípicos) y el coeficiente de Spearman a los metales con distribución no normal (Cd, Mo y Ti). El Cuadro 49 presenta los resultados obtenidos, aplicando métodos estadísticos acordes a las características de cada población de datos, lo que optimiza el rigor en la interpretación de las correlaciones en suelos agrícolas. Se evidenció (Cuadro 49) que determinados metales pesados presentan asociaciones

estadísticamente significativas (P<0,01), tanto en correlaciones positivas considerables en los pares Ni-Mo (r=0,742) y Mn-Zn (r=0,726); como también asociaciones positivas de intensidad moderada de los pares Ni-Cu (r=0,533); Mo-As (r=0,662); Mo-Cd (r=0,545); Mn-Cu (r=0,633); Mn-Cd (r=0,693) y Fe-Ti(r=0,616).

Además, el Cadmio presenta múltiples correlaciones moderadas (tanto positivas como negativas) con seis elementos siendo los pares Cd–As (r=0,408); Cd–Cu (r=0,482); Pb-Cd (r=-0,461); Zn-Cd (r=0,479); Ni-Cd (r=0,480) y Fe-Cd (r=-0,414). Otros pares presentan valores moderados Pb-Cu (r=-0,489); Zn-Cu (r=0,414); Co-Zn (r=0,501); Hg-Cu (r=-0,428); Mo-Cu (r=0,468); Mo-Co (r=-0,446); Ni-As (r=0,412); Sr-Pb (r=-0,479); Mn–Pb (r=-0,483); Mn–Co (r=0,413); Zr–As (r=-0,501); Zr–Mo (r=-0,505); Ti-Cu (r=-0,439) dichas correlaciones, fundamentadas en significación estadística (P<0,01 y P<0,05), sugieren competencia entre metales por sitios de intercambio en los coloides del suelo (Saldaña, 2020).

Así, elementos con alta afinidad (Mn, Zn, Pb, Fe, Ti) se adsorben preferentemente a dichos coloides, mientras que aquellos con menor afinidad (Cd, Cu, Hg, Zr) se mantienen en formas más móviles.

En los suelos agrícolas estudiados, se registran correlaciones predominantes de intensidad moderada para la mayoría de los metales (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Cr, Mo, Ni, Sr, Mn, Zr, Ti, Ba y Fe), lo que indica una doble procedencia: origen lítico natural y aportes antrópicos (por agroquímicos y fertilizantes). Específicamente, fertilizantes fosfatados pueden ser la fuente del Cd y Zn (Adriano, 2001; Kabata-Pendias, 2001), mientras que pesticidas y la incineración contribuyen a la presencia de As, Cu, Cr, Pb, Mn y Zn.

Asimismo, se identificaron parcelas donde la influencia litogénica (afloramiento lítico) se asocia con elevadas concentraciones de ciertos metales, como en el caso de la muestra P100-ASJT/SAM2 (con Hg, Cr, Sr, Zr, Ba y Fe), y otras muestras presentaron altos contenidos específicos de diversos elementos; como P030-MP/SAM1 (Pb, Zn, Cr,, Sr, Zr y Ba); P030-ASJT/SAM1 (Cr, Zr, Ba y Ti); P030-SG/SAM1 (Pb, Zn, Sr, Zr y Ba); P030-3EQ/SAM1 (Cr, Zr y Ba); P030-MPR/SAM1 (Zn, Ni, Cr, Ti), P100-H/SAM2 (Pb, Zn, Co, Hg, Ni, Cr, Sr, Zr, Ba, Ti y Fe), P100-MP/SAM2 (Ba, As, Cu, Pb, Zn, Ti, Fe), P100-ASJT/SAM2 (Hg, Cr, Ti, Fe, Zr, Ba,); P100-SG/SAM2 (Pb, Sr, Mn, y Zn); P100-GYO/SAM2 (Zr); P100-IK/SAM2 (Zn, Zr y Ba); P100-MPR/SAM2 (Zn, Sr, Zr, Ba y Ti)

Cuadro 49. Análisis correlacional de las concentraciones de metales pesados en suelos agrícolas.

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
As	r	1															
	p																
Cu	r	0,305 [a]	1														
	p	0,148															
Cd	r	0,408* [b]	0,482* [b]	1,000													
	p	0,048	0,017														
Pb	r	-0,166 [a]	-0,489* [a]	-0,461*	1												
	p	0,437	0,015	0,023													
Zn	r	-0,212 [a]	0,414* [a]	0,479* [b]	-0,359 [a]	1											
	p	0,321	0,044	0,018	0,085												
Co	r	-0,388 [a]	0,061 [a]	-0,175 [b]	0,224 [a]	0,501* [a]	1										
	p	0,061	0,777	0,414	0,292	0,013											
Hg	r	0,029 [a]	-0,428* [a]	0,305 [b]	-0,077 [a]	-0,108 [a]	-0,332 [a]	1									
	p	0,893	0,037	0,147	0,722	0,617	0,113										
Mo	r	0,662** [b]	0,468* [b]	0,545** [b]	-0,295 [b]	-0,038 [b]	-0,446* [b]	0,131 [b]	1,000								
	p	0,000	0,021	0,006	0,161	0,860	0,029	0,543									
Ni	r	0,412* [a]	0,533** [a]	0,480* [b]	-0,403 [a]	0,240 [a]	-0,016 [a]	-0,111 [a]	0,742** [b]	1							
	p	0,045	0,007	0,018	0,051	0,258	0,941	0,605	0,000								
Cr	r	0,343 [a]	0,264 [a]	0,284 [b]	0,062 [a]	0,207 [a]	0,157 [a]	-0,086 [a]	0,313 [b]	-0,191 [a]	1						
	p	0,101	0,212	0,179	0,773	0,332	0,463	0,688	0,136	0,372							
Sr	r	-0,107 [a]	0,142 [a]	-0,479* [b]	0,180 [a]	-0,227 [a]	-0,145 [a]	-0,341 [a]	-0,119 [b]	-0,343 [a]	0,263 [a]	1					
	p	0,618	0,509	0,018	0,401	0,285	0,498	0,103	0,579	0,101	0,215						
Mn	r	0,098	0,633** [a]	0,693** [b]	-0,483* [a]	0,726** [a]	0,413* [a]	-0,139 [a]	0,294 [b]	0,369 [a]	0,327 [a]	-0,320 [a]	1				
	p	0,650	0,001	0,000	0,017	0,000	0,045	0,518	0,163	0,076	0,119	0,127					
Zr	r	-0,501* [a]	-0,104 [a]	-0,305 [b]	0,032 [a]	0,051 [a]	0,309 [a]	-0,201 [a]	-0,505* [b]	-0,220 [a]	-0,389 [a]	-0,113 [a]	0,174 [a]	1			
	p	0,013	0,628	0,147	0,881	0,812	0,142	0,345	0,012	0,302	0,060	0,601	0,415				
Ba	r	-0,392 [a]	-0,086 [a]	-0,305 [b]	0,039 [a]	0,073 [a]	0,310 [a]	-0,235 [a]	-0,256 [b]	-0,016 [a]	-0,166 [a]	0,357 [a]	0,137 [a]	0,276 [a]	1		
	p	0,058	0,691	0,147	0,858	0,735	0,140	0,269	0,228	0,939	0,437	0,087	0,522	0,192			
Ti	r	-0,236 [b]	-0,439* [b]	-0,393 [b]	0,203 [b]	-0,014 [b]	0,400 [b]	0,014 [b]	-0,343 [b]	-0,273 [b]	-0,370 [b]	-0,114 [b]	-0,069 [b]	0,216 [b]	-0,007 [b]	1	
	p	0,267	0,032	0,058	0,342	0,948	0,053	0,947	0,101	0,197	0,075	0,595	0,750	0,312	0,974		
Fe	r	-0,204 [a]	-0,186 [a]	-0,383 [b]	0,195 [a]	-0,068 [a]	0,374 [a]	-0,228 [a]	-0,312 [b]	0,115 [a]	-0,317 [a]	0,079 [a]	-0,339 [a]	0,071 [a]	0,282 [a]	,616** [b]	1
	p	0,340	0,384	0,065	0,360	0,753	0,072	0,283	0,138	0,593	0,131	0,712	0,106	0,741	0,181	0,001	

Nota. *La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación. (a) Coeficiente de Pearson. (b) Coeficiente de Spearman.

Fuente. Elaboración propia.

A. Análisis factorial de los contenidos de metales pesados.

El Cuadro 50 resume un análisis factorial de los metales pesados en suelos agrícolas. Las variables que presentan los coeficientes de carga más elevados se destacan en negrita, evidenciando aquellos factores que más contribuyen al comportamiento de los suelos estudiados. Del análisis de componentes principales (ACP) deja ver que cinco factores explican el 78.5% de la varianza total en los suelos agrícolas. El primer componente explica el 28.9% de la varianza y agrupa a Mo, Cd, As, Ni y Cu, sugiriendo un origen mixto (natural y antropogénico), lo cual concuerda con estudios previos (Mico, 2005). Además, se observó que la movilidad de los metales sigue el orden Zn > Cd > Hg > As > Pb, confirmando tendencias reportadas por Wanjala et al., (2020) y Ni et al., (2018). El segundo componente (19.2%) se compone principalmente de Cu, Zn, Mn, Co y Zr, con menor aporte de Cd y Ti; el tercer componente (12.1%) se caracteriza por elevados valores de Sr, juntamente con Fe, Ti y Hg en menor proporción; el cuarto (11.6%) destaca a Cr, acompañado de Ti y Fe en menor intensidad; y el quinto (6.8%) se fundamenta en Fe, con cargas adicionales menores de Sr, Hg y Ba.

Cuadro 50. Análisis de componentes principales de metales en suelos agrícolas.

Variable	Componentes principales				
	1	2	3	4	5
Mo_ppm	**0,930**	-0,108	0,142	0,090	0,089
Cd_ppm	**0,764**	0,424	-0,349	0,098	0,126
As_ppm	**0,751**	-0,271	0,134	0,293	-0,249
Ni_ppm	**0,731**	0,216	-0,041	-0,352	0,060
Ti_ppm	-0,656	0,374	-0,289	**0,419**	-0,148
Cu_ppm	**0,634**	**0,516**	0,400	-0,077	-0,013
Pb_ppm	-0,581	-0,308	0,200	0,223	-0,368
Fe_ppm	-0,526	0,145	-0,001	**0,324**	**0,519**
Zn_ppm	0,141	**0,851**	-0,223	0,117	0,162
Mn_ppm	-0,004	**0,785**	0,130	0,049	-0,202
Co_ppm	-0,451	**0,739**	0,031	0,062	-0,109
Sr_ppm	-0,210	-0,177	**0,825**	0,089	**0,339**
Hg_ppm	0,040	-0,363	-0,691	0,287	**0,403**
Cr_ppm	0,134	0,250	**0,354**	**0,830**	-0,002
Zr_ppm	-0,461	0,263	-0,130	-0,557	-0,154
Ba_ppm	-0,359	0,227	**0,346**	-0,427	**0,431**
Autovalor	4,621	3,066	1,933	1,856	11,599
Varianza explicada	28,9	19,2	12,1	11,6	6,8

Fuente. Elaboración propia.

B. Análisis clúster de los contenidos de metales pesados.

La Figura 78 muestra el dendograma resultante del análisis clúster de los metales en suelos agrícolas, identificándose cuatro grupos. El primer clúster reúne As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Mn, Ti y Fe, asociados principalmente a un origen litogénico. Por otro lado, Sr, Zr y Ba se configuran en clústeres individuales, aunque podrían integrarse al primer grupo, constituyendo un posible factor antropogénico, derivado del aporte agroquímico y fertilizante en áreas agrícolas con cultivos de plátano, café, cacao, cítricos. Estos hallazgos respaldan en el análisis factorial previo.

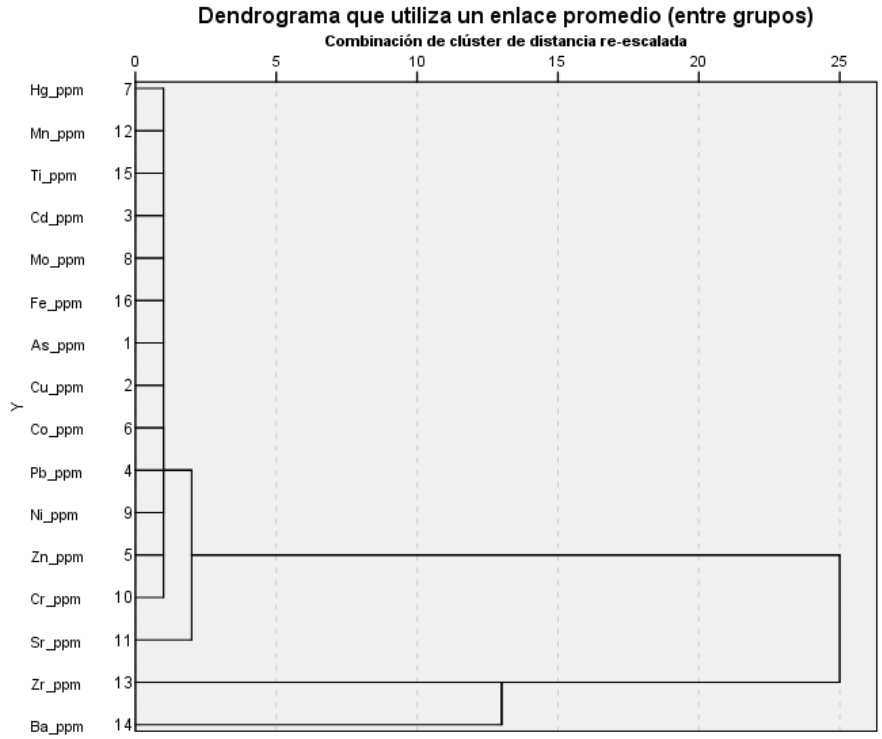


Figura 78. Análisis clúster de contenidos de metales pesados en suelos agrícolas.

4.1.2.3.1.3. Niveles de fondo (NF) para suelos agrícolas.

A. NF por métodos estadísticos descriptivos.

En el Cuadro 51 se muestra los parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas tras excluir valores atípicos. Se identifican zonas de contaminación puntual, atribuibles a acciones antrópicas principalmente debidas a malas prácticas agrícolas, además el aumento de metales se puede estar dando por aporte de otras actividades (urbanización, transporte e industria).

Cuadro 51. Estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas.

Parámetro	*As	*Cu	Cd	*Pb	*Zn	Co	*Hg	Mo	*Ni	*Cr	*Sr	*Mn	*Zr	*Ba	*Ti	*Fe
N	12	24	2	21	22	24	23	7	23	21	22	21	23	23	20	23
Media	9,0	12,6	2,0	16,6	63,5	9,3	0,1	4,3	25,5	50,0	68,6	500,0	381,1	218,7	5435,0	33173,9
D.E	3,5	4,5	0,0	4,3	26,7	3,9	0,0	2,1	10,3	10,7	42,0	398,8	130,9	95,9	1066,9	10454,9
Mínimo	5,0	5,0	2,0	10,0	28,0	2,0	0,0	2,0	8,0	31,0	10,0	100,0	139,0	55,0	3100,0	18100,0
Máximo	16,0	21,0	2,0	25,0	125,0	16,0	0,2	6,0	46,0	72,0	158,0	1400,0	662,0	391,0	7500,0	54900,0

Distribución normal, los valores expresados en ppm.

Fuente. Elaboración propia.

Mediante un tratamiento estadístico se eliminaron dichos valores discordantes para establecer los niveles de fondo, mostrados en el Cuadro 52, reconociendo que cualquier valor extremo podría señalar contaminación localizada. Las concentraciones totales de los metales pesados siguen la secuencia de mayor a menor respecto a la media de cada metal (Cuadro 51):

Fe>Ti>Mn>Zr>Ba>Sr>Zn>Cr>Ni>Pb>Cu>Co>As>Mo>Cd>Hg. En el caso de los suelos extraídos de zonas agrícolas, la mayor parte de los metales (As, Cu, Pb, Zn, Co, Hg, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Fe) presentaron una distribución normal tras excluir valores atípicos, lo que justifica el uso de la media aritmética para definir el nivel de fondo. En contraste, para los metales Cd, Mo y Ti, cuya distribución no fue normal, se empleó la mediana (ver Cuadro 48).

Cuadro 52. Niveles de fondo (NF) de metales pesados en suelos agrícolas.

Metal	Distribución	Población de fondo	Media Aritmética	p90	NF (Según distribución)
As	Normal (n=12)	[5-16]	9,0	15,1	9*
Cu	Normal (n=24)	[5-21]	12,6	19,0	13*
Cd	No Normal (n=2)	[2-2]	2,0	2,0	2**
Pb	Normal (n=21)	[10-25]	16,6	24,0	17*
Zn	Normal (n=22)	[28-125]	63,5	111,8	64*
Co	Normal (n=24)	[2-16]	9,3	14,5	9*
Hg	Normal (n=23)	[0,031-0,208]	0,1	0,2	0,1*
Mo	No Normal (n=7)	[2-6]	4,3	0,0	6**
Ni	Normal (n=23)	[8-46]	25,5	44,2	26*
Cr	Normal (n=21)	[31-72]	50,0	66,0	50*
Sr	Normal (n=22)	[10-158]	68,6	137,8	69*
Mn	Normal (n=21)	[100-1400]	1000	1000	1000*
Zr	Normal (n=23)	[139-662]	381,1	596,8	381*
Ba	Normal (n=23)	[55-391]	218,7	363,2	219*
Ti	No Normal (n=20)	[3100-7500]	5000	7000	5500**
Fe	Normal (n=23)	[18100-54900]	33000	50000	30000*

Nota: NF expresados en ppm, determinados a partir de los parámetros estadísticos descriptivos. (*) media aritmética (Distribución Normal). (**) mediana (Distribución No Normal).
Fuente. Elaboración propia.

B. NF por método de cálculo del UCL95.

Los resultados del cálculo del UCL95 conocido como nivel de fondo para suelos agrícolas, se muestran en el Cuadro 53. Se aplicó el método UCL95 en función de la distribución de cada variable, considerando tanto el conjunto completo de concentraciones como el conjunto depurado de valores discordantes.

Se observó que, al excluir los valores atípicos, los niveles de fondo para metales como As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe se ajustaron significativamente, siendo inferiores que aquellos calculados con los valores atípicos, salvo en el caso de Hg. Finalmente, el Cuadro 54 muestra los niveles de fondo propuestos para los suelos agrícolas del distrito de Luyando, determinados a partir de los métodos de estadística descriptiva y los cálculos UCL95.

Cuadro 53. UCL95 (NF) para metales pesados en suelos agrícolas de Luyando.

UCL95 para suelos agrícolas				
Metal	**UCL^{SD}**	**Distribución***	**UCL^{CD}**	**Distribución***
As	10.84	95% Student's-t UCL	10.84	95% Student's-t UCL
Cu	14.2	95% Student's-t UCL	14.2	95% Student's-t UCL
Cd	0	95% Student's-t UCL	0	95% Student's-t UCL
Pb	18.24**	95% Student's-t UCL	20.77	95% Adjusted Gamma UCL
Zn	73.33**	95% Student's-t UCL	85.52	95% Student's-t UCL
Co	10.65	95% Student's-t UCL	10.65	95% Student's-t UCL
Hg	0.563	95% Student's-t UCL	0.117**	95% Adjusted Gamma UCL
Mo	5.856	95% Student's-t UCL	5.856	95% Student's-t UCL
Ni	29.21**	95% Student's-t UCL	31.34	95% Student's-t UCL
Cr	53.96**	95% Student's-t UCL	61.41	95% Student's-t UCL
Sr	84.04**	95% Student's-t UCL	200.1	95% H-UCL
Mn	650**	95% Student's-t UCL	734	95% Adjusted Gamma UCL
Zr	428**	95% Student's-t UCL	449.4	95% Student's-t UCL
Ba	253.1**	95% Student's-t UCL	273.1	95% Student's-t UCL
Ti	5850**	95% Student's-t UCL	6260	95% Student's-t UCL
Fe	36920**	95% Student's-t UCL	54910	95% Student's-t UCL

Nota. SD el cálculo del UCL95 se realizó sin valores discordantes. CD indica que el cálculo del UCL95 se realizó con valores discordantes. * Distribución de datos. ** Valor ajustado en ppm.
Fuente. Elaboración propia.

La aplicación del método UCL95 para establecer niveles de fondo constituye un enfoque robusto para evaluar la contaminación en suelos agrícolas, al permitir comparar los resultados obtenidos tanto con la inclusión como sin la exclusión de valores discordantes.

Este análisis, respaldado por ProUCL (2022) y orientado por normas USEPA (2022), facilita una interpretación precisa de la distribución de metales y permite discernir entre la variabilidad natural y la contaminación puntual resultante de actividades antropogénicas.

Por tanto, la consistencia en los resultados demuestra la eficacia del método para identificar límites de fondo y, así, orientar futuras medidas de mitigación y gestión ambiental del recurso suelo en el distrito de Luyando.

Cuadro 54. Propuesta de niveles de fondo (NF) de metales pesados en suelos agrícolas de Luyando.

NF para suelos agrícolas					
Metal	**Distribución**	**Población de fondo**	**Método Estadístico Descriptivo**		**UCL95***
			Parámetro Estadístico	**Valor***	
As	Normal (n=12)	[5-16]	Media Aritmética	9	11
Cu	Normal (n=24)	[5-21]	Media Aritmética	13	14
Cd	No Normal (n=2)	[2-2]	Mediana	2	0
Pb	Normal (n=21)	[10-25]	Media Aritmética	17	18
Zn	Normal (n=22)	[28-125]	Media Aritmética	64	73
Co	Normal (n=24)	[2-16]	Media Aritmética	9	11
Hg	Normal (n=23)	[0,031-0,208]	Media Aritmética	0,09	0,12
Mo	No Normal (n=7)	[2-6]	Mediana	4	6
Ni	Normal (n=23)	[8-46]	Media Aritmética	26	29
Cr	Normal (n=21)	[31-72]	Media Aritmética	50	54
Sr	Normal (n=22)	[10-158]	Media Aritmética	69	84
Mn	Normal (n=21)	[100-1400]	Media Aritmética	500	650
Zr	Normal (n=23)	[139-662]	Media Aritmética	381	428
Ba	Normal (n=23)	[55-391]	Media Aritmética	219	253
Ti	No Normal (n=20)	[3100-7500]	Mediana	5400	5850
Fe	Normal (n=23)	[18100-54900]	Media Aritmética	30000	36920

Nota: *Valores expresados en ppm.

Fuente. Elaboración propia.

4.1.2.3.1.4. Análisis estadísticos, relación entre metales y propiedades fisicoquímicas en el cálculo de valores de referencia para suelo agrícola.

A. Estadísticos de los parámetros fisicoquímicos.

Del análisis de los parámetros fisicoquímicos en suelos agrícolas del área de estudio, (ver Cuadro 55) se observa que, en su mayoría, los suelos presentan un pH ácido en las capas superficiales, excepto dos muestras (P030-MA/SAM1 y P030-IK/SAM1) que se aproximan a la neutralidad, lo que sugiere problemas de acidez. Destaca el elevado contenido en materia orgánica, indicando altos niveles de carbono, y el alto porcentaje de carbonatos, atribuible a la presencia de materiales calcáreos propios de un ambiente kárstico. Además, la capacidad de intercambio catiónico se sitúa en rangos bajos a medios, adecuados para el uso agrícola. Finalmente, la

composición granulométrica revela que predominan las texturas franco-arcillosas y arcillosas, con una mayor proporción de arcillas en comparación con arena y limo.

Cuadro 55. Estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos del suelo agricola.

Parámetros	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	pH [1:1]	MO (%)	$CaCO_3$ (%)	CIC (cml+/kg)
Media	28,39	25,81	45,84	5,72	8,39	16,82	12,54
Mediana	30,26	23,00	45,36	5,78	7,99	15,75	11,69
DE	15,26	11,51	15,07	1,09	2,27	4,76	5,88
Mínimo	3,54	5,12	13,36	4,16	4,46	8,80	3,03
Máximo	57,52	57,50	82,36	7,50	13,83	27,27	30,92

Nota*: *DE, Desviación estándar.
Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 56. Prueba de normalidad de los parámetros fisicoquímicos de suelo agrícola.

Metal	Asimetría	Curtosis	Test Shapiro-Wilkinson			
			Estadístico	gl	Sig.	Distribución
Arena (%)	-0,091	-1,296	0,938	24	0,149	Normal
Arcilla (%)	0,595	0,558	0,972	24	0,713	Normal
Limo (%)	1	2	0,179	24	0,046	Normal*
pH [1:1]	0,118	-1,476	0,920	24	0,058	Normal
MO (%)	0,835	0,714	0,936	24	0,134	Normal
$CaCO_3$ (%)	0,728	0,023	0,933	24	0,112	Normal
CIC (cml+/kg)	1,095	3	0,921	24	0,060	Normal
SqrtLo**	0,259	2	0,952	24	0,292	Normal

Prueba de Kolmogórov-Smirnov, **transformación de raíz cuadrada Limo.
Fuente. Elaboración propia.

A.1. Análisis estadístico del pH.

El pH de los suelos agrícolas (ver Cuadro 55) oscila entre 4,16 y 7,50, con un promedio de 5,72 y baja variabilidad (1,09%). El 62,5% de las muestras son fuertemente ácidas y el 37,5% son ligeramente alcalinas o neutras (Porta et al., 2003). Estas variaciones se deben a la actividad agrícola y a las características del material parental. No se encontraron valores discordantes en el diagrama de caja(Figura 79), y

el histograma (Figura 80) confirma una distribución normal de los datos según la prueba de Shapiro-Wilkinson (ver Cuadro 56).

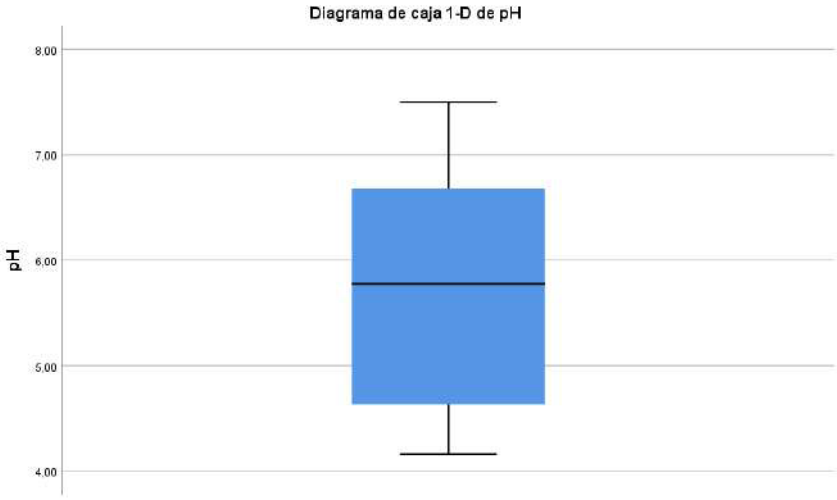


Figura 79. Diagrama de caja de la población de datos del pH.

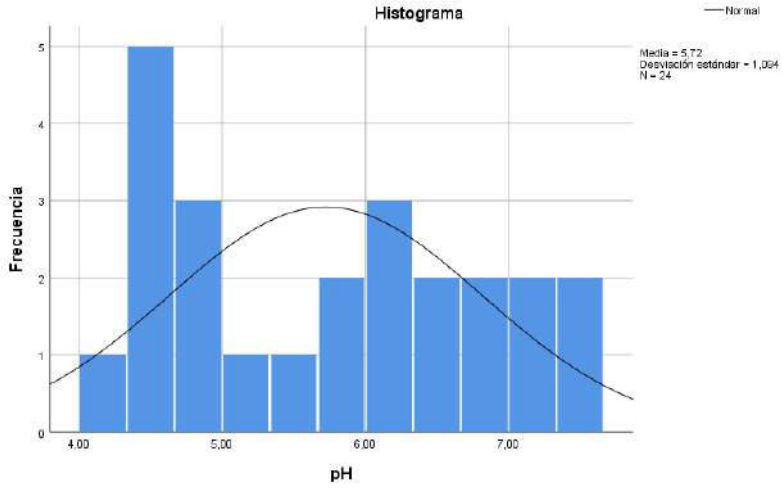


Figura 80. Histograma de la población de datos del pH.

A.2. Análisis estadístico de la materia orgánica.

Los suelos agrícolas presentan altos contenidos de materia orgánica (ver Cuadro 55), oscilando entre 4,46% y 13,83% y promediando 8,39%, con una desviación estándar relativa del 2,27% asociado a su riqueza orgánica (Porta et al., 2003). Esta elevada cantidad es explicada por la rápida descomposición en zonas tropicales, conversión de áreas boscosas a cultivo y la aplicación de enmiendas orgánicas. El diagrama de caja (Figura 81) identificó dos valores atípicos en las muestras de P030-SG/SAM1 (Comunidad San Gregorio) y P030-3EQ/SAM1 (Comunidad Tres Esquinas) del estrato superficial. Además, el histograma y la prueba

de Shapiro-Wilkinson (Cuadro 56; Figura 82) confirman que los datos se distribuyen normalmente.

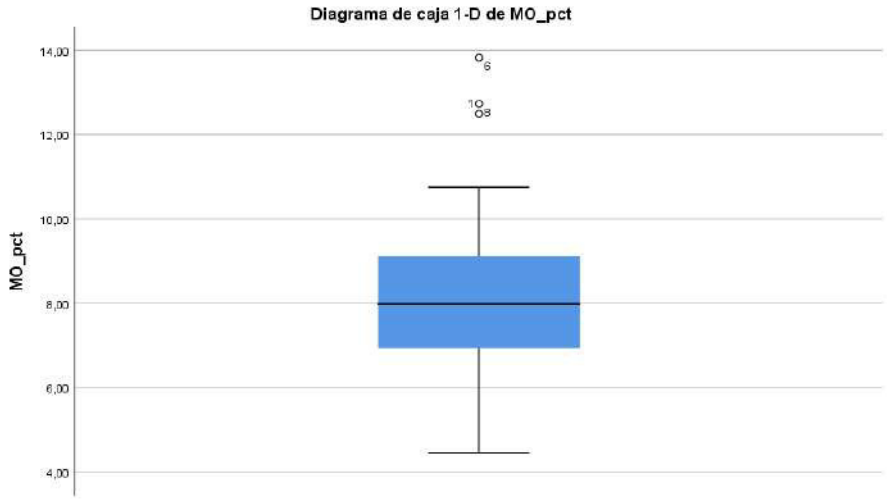


Figura 81. Diagrama de caja de la población de datos de materia orgánica.

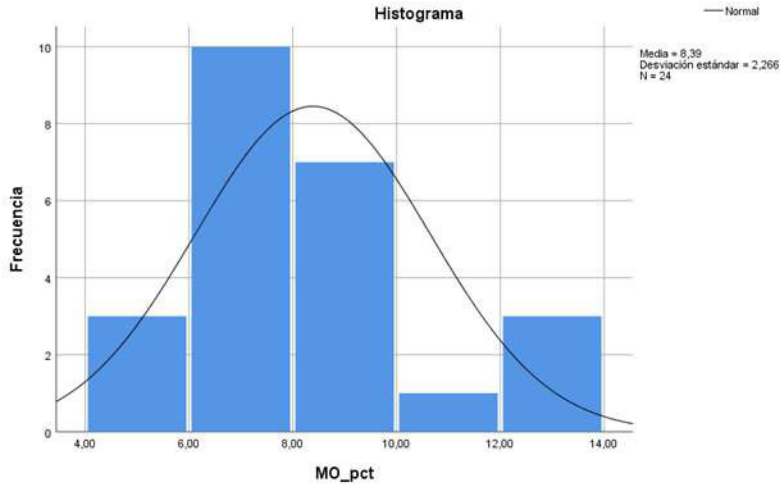


Figura 82. Histograma de la población de datos de materia orgánica.

A.3. Análisis estadístico de carbonatos ($CaCO_3$).

El contenido de carbonatos en los suelos agrícolas varía entre 8,80% y 27,27%, presentando una media de 16,82% y una desviación estándar del 4,76%, lo que evidencia poca variabilidad (ver Cuadro 55). Estos valores indican suelos de características moderadamente calcáreas a calcáreas (Porta et al., 2003), atribuibles en gran parte al material parental kárstico calcáreo, aunque también podría incidir el aporte antropogénico por la aplicación intensiva de fertilizantes o enmiendas carbonatadas. Además, el diagrama de caja (Figura 83) identificó un valor atípico en la muestra P030-SG/SAM1 (comunidad San Gregorio) del estrato superficial, y tanto

el histograma como la prueba de Shapiro-Wilkinson (ver Cuadro 56 y Figura 84) confirman una distribución normal de los datos.

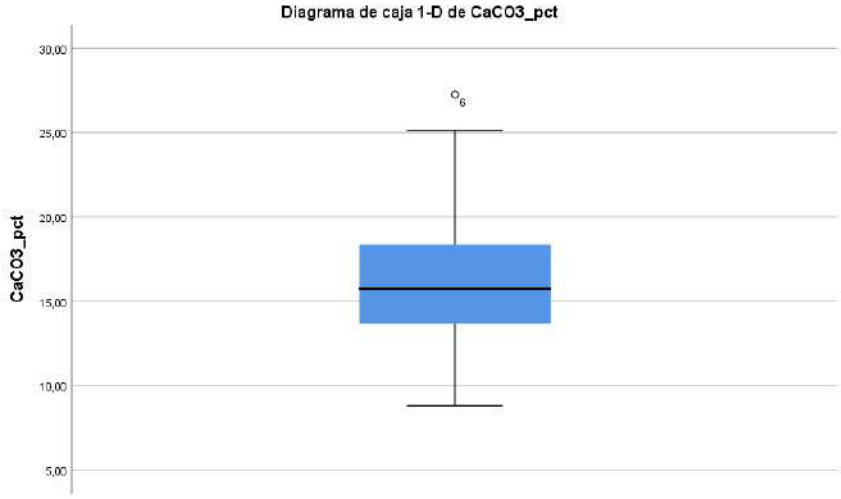


Figura 83. Diagrama de caja de la población de datos de los $CaCO_3$

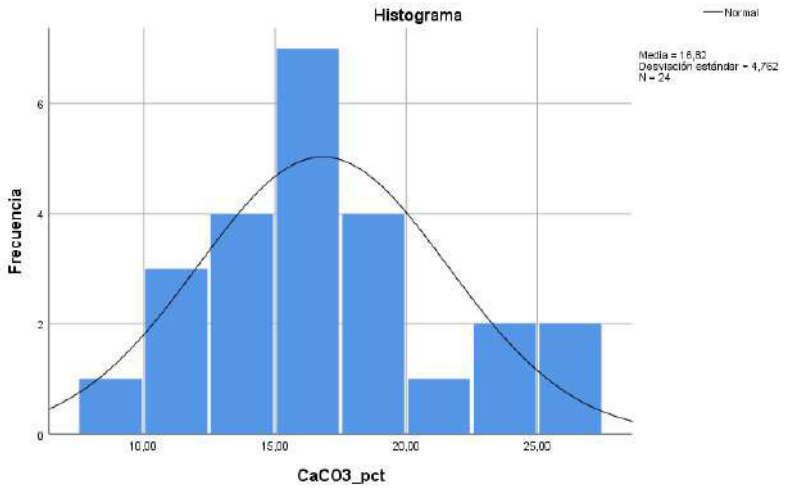


Figura 84. Histograma de la población de datos de los $CaCO_3$.

A.4. Análisis estadístico de la capacidad de intercambio catiónico (CIC).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) varía de 3,03% a 30,92%, con una media de 12,54 y una desviación estándar del 5,88% (ver Cuadro 55), lo que denota baja dispersión. Se evidencia que el 100% de las muestras presenta valores elevados (mayores a 20 cmol(+)/kg), lo que refleja una alta fertilidad del suelo, asociada a sus elevados contenidos en arcilla y materia orgánica. El diagrama de caja (Figura 85) reveló un valor atípico, mientras que el histograma, corroborado por la prueba de Shapiro-Wilkinson (ver Cuadro 56 y Figura 86), confirma una distribución normal de los datos.

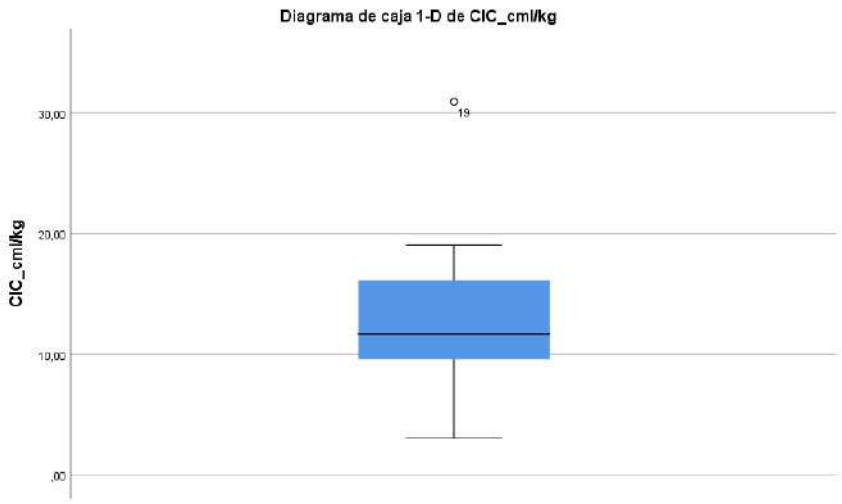


Figura 85. Diagrama de caja de la población de datos de la CIC.

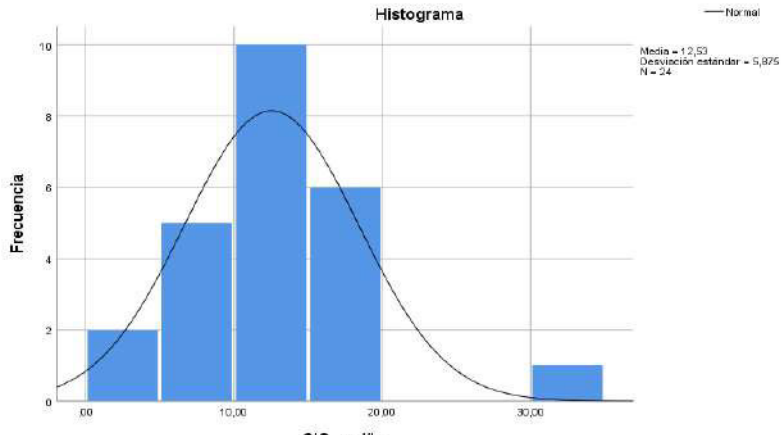
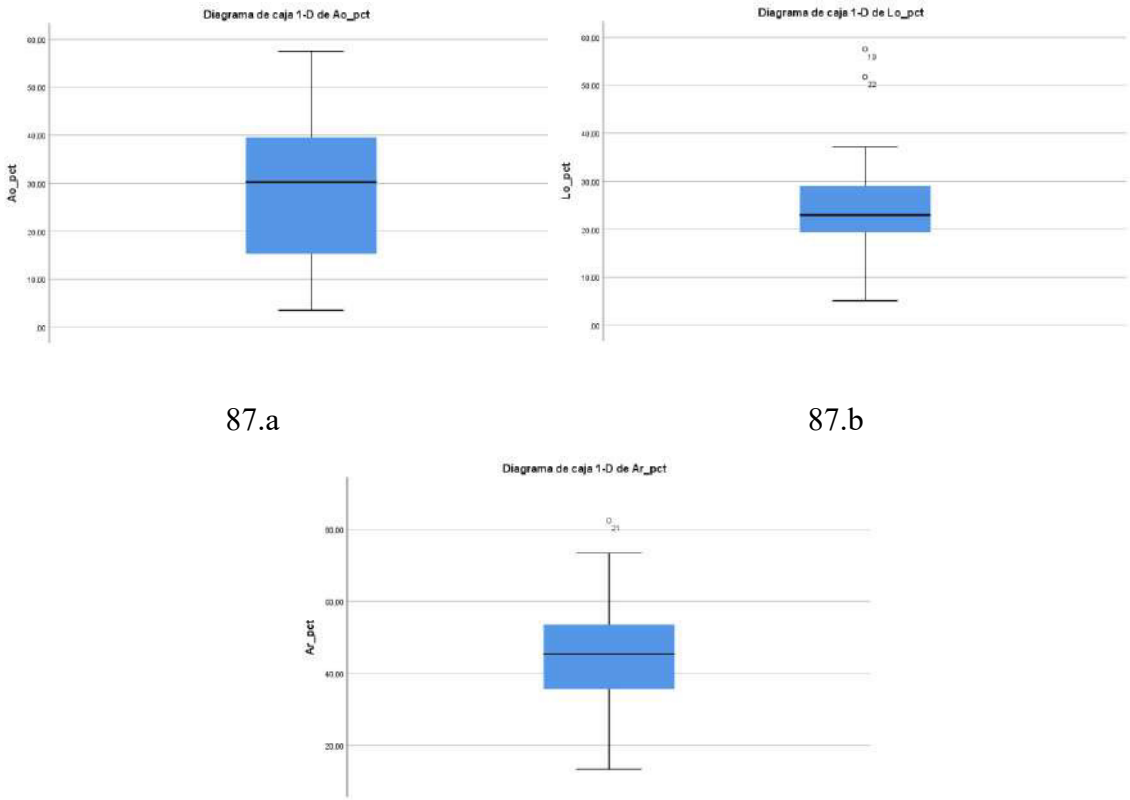


Figura 86.* Histograma de la población *de datos de la CIC

A.5. Análisis estadístico de las fracciones granulométricas.

Respecto a la caracterización de las fracciones granulométricas en suelos agrícolas (ver Cuadro 55). En la fracción arena, los valores fluctúan entre 3,54% y 57,52%, con una media de 28,39% y una desviación estándar relativa de 15,26%; el diagrama de caja no reveló valores atípicos (Figura 87.a) y el histograma evidencia una distribución normal, corroborada por la prueba de Shapiro-Wilkinson (ver Cuadro 56). La fracción limo presenta rangos de 5,12% a 57,50%, con una media de 25,81% y una desviación relativa del 11,51%, identificándose dos valores discordantes (Figura 87.b) en las muestras P030-GYO/SAM1 y P100-3EQ/SAM2; además, la distribución normal se confirmó mediante la prueba de Kolmogórov-Smirnov y análisis de transformación de raíz cuadrada (Figura 88.b, ver Cuadro 56). Por último, la fracción arcilla varía de 13,36% a 82,36%, con una media de 45,84% y desviación relativa de

15,07%, mostrando un único valor atípico en la muestra P100-STR/SAM2 (Figura 87.c) y distribución normal verificada por la prueba de Shapiro-Wilkinson (Figura 88.c, ver Cuadro 56).

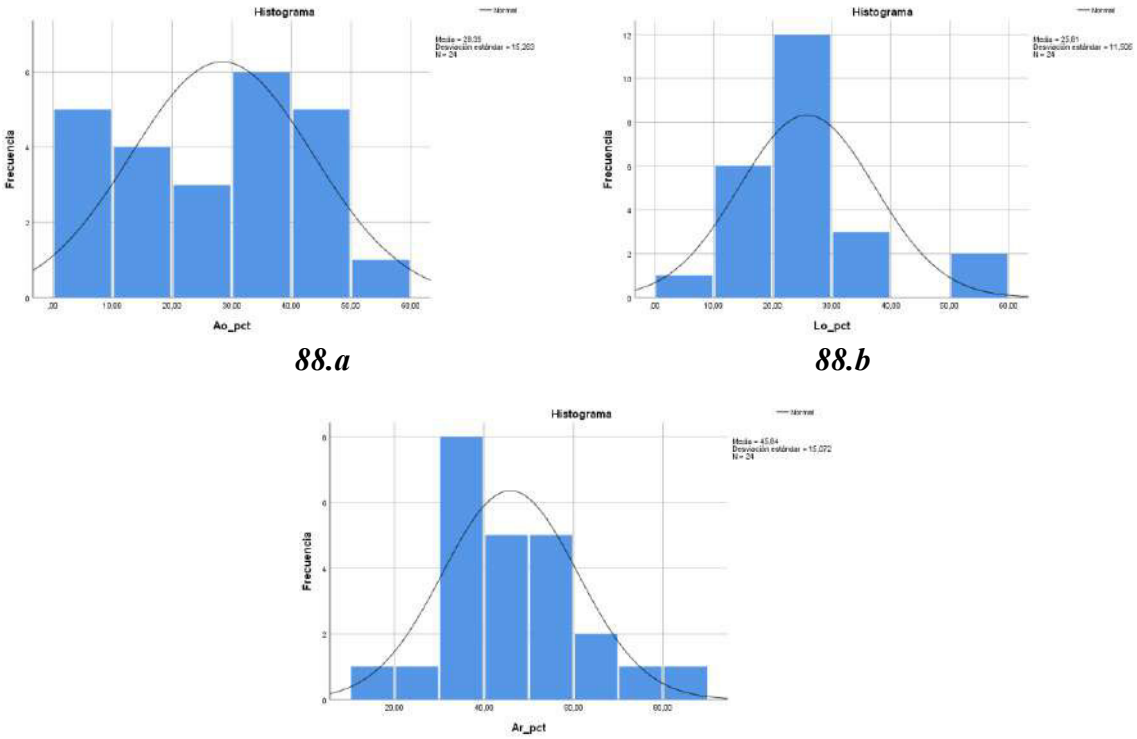


87.a 87.b

87.c

Figura 87. Diagramas de caja de la población de datos de las fracciones granulométricas.

Las muestras con valores mayores de arcilla en el estrato superficial son: P030-H/SAM1, P030-B/SAM, P030-MP/SAM1, P030-SMT/SAM1, P030-ASJT/SAM1, P030-SG/SAM1, P030-MPR/SAM1, y las del estrato profundo son: P100-B/SAM2, P100-MP/SAM2, P100-SMT/SAM2, P100-SG/SAM2, P100-3EQ/SAM2, P100-STR/SAM2, P100-IK/SAM2, P100-MPR/SAM2; siendo clasificadas como arcillosas (USDA, 2014, Porta et al., 2003), mostrando mayor acumulación de metales pesados, las demás muestras son clasificadas como Franco arcillo arenosas y arcillo arenosas.



88.a ***88.b***

88.c

Figura 88. Histogramas de la población de datos de las fracciones granulométricas.

El análisis revela que predomina una textura fina en los suelos agrícolas, destacándose en un 50% la textura franca arcillo arenosa, seguida de un 42% de textura arcillosa y un 8% de arcillo arenoso. Se observa que las muestras P030-MA/SAM1, P100-MA/SAM2, P030-3EQ/SAM1, P030-STR/SAM1 y P030-IK/SAM1 evidencian una influencia coluvio aluvial, sugerida por el mayor contenido de arena. Asimismo, las variaciones en las proporciones de materiales finos y gruesos se atribuyen a procesos pedogenéticos de transporte y acumulación, que dependen del estrato del suelo. Las arcillas predominantes en la zona de estudio distrito de Luyando son la montmorillonita, diversas investigaciones han evidenciado que las arcillas dominantes en los suelos tropicales principalmente la montmorillonita, así como la illita y la caolinita (Huamani et al., 2012) desempeñan un papel crucial en la retención de nutrientes y en la dinámica de metales pesados. En particular, la caolinita se asocia con una mayor riqueza biológica, indicativa de suelos saludables (Salvador et al., 2024). La variabilidad en altitud (Murga et al., 2021) afecta la composición arcillosa, alterando la fertilidad del suelo y la movilidad de metales como Pb y Cd, en consonancia con estudios en cultivos de cacao (Arévalo Gardini et al., 2016; Silva, 2024). Numerosos autores destacan la eficacia de la montmorillonita en la

inmovilización de contaminantes, mientras que la illita y la caolinita pueden mostrar impactos variables según las condiciones del suelo (Astonitas et al., 2021; Chira, 2021; Trujillo et al., 2020). Además, investigaciones recientes indican que la transformación de montmorillonita a caolinita puede incrementar la biodisponibilidad de metales como As y Hg (Li et al., 2020; Zhang et al., 2024). El pH y la composición mineralógica influyen de manera crítica en la movilidad de los metales pesados en suelos arcillosos. Según Mizerna y Król (2023) entre otros, un pH ácido favorece la solubilización de metales como Cd, Co y Cr, y promueve la presencia de plomo como iones libres, aumentando su biodisponibilidad; mientras que, en condiciones cercanas a la neutralidad, iones de Zn y Cd tienden a desprenderse de sus compuestos. Rendana et al. (2021) y Li et al. (2021) enfatizan que la profundidad y la interacción entre partículas de arcilla especialmente la montmorillonita y la caolinita modulan significativamente la movilidad de metales como Zn, Cu, As y Hg. Además, muchos estudios destacan que la granulometría y la capacidad de intercambio catiónico determinan la dispersión y retención de estos elementos, mientras que Zhou et al. (2019) evidencian que la presencia de arcillas favorece la disponibilidad y transporte de Cd y Pb. Finalmente, investigaciones recientes (Haddad, 2024; Zhang et al., 2022) confirman que el pH, la composición de sales solubles, la materia orgánica y la textura del suelo interactúan para determinar la bioaccesibilidad y toxicidad de los metales pesados; por lo que muchos llegan a resaltar la importancia de la mineralogía arcillosa en la retención y movilización de metales pesados en suelos tropicales, en particular, la montmorillonita, por su elevado intercambio catiónico, es crucial para la inmovilización de contaminantes, como también la variabilidad de la illita y la caolinita subraya la necesidad de una evaluación integral de la composición mineralógica, y adicionalmente los factores químicos como el pH y características físico-mineralógicas de arcillas, determinantes en la movilidad de metales, para mitigar la contaminación y mantener la fertilidad del suelo.

B. Análisis estadístico de los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas (correlaciones, análisis factorial y análisis cluster).

B.1. Correlaciones entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo agrícola.

Para los metales (As, Cu, Pb, Zn, Co, Hg, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Fe) que exhibieron distribución normal (según los Cuadros 48 y 56), se aplicó el coeficiente de Pearson, excluyéndose valores discordantes. En contraste, para Cd, Mo y Ti cuya distribución fue no normal se utilizó el coeficiente de Spearman. Del Cuadro 57 evidencia correlaciones significativas entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas de los suelos agrícolas en el distrito de Luyando. Se destacan correlaciones altamente significativas ($P<0,01$), como la muy fuerte asociación positiva entre $CaCO_3$ y Mo (r=0,956), así como correlaciones medias significativas entre CIC y pH (r=0,483), CIC y limo (r=-0,522), y CIC y Hg (r=-0,580). Adicionalmente, registros de correlaciones moderadas ($P<0,05$) se presentan para diversos pares de variables %Ao-Hg (r=-0,447); %Ao-Ti (r=-0,464); %Ar-Co (r=0,441); %Ar-Cr (r=0,481); %Ar-Fe (r=0,545); %Ar-%Ao (r=-0,711); %Lo-Cu (r=-0,404); %Lo-Hg (r=0,404); pH-Cu (r=0,501); pH-Cr (r=0,406); pH-Sr (r=0,454); %MO-Cd (r=0,405); %MO-Ni (r=0,466) y CIC-Co (r=0,466), mostrando relaciones tanto positivas como negativas. Las correlaciones entre los metales ($P<0,01$) reflejan un patrón similar al del Cuadro 49, resaltando que el Cd exhibe múltiples asociaciones con otros metales (Cd-Cu, Pb-Cd, Zn-Cd, Mo-Cd, Ni-Cd y Mn-Cd) en rangos de correlación media, y se observan relaciones considerables en pares como Mo–As (r=0,761) y Mn–Zn (r=0,726). Para los pares Mo-Cu (r=0,468); Ni-Cu (r=0,533); Ni-Mo (r=0,639); Mn–Cu (r=0,633); Ti-Cr (r=-0,583) y Fe-Ti(r=0.616) cuyas correlaciones se encuentran en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda para los pares. Y correlaciones de elementos de considerable significación respecto a $P<0,05$ para los pares de elementos Cd–As (r=0,414); Pb-Cu (r=-0,489); Zn-Cu (r=0,414); Co-Zn (r=0,501); Hg-Cu (r=-0,428); Mo-Co (r=-0,467); Ni-As (r=0,412); Sr-Cd (r=-0,435); Mn–Co (r=0,413); Mn–Pb (r=-0,483); Zr–As (r=-0,501); Zr–Mo (r=-0,469); Ti-Mo (r=-0,449) todas las correlaciones observadas se encuentran en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda para los pares. Estas asociaciones indican la competencia de los metales por ocupar posiciones de

intercambio en los coloides del suelo (Saldaña, 2020; y otros), lo cual confirma una alta variabilidad en las interacciones entre los metales y las propiedades fisicoquímicas.

La materia orgánica presenta correlaciones únicamente con el cadmio, níquel y carbonatos ($CaCO_3$), sin mostrar relaciones significativas con otros metales pesados ni propiedades fisicoquímicas. Esto sugiere que la presencia de otros metales puede deberse a afloramientos líticos naturales generados por meteorización y a contribuciones antropogénicas en el área de estudio. La materia orgánica y la arcilla, al tener características coloidales, demuestran correlaciones significativas con los metales, indicando competencia por los sitios de adsorción (Saldaña, 2020). La influencia de la materia orgánica en el cadmio y níquel está relacionada con los niveles de carbonatos en ambos estratos de los suelos agrícolas. Asimismo, la correlación de la arcilla con cobalto y cromo sugiere la adsorción de metales, indicando además un efecto del limo, que muestra una alta correlación negativa con la arcilla.

La correlación entre el cromo, el pH y la arcilla revela que las formas de Cr en el suelo dependen principalmente del pH y del potencial redox (Quiroz, 2012). En los suelos estudiados, los bajos valores de pH (ácidos) sugieren la presencia de formas solubles de Cr, asociadas principalmente a minerales de origen litológico. En esta zona de selva tropical, el Cr(VI) y el Cr(III) provienen tanto de fuentes antropogénicas como geogénicas, con la oxidación del cromo generando mayor atención por ser la tercera fuente de Cr(VI) (Yang et al., 2020). El Cr(III) ingresa al ambiente mediante emisiones directas y tratamientos de contaminantes (Xia et al., 2021). Con una media de pH de 5,72, las características ácidas de los suelos se deben a elevadas precipitaciones y procesos pedogenéticos intensos en suelos tropicales. Además, las interacciones entre pH y materia orgánica afectan la retención de metales pesados, influyendo en su disponibilidad (León et al., 2023). Un pH más bajo puede aumentar la solubilidad y movilidad de ciertos metales, mientras que la correlación negativa media del cobre con el contenido de limo también influye en su movilidad.

La correlación entre la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) y metales como cobalto y mercurio muestra coeficientes medios, mientras que no se observan correlaciones significativas con otros metales, sugiriendo que las concentraciones de estos metales en el suelo están reguladas por procesos de intercambio catiónico (Micó, 2005). Un suelo con alta CIC puede retener más cationes, reduciendo la movilidad de metales pesados, al contrario de los suelos con baja CIC, donde los metales pueden

desplazarse más fácilmente, aumentando el riesgo de bioacumulación (Trujillo et al., 2020). Suelos ricos en arcilla y materia orgánica generalmente tienen mayor CIC, lo que les permite una mejor retención de cationes y disminuye la movilidad de metales como Co y Hg (Martínez et al., 2021). Además, el pH influye significativamente en la CIC y la movilidad de metales, ya que un pH bajo puede aumentar su solubilidad (Rivera y Lázaro, 2022). La correlación negativa media entre la CIC y el limo ($r = -0.522$) sugiere que el limo tiene poca influencia sobre la CIC, lo que deberá corroborarse mediante un análisis de regresión (Micó, 2005). Por último, la CIC se consolida como un factor determinante en la movilidad de metales pesados.

Las correlaciones negativas entre la arena y los metales mercurio y titanio indican que el contenido de arena tiene una influencia limitada en la adsorción de metales pesados, aun cuando muchos suelos presentan altos niveles de arena. Este exceso puede aumentar la movilidad de los metales a través del perfil del suelo, facilitando la lixiviación debido a su baja capacidad de retención de agua y nutrientes (Rivera y Lázaro, 2022). Esta característica incrementa el riesgo de contaminación de aguas subterráneas, ya que el mercurio se transporta más fácilmente en suelos arenosos con baja CIC (Rivera y Lázaro, 2022). Además, la interacción del mercurio con la materia orgánica puede ser limitada en suelos arenosos, lo que contribuye a su mayor movilidad, y aunque el titanio es menos tóxico, su movilidad también se ve afectada por la textura del suelo, favoreciendo su dispersión en ambientes arenosos (Bravo et al., 2019).

En conjunto, se concluye que la textura arenosa impacta significativamente la movilidad de metales pesados, lo que debe considerarse en las muestras analizadas, donde se identificaron texturas franco-arcillosas y franco arenosas; en contraste, los suelos arcillosos presentan menor movilidad. Los hallazgos indican una compleja interrelación entre materia orgánica, metales pesados y propiedades fisicoquímicas del suelo. La correlación entre arcilla y metales subraya el papel de los coloides en la retención de contaminantes, la detección de formas solubles de cromo en suelos ácidos evidencia la susceptibilidad de los ecosistemas a la contaminación, mientras que la relación inversa entre cobre y limo resalta la necesidad de comprender mejor estas interacciones para desarrollar estrategias de remediación eficaces; la CIC como un indicador clave de retención de nutrientes y la movilidad de metales, siendo importante en la gestión del suelo para mitigar la contaminación y promover prácticas agrícolas sostenibles en el distrito de Luyando.

Cuadro 57. Correlaciones entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo agrícola.

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe	Ao (%)	Ar (%)	Lo (%)	pH	MO (%)	$CaCO_3$ (%)	CIC (cml+/kg)
As	r	1																						
	p																							
Cu	r	0,305	1																					
	p	0,148																						
Cd	r	0,414*	0,538**	1																				
	p	0,044	0,007																					
Pb	r	-0,166	-0,489*	-0,649**	1																			
	p	0,437	0,015	0,001																				
Zn	r	-0,212	0,414*	0,630**	-0,359	1																		
	p	0,321	0,044	0,001	0,085																			
Co	r	-0,388	0,061	-0,102	0,224	0,501*	1																	
	p	0,061	0,777	0,634	0,292	0,013																		
Hg	r	0,029	-0,428*	0,177	-0,077	-0,108	-0,332	1																
	p	0,893	0,037	0,407	0,722	0,617	0,113																	
Mo	r	0,761**	0,549**	0,645**	-0,400	0,031	-0,467*	0,079	1															
	p	0,000	0,005	0,001	0,053	0,886	0,021	0,715																
Ni	r	0,412*	0,533**	0,572**	-0,403	0,240	-0,016	-0,111	0,639**	1														
	p	0,045	0,007	0,004	0,051	0,258	0,941	0,605	0,001															
Cr	r	0,343	0,264	0,193	0,062	0,207	0,157	-0,086	0,243	-0,191	1													
	p	0,101	0,212	0,365	0,773	0,332	0,463	0,688	0,252	0,372														
Sr	r	-0,107	0,142	-0,435*	0,180	-0,227	-0,145	-0,341	-0,038	-0,343	0,263	1												
	p	0,618	0,509	0,034	0,401	0,285	0,498	0,103	0,858	0,101	0,215													
Mn	r	0,098	0,633**	0,693**	-0,483*	0,726**	0,413*	-0,139	0,294	0,369	0,327	-0,320	1											
	p	0,650	0,001	0,000	0,017	0,000	0,045	0,518	0,163	0,076	0,119	0,127												
Zr	r	-0,501*	-0,104	-0,209	0,032	0,051	0,309	-0,201	-0,469*	-0,220	-0,389	-0,113	0,174	1										
	p	0,013	0,628	0,327	0,881	0,812	0,142	0,345	0,021	0,302	0,060	0,601	0,415											
Ba	r	-0,392	-0,086	-0,235	0,039	0,073	0,310	-0,235	-0,284	-0,016	-0,166	0,357	0,137	0,276	1									
	p	0,058	0,691	0,270	0,858	0,735	0,140	0,269	0,178	0,939	0,437	0,087	0,522	0,192										

Ti	r	-0,381	-0,337	-0,376	0,176	-0,126	0,251	0,287	-0,449*	-0,075	-0,583**	-0,214	-0,256	0,294	0,012	1								
	p	0,067	0,107	0,070	0,410	0,556	0,238	0,174	0,028	0,728	0,003	0,316	0,227	0,163	0,957									
Fe	r	-0,204	-0,186	-0,383	0,195	-0,068	0,374	-0,228	-0,312	0,115	-0,317	0,079	-0,339	0,071	0,282	0,616**	1							
	p	0,340	0,384	0,065	0,360	0,753	0,072	0,283	0,138	0,593	0,131	0,712	0,106	0,741	0,181	0,001								
Ao (%)	r	-0,144	0,251	-0,038	-0,196	-0,075	-0,144	-0,447*	0,118	0,158	-0,333	0,126	0,084	0,098	0,034	-0,039	0,173	1						
	p	0,503	0,237	0,861	0,358	0,729	0,502	0,029	0,584	0,461	0,112	0,558	0,698	0,647	0,873	0,855	0,419							
Ar (%)	r	0,110	0,056	0,072	0,097	0,245	0,441*	0,145	-0,011	0,097	0,481*	0,002	0,183	-0,137	0,126	-0,097	0,029	-0,711**	1					
	p	0,610	0,793	0,738	0,652	0,250	0,031	0,498	0,959	0,654	0,017	0,991	0,392	0,522	0,556	0,650	0,892	0,000						
Lo (%)	r	0,053	-0,404*	-0,045	0,133	-0,229	-0,393	0,404*	-0,134	-0,337	-0,180	-0,168	-0,351	0,044	-0,216	0,175	-0,271	-0,394	-0,366	1				
	p	0,806	0,050	0,833	0,536	0,283	0,058	0,050	0,534	0,108	0,399	0,433	0,093	0,839	0,311	0,414	0,200	0,057	0,079					
pH	r	0,002	0,501*	0,036	-0,082	0,207	0,093	-0,338	0,030	-0,264	0,406*	0,454*	0,245	-0,005	0,008	-0,336	-0,179	0,241	-0,020	-0,292	1			
	p	0,992	0,013	0,868	0,705	0,332	0,666	0,106	0,891	0,212	0,049	0,026	0,248	0,982	0,970	0,109	0,404	0,257	0,926	0,166				
MO (%)	r	0,118	0,106	0,405*	-0,288	0,276	-0,039	-0,020	0,309	0,445*	0,138	-0,109	0,272	-0,110	0,288	-0,399	-0,103	-0,002	0,107	-0,136	-0,223	1		
	p	0,581	0,622	0,049	0,172	0,192	0,855	0,926	0,141	0,030	0,520	0,612	0,199	0,609	0,173	0,053	0,633	0,992	0,620	0,528	0,295			
CaCO3 (%)	r	0,057	0,008	0,362	-0,221	0,286	-0,026	0,025	0,256	0,283	0,169	-0,021	0,203	-0,095	0,350	-0,365	-0,037	0,011	0,040	-0,066	-0,139	0,956**	1	
	p	0,790	0,971	0,082	0,299	0,175	0,905	0,908	0,227	0,181	0,431	0,922	0,340	0,659	0,094	0,080	0,863	0,960	0,852	0,759	0,518	0,000		
CIC (cml+/kg)	r	-0,308	0,262	-0,153	0,133	0,205	0,466*	-0,580**	-0,291	-0,125	0,123	0,237	0,196	0,179	0,239	-0,210	0,214	0,221	0,173	-0,522**	0,483*	-0,233	-0,211	1
	p	0,144	0,216	0,476	0,535	0,336	0,022	0,003	0,167	0,560	0,568	0,266	0,358	0,404	0,260	0,324	0,316	0,300	0,420	0,009	0,017	0,273	0,322	

Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de significación.

Fuente. Elaboración propia.

B.2. Análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas.

Cuadro 58. Análisis de componentes principales entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos agrícolas.

Variable	Componentes principales				
	1	2	3	4	5
Mo_ppm	**0,910**	-0,030	-0,053	0,274	0,092
Cd_ppm	**0,773**	0,258	**0,315**	-0,075	-0,337
Ni_ppm	**0,760**	0,194	0,010	-0,232	0,039
As_ppm	**0,689**	-0,195	0,058	**0,493**	0,033
Ti_ppm	-0,662	0,210	**0,481**	0,021	-0,306
Pb_ppm	-0,603	-0,199	0,005	0,221	0,235
Fe_ppm	-0,528	0,299	**0,305**	0,189	0,254
Mn_ppm	0,037	**0,699**	0,106	-0,174	-0,184
Lo_pct	-0,089	-0,698	0,250	-0,080	-0,222
Co_ppm	-0,446	**0,690**	0,239	-0,150	-0,139
Zn_ppm	0,169	**0,678**	**0,349**	-0,212	-0,353
CIC_cml/kg	-0,358	**0,624**	-0,373	0,139	-0,058
Cu_ppm	**0,572**	**0,586**	-0,310	0,200	-0,232
pH	-0,075	**0,499**	-0,390	**0,452**	-0,138
Ao_pct	0,190	0,108	-0,806	-0,315	-0,021
Ar_pct	-0,120	**0,421**	**0,623**	**0,385**	0,194
Hg_ppm	0,055	-0,530	**0,597**	0,034	-0,066
Cr_ppm	0,092	**0,406**	**0,315**	**0,679**	0,137
Zr_ppm	-0,424	0,126	-0,151	-0,533	-0,217
$CaCO_3$_pct	**0,399**	0,233	**0,335**	-0,408	**0,565**
Ba_ppm	-0,261	**0,334**	-0,071	-0,411	**0,560**
Sr_ppm	-0,229	0,148	-0,442	**0,392**	**0,542**
MO_pct	**0,494**	0,256	**0,342**	-0,426	**0,517**
Autovalor	5,021	4,113	3,017	2,495	1,943
Varianza explicada	21,8	17,9	13,1	10,8	8,4

Fuente. Elaboración propia.

A través del análisis de componentes principales, se determinó que el 72.1% de la varianza total se explica por cinco factores (Cuadro 58). El primer componente explica el 21.8% de varianza e incluye metales como Mo, Cd, Ni, As y Cu, así como $CaCO_3$ y %MO; los cuatro primeros metales tienen mayor carga y se relacionan principalmente con un origen natural, con la materia orgánica mostrando la mayor influencia positiva. El segundo componente (17.9%) agrupa Mn, Co, Zn, Cu, Cr y Ba, con una notable carga positiva en los cuatro primeros metales, además de las variables

CIC, pH y arcilla, siendo la CIC la que más influye. El tercer componente (13.1%) abarca metales como Hg, Ti, Zn, Cd, Cr y Fe, observándose una carga predominante del Zn; aquí, las variables arcilla, $CaCO_3$ y materia orgánica también influyen positivamente, destacando el contenido de arcilla. El cuarto componente (10.8%) resalta el cromo, junto con As y Sr, y considera el pH y la arcilla como variables influyentes. Por último, el quinto componente explica el 8.4% de la varianza, que incluye los contenidos de Bario con mayor coeficiente de carga y el Sr con menor coeficiente de carga en este componente, además incluyen las variables $CaCO_3$ y materia orgánica como variables principales con influencia positiva en este componente, mostrando mayor carga el $CaCO_3$.

B.3. Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas.

La Figura 89 presenta el dendograma resultante del análisis de clúster de los metales y propiedades fisicoquímicas en suelos agrícolas, identificando cuatro clústeres. El primer clúster agrupa As, Cu, Cd, Zn, Mo, Ni, %MO y $CaCO_3$, indicando una asociación basada en la capacidad de adsorción. El segundo clúster incluye la arcilla junto con Pb, Co, Cr, Mn, Ti y Fe, destacando la alta capacidad de adsorción de la arcilla. El tercer clúster está formado por mercurio y limo, mostrando una baja capacidad de absorción. Por último, el cuarto clúster agrupa a Zr, Sr y Ba, en relación con la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el pH, con la arena también considerada. El pH afecta la movilidad de los metales, y los altos contenidos de arena favorecen su desplazamiento, dado que la arena tiene una capacidad de intercambio nula. Se recalca que los cuatro clústeres identifican una relación entre los metales y su origen, principalmente natural (litogénico), aunque también se observa un aporte antrópico significativo en los metales As, Cu, Cd, Zn, Mo, Ni, Pb, Co, Cr, Mn, Ti, Fe, Sr, Zr y Ba, siendo más acentuado en As, Cu, Cd, Pb, Mn y Ba. Esto se atribuye a que los suelos muestreados provienen de áreas agrícolas dedicadas a cultivos importantes como cacao, café, plátano y cítricos. Los resultados del análisis de clúster respaldan lo observado en el análisis factorial entre los metales y las propiedades fisicoquímicas del suelo.

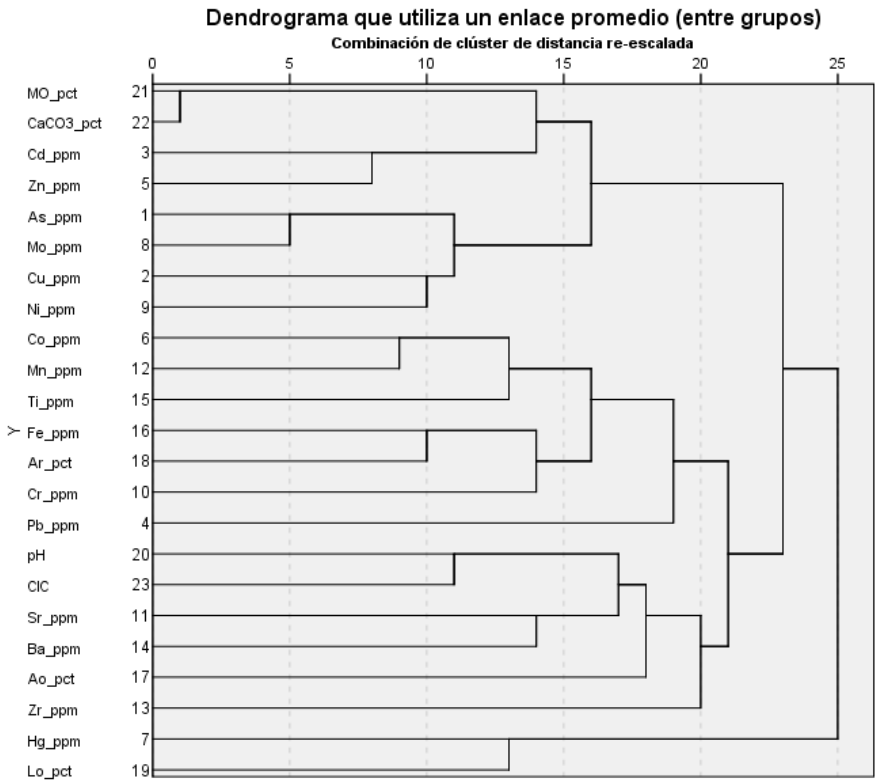


Figura 89. Análisis clúster de contenidos totales de metales pesados y propiedades fisicoquímicas en suelos agrícolas.

4.1.2.3.1.5. Determinación de valores de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales.

4.1.2.3.1.5.1. Regresión lineal para los metales pesados.

Para establecer los valores de referencia de metales pesados para los suelos agrícolas del distrito de Luyando, se aplicó el método de ecuaciones lineales, ampliamente utilizado a nivel internacional (Quiroz, 2025; Segura, 2024; Zevallos et al., 2024; Saldaña, 2020; Mico, 2005; IHOBE, 1998). Esta metodología se basa en fórmulas que relacionan las propiedades fisicoquímicas del suelo que afectan la movilidad de los metales pesados. Las características más relevantes incluyen la materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), el contenido de arcilla, el contenido de carbonatos, el pH y los óxidos de hierro; entre estos, el porcentaje de materia orgánica, la CIC, el contenido de arcilla y los carbonatos son los más frecuentemente analizados en estudios de suelos.

En diversas investigaciones internacionales, especialmente en España (País Vasco) y Holanda, se han considerado el contenido de materia orgánica (%MO) y el contenido de arcilla (%Arc) como variables clave para establecer las rectas de regresión (Saldaña, 2020; Mico, 2005; IHOBE, 1998). Otros estudios, como el de Vásquez (2002) en la comunidad de Madrid, también han incorporado el contenido de carbonatos ($CaCO_3$) y óxidos de hierro a estas ecuaciones, resaltando que las variables inclusas en las ecuaciones varían según las condiciones ambientales de cada región (Kabata, 2001). Mico (2005) realizó un estudio en suelos agrícolas de la Comunidad de Valencia, considerando los carbonatos, la arcilla y la materia orgánica en su ecuación lineal, dada su relevancia en suelos mediterráneos.

Esta investigación busco identificar las propiedades fisicoquímicas del suelo que influyen en las concentraciones totales de metales pesados en los suelos agrícolas del distrito de Luyando.

Para ello, se aplicaron rectas de regresión lineal, analizando los coeficientes de regresión (R) y de determinación (R^2), demostrando que estas propiedades explican el comportamiento de los metales pesados a través de su grado de correlación. Se incluyeron todas las variables en el análisis, tanto las que presentaron distribución normal como aquellas que no, las cuales fueron transformadas logarítmicamente para alcanzar la normalidad. Esto abarcó los metales como arsénico (Log As), cadmio (Log Cd), plomo (Log Pb), molibdeno (Log Mo), cromo (Log Cr), manganeso (Log Mn) y titanio (Log Ti). Los parámetros fisicoquímicos más influyentes en las rectas de regresión lineal son el porcentaje de arcilla (Arc%), materia orgánica (%), pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC, cml+/kg) y carbonatos (%), en orden decreciente.

En el Cuadro 59 se observa que el contenido de materia orgánica explica las concentraciones de cobre, cadmio y níquel, destacando su relevancia en la dinámica de estos metales pesados (Micó, 2005). Además, la MO muestra una correlación positiva significativa ($r=0.956$, $P<0.01$) con los carbonatos, que también afectan la movilidad de ciertos metales en el suelo. Los carbonatos juegan un papel en las ecuaciones relacionadas con los contenidos de cobre y hierro, que presentan correlaciones notables.

Cuadro 59. Regresión lineal múltiple entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos agrícolas.

Metal	Recta de regresión	R	R^2
Cobre	Cu = -7,22 + 3,85 (MO%) - 1,65 ($CaCO_3$%) + 2.84 (pH)	0,73	0,6
Cadmio	Cd = -0,68 + 0,10 (MO%)	0,405	0,164
Cobalto	Co = 4,31 + 0,10 (Arc%) + 0,31 (CIC)	0,618	0,381
Mercurio	Hg = 0,18 - 0,005 (CIC)	0,717	0,515
Níquel	Ni = 10,27 + 10,20 (MO%)	0,663	0,44
Cromo	Cr = -42,38 + 0,65 (Arc%) + 7,61 (pH)	0,672	0,452
Estroncio	Sr = -33,26 +16,29 (pH)	0,49	0,24
Hierro	Fe = 1,635 + 0,053 (Arc%) + 0,353 (CaCO3)	0,69	0,476

Nota: Se muestra, la influencia de cada parámetro fisicoquímico sobre los contenidos totales de los metales pesados, los coeficientes de Regresión (R) y Determinación (R^2), para cada recta acorde al modelo determinado el resumen y gráficos se adjuntan (ver Anexos A.2.10.B).
Fuente. Elaboración propia.

La arcilla influye en las ecuaciones de contenido de cobalto, cromo y hierro, mostrando correlaciones positivas moderadamente significativas ($P<0,05$). El pH también afecta los contenidos de cobre, cromo y estroncio, mientras que la capacidad de intercambio catiónico (CIC) impacta en los niveles de cobalto y mercurio. Las rectas de regresión indican que cadmio, cobalto, níquel, cromo y estroncio presentan valores bajos ($R^2<0,500$), lo que sugiere que pueden existir variables no incluidas (Quiroz, 2025) en el análisis que influyan significativamente en la variabilidad de estos metales pesados (Saldaña, 2020; Micó, 2005).

4.1.2.3.1.5.2. Niveles de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales.

El método de ecuaciones lineales se emplea para calcular valores de referencia específicos de metales pesados en suelos, tomando en cuenta las propiedades fisicoquímicas, y ha sido ampliamente utilizado en estudios en países europeos como España y Holanda. Este enfoque se centra en establecer rectas de regresión lineal simple entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas más influyentes, que determinan los niveles totales de estos metales en suelos agrícolas (ver Cuadro 61). En el contexto del suelo agrícola estudiado del distrito de Luyando ya que se encuentra en

zona tropical con considerables contenidos de material coloidal tanto de arcilla y materia orgánica, y en su mayoría con pH que representan suelos ácidos; se consideran en las ecuaciones lineales los componentes de arcilla (Arc), materia orgánica (MO), pH y capacidad de intercambio catiónico (CIC). (Quiroz, 2025) por lo que el valor de referencia se calcularía usando la ecuación siguiente:

$$\mathbf{VR\ o\ NR = NF + a * Arc + b * MO + c * pH + d*CIC}$$

Sabiendo que VR = representa al valor de referencia, también se simboliza como NR=nivel de referencia.

NF = nivel de fondo que coincide con la media aritmética para metales con distribución normal, y la mediana para metales con distribución no normal.

Arc = %arcilla; MO=materia orgánica, pH y CIC=capacidad de intercambio catiónico; a, b. c y d son los coeficientes derivados de las pendientes de las rectas de regresión simple (ver Cuadro 61).

(Quiroz, 2025) El valor de referencia (VR) para cada metal se calcula sustituyendo las variables independientes (materia orgánica, arcilla, pH y CIC) en las ecuaciones obtenidas por valores representativos (ver Cuadro 61). El valor promedio de estas propiedades fisicoquímicas en suelos agrícolas de la zona de estudio se establece en 45,84% para arcilla, 8,39% para materia orgánica, 5,72 para pH y 12,54 cml+/kg para CIC (ver Cuadro 55), conforme a la metodología holandesa.

El nivel de fondo se considera constante (Quiroz, 2025) en la ecuación del VR, reflejando la distribución estadística de la población, con los coeficientes a, b, c y d determinados por la pendiente de cada recta de regresión (Saldaña, 2020; IHOBE, 1998; Micó, 2005). Se observó que las variables fisicoquímicas muestran correlación medianamente significativa con los contenidos de metales pesados en estudio, en tanto la arcilla presenta una correlación medianamente significativa ($P<0,05$) con los contenidos de metales cobalto, cromo y hierro, y en menor proporción con Cu, Cd, Hg, Ni y Sr (Cuadro 60); La materia orgánica mostró una correlación medianamente significativa ($P<0,05$) con los contenidos de cadmio y níquel; y menor proporción una correlación positiva con Cu y Cr y; negativa con Co, Hg y Sr; mientras que el pH, una correlación medianamente significativa ($P<0,05$) con los contenidos de cobre, cromo y estroncio; y en menor proporción una correlación positiva con Cd y Co; y negativa con Hg y Ni.

Cuadro 60. Rectas de regresión lineal simple entre contenidos de metales y las propiedades fisicoquímicas de suelos agrícolas.

Metal	Arcilla %		Materia Orgánica		pH		CIC	
	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta
Cobre	0,057	-	0,106	-	0,501*	0,81+2,06 pH	0,262	-
Cadmio	0,072	-	0,405*	-0,680+0,101 MO	0,036	-	-0,153	-
Cobalto	0,441*	4,08+0,11 Arc	-0,039	-	0,093	-	0,466*	5,43+0,31 CIC
Mercurio	0,145	-	-0,020	-	-0,338	-	-0,580**	0,14+-0,005 CIC
Níquel	0,097	-	0,445*	5,81+2,22 MO	-0,264	-	-0,125	-
Cromo	0,481*	15,04+0,63 Arc	0,138	-	0,406*	2,10+7,27 pH	0,123	-
Estroncio	0,002	-	-0,109	-	0,454*	-42,96+18,49 pH	0,237	-

Nota. *Correlación significativa (<0,05); **Correlación significativa (<0,01).

Fuente. Elaboración propia.

Además, la CIC expone una correlación medianamente significativa (P<0,05) con los contenidos de cobalto y mercurio (P<0,01); y menor proporción una correlación positiva con Cu, Cr y Sr y; negativa con Cd y Ni. (Quiroz, 2025) para correlaciones no significativas entre metales y las propiedades fisicoquímicas del suelo, se puede calcular el nivel de referencia (NR) utilizando la expresión NR = $X + nDE$ (IHOBE, 1998; Mico, 2005; Brizuela y Jiménez, 2012; Quiroz, 2012; Saldaña, 2020). Aquí, "X" representa el nivel de fondo calculado según su distribución estadística, "n" indica el número de desviaciones estándar (2 para el 95% de la población o 3 para el 99.7%) y "DE" es la desviación estándar. Este cálculo se aplicó a metales como arsénico, plomo, zinc, molibdeno, manganeso, zirconio y bario, que no presentaron correlaciones significativas con las propiedades fisicoquímicas evaluadas.

Las ecuaciones lineales para cada metal pesado evaluado en el área de estudio se observan en el Cuadro 61, teniéndose como producto final los niveles de referencia calculados a partir de ellas, habiéndose considerados los valores medios como estándar de las propiedades fisicoquímicas del suelo agricola estudiado).

El método utilizado incluyó la generación simultánea de una segunda ecuación que considera los valores de fondo obtenidos a través del cálculo del UCL95, siguiendo el enfoque de Saldaña (2020), que demuestra robustez estadística en consonancia con la distribución de metales pesados (Quiroz, 2025; USEPA, 2022).

Los cálculos de niveles de referencia, presentados en el Cuadro 61, se derivaron de los niveles de fondo calculados mediante métodos estadísticos descriptivos y UCL95; los mejores valores de referencia provienen del UCL95, dado su ajuste superior a las concentraciones de metales en suelos agrícolas de Luyando, reflejando también la influencia de propiedades fisicoquímicas.

Cuadro 61. Propuesta de niveles de referencia para los metales pesados estudiados en suelos agrícolas de Luyando.

Metal	Nivel de Fondo		Ecuación Lineal*	Nivel de Referencia (ppm)
	Método	Valor (ppm)		
As	Estadístico descriptivo	9	9+2DE	16
	UCL95	11	11+2DE	18
Cu	Estadístico descriptivo	13	13+0,010 Arc + 0,46 MO + 2,17 pH + 0,043 CIC	30
	UCL95	14	14+0,010 Arc + 0,46 MO + 2,17 pH + 0,043 CIC	31
Cd	Estadístico descriptivo	2	2+0,002 Arc + 0,101 MO + 0,108 pH + 0,016 CIC	4
	UCL95	0	0,002 Arc + 0,101 MO + 0,108 pH + 0,016 CIC	1.78
Pb	Estadístico descriptivo	17	17+2DE	25,6
	UCL95	18	18+2DE	26,6
Zn	Estadístico descriptivo	64	64+2DE	117,4
	UCL95	73	73+2DE	126,4
Co	Estadístico descriptivo	9	9+0,092 Arc + 0,005 MO - 0,438 pH + 0,307 CIC	15
	UCL95	11	11+0,092 Arc + 0,005 MO - 0,438 pH + 0,307 CIC	17
Hg	Estadístico descriptivo	0,09	0,09+0,001 Arc -0,005 MO - 0,003 pH -0,005 CIC	0,075
	UCL95	0,12	0,12+0,001 Arc -0,005 MO - 0,003 pH -0,005 CIC	0,105
Mo	Estadístico descriptivo	4	4+2DE	8,2
	UCL95	6	6+2DE	10,2
Ni	Estadístico descriptivo	26	26+0,029 Arc + 2,050 MO - 2,093 pH + 0,118 CIC	34,04
	UCL95	29	29+0,029 Arc + 2,050 MO - 2,093 pH + 0,118 CIC	37,04
Cr	Estadístico descriptivo	50	50+0,660 Arc + 1,389 MO	92
	UCL95	54	54+0,660 Arc + 1,389 MO	96
Sr	Estadístico descriptivo	69	69+0,025 Arc - 0,129 MO + 18,070 pH + 0,145 CIC	174,26

	UCL95	84	84+0,025 Arc - 0,129 MO + 18,070 pH + 0,145 CIC	189,26
Mn	Estadístico descriptivo	500	500+2DE	1297
	UCL95	650	650+2DE	1447
Zr	Estadístico descriptivo	381	381+2DE	643
	UCL95	428	428+2DE	690
Ba	Estadístico descriptivo	219	219+2DE	411
	UCL95	253	253+2DE	445
Ti	Estadístico descriptivo	5400	5400+2DE	7534
	UCL95	5850	5850+2DE	7984
Fe	Estadístico descriptivo	30000	30000+2DE	50910
	UCL95	36920	36920+2DE	57830

Nota. *Las ecuaciones lineales consideran el nivel de fondo como constante según el método de cálculo (estadístico descriptivo y del UCL95). Para metales As, Pb, Zn, Mo, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe; se utilizó la ecuación de NR = X + nDE al 95 %, para DE: Desviación estándar y X el Nivel de Fondo. El valor del UCL95 fue calculado descartando los valores discordantes.

Fuente. Elaboración propia.

El estudio asume un suelo estándar que representa adecuadamente la población de muestras, aunque Mico (2005) y Saldaña (2020) reconocen la dificultad de abarcar todas las propiedades relevantes, así como la complejidad de la correlación entre metales y factores pedogenéticos. La metodología resulta favorable para establecer niveles de referencia específicos en áreas con condiciones de uso del suelo y características geomorfológicas, geológicas u litológicas y/o similitud de concentraciones de las propiedades fisicoquímicas del suelo. En el distrito según el mapa geológico (ver Anexo A.1.5.) existe una variedad litológica (Quiroz, 2025) que comprende desde Depósitos: Aluviales y fluviales, formaciones: Chonta, Vivian, Huayabamba, Grupos: Huayabamba, Oriente, Pucara, y Pluton de diorita. Con una estructuración geológica, se puede aplicar también el método, consiguiendo la expresión de datos específicos acorde a la unidad litológica natural (Brizuela y Jiménez, 2012; Saldaña, 2020).

Por tanto, el establecimiento de un suelo estándar proporciona una referencia valiosa para evaluar y comparar la calidad del suelo en distintas áreas; sin embargo, la dificultad en definir este estándar resalta la necesidad de adoptar un enfoque que contemple la variabilidad natural de los suelos; la consideración de los promedios en la determinación del suelo ideal puede limitar la comprensión de las condiciones edáficas específicas en un contexto local. Por otro lado, este enfoque enfatiza la importancia de utilizar métodos estadísticos robustos para identificar niveles de fondo y referencia en suelos agrícolas; al priorizar los valores del UCL95, se promueve una evaluación más precisa de la calidad del suelo agricola y sus contaminantes, garantizando así una mejor gestión ambiental. Asimismo, identificar un suelo estándar representativo subraya la necesidad de considerar la variabilidad de las propiedades fisicoquímicas, ya que esto afecta la interpretación de los datos y la formulación de estrategias de remediación.

Entre los aportes principales se tiene que, el estudio contribuye al conocimiento sobre la caracterización de suelos agrícolas en el distrito de Luyando al establecer niveles de referencia determinados a razón del análisis de metales, lo que permite una evaluación más precisa de la calidad del suelo y proporciona una base para futuras estrategias de gestión sostenible. Finalizando, otro aporte de esta investigación radica en la validación de la metodología del UCL95 como herramienta eficaz para calcular niveles de fondo y referencia de metales pesados, facilitando así la identificación de áreas vulnerables y orientando intervenciones ambientales adecuadas.

4.1.2.3.2. Determinación de valores de referencia (VR) de metales pesados para los suelos de bosque del distrito de Luyando.

Para lograr el objetivo en este acápite se han realizado los estudios estadísticos correspondientes para llegar a determinar los niveles de referencia como producto final de esta etapa de la investigación, como sigue.

4.1.2.3.2.1. Análisis de los contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque.

Este análisis distingue los parámetros estadísticos que caracterizan los contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque, estudiando dos niveles: superficiales (0-30 cm) y profundos (más de 100 cm). Los valores de estas concentraciones se presentan en el Cuadro 62 para los suelos de bosque del distrito de Luyando.

A. Valores discordantes de metales pesados en suelos de bosque.

Los valores discordantes se identificaron, a través del método de diagrama de cajas y bigotes (boxplot). Para los metales cobre (Figura 90.b); cadmio (Figura 90.c); molibdeno (Figura 90.h) y el titanio (Figura 90.o) no se identificaron valores discordantes. El análisis de los metales pesados indica que el arsénico (Figura 90.a) presenta un valor anómalo en la muestra P030-3EQ/SBM1 y un valor discordante extremo en P100-3EQ/SBM2, ambas del mismo lugar de muestreo en dos estratos. El plomo (Figura 90.d) muestra un valor anómalo en P100-MPR/SBM2 y dos valores discordantes en P030-3EQ/SBM1 y P100-3EQ/SBM2. Para el zinc (Figura 90.e), se observa un valor anómalo en P030-MPR/SBM y tres valores discordantes en P030-3EQ/SBM1, P100-3EQ/SBM2 y P100-MPR/SBM2. El cobalto (Figura 90.f) tiene un valor anómalo en P100-ASJT/SBM2, mientras que el mercurio (Figura 90.g) presenta un valor anómalo en P100-3EQ/SBM2. El níquel (Figura 90.i) exhibe un valor discordante extremo en P100-IK/SBM2, y el cromo (Figura 90.j) muestra dos valores anómalos en P030-GYO/SBM1 y P100-MA/SBM2, con tres discordantes en P100-IK/SBM2; P030-MPR/SBM1 y P100-MPR/SBM2. El estroncio (Figura 90.k) tiene un valor anómalo en P100-SG/SBM2 y un valor discordante en P030-SG/SBM1.

Cuadro 62. Contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque.

Muestras	Concentraciones totales (ppm)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
P030-H/SBM1	-	9	-	15	43	6	0,098	-	18	56	95	200	599	189	6700	35000
P030-B/SBM1	10	11	-	9	38	5	0,26	-	19	50	50	200	523	221	7100	48700
P030-MP/SBM1	-	22	-	18	54	8	0,094	2	15	43	36	400	455	340	6200	40400
P030-SMT/SBM1	7	9	-	21	43	15	0,096	-	22	55	20	800	441	247	6400	36100
P030-ASJT/SBM1	-	26	-	11	76	14	0,075	-	23	51	30	1400	277	654*	4000	31800
P030-SG/SBM1	8	12	3	26	134	9	0,131	3	39	48	1352*	1500	310	123	4300	20000
P030-MA/SBM1	8	13		20	86	3	0,118	4	20	95	181	100	371	295	4000	23100
P030-3EQ/SBM1	58*	13	2	98*	679*	9	0,229	2	42	61	416	3100*	377	214	6100	31200
P030-STR/SBM1	-	11	-	12	66	12	0,053	-	21	42	54	500	370	154	6200	36500
P030-GYO/SBM1	-	3	-	8	9	-	0,097	-	-	13*	59	-	867*	33	6300	1800*
P030-IK/SBM1	6	7	-	22	62	6	0,094	-	15	51	111	200	621	155	6900	35400
P030-MPR/SBM1	32	21	-	43	294*	5	0,186	9	56	142*	343	200	260	249	5800	41900
P100-H/SBM2	-	11	-	15	66	10	0,071	-	27	56	141	300	392	279	5800	46000
P100-B/SBM2	12	12	-	11	40	6	0,248	-	19	52	50	200	520	267	6800	49400
P100-MP/SBM2	-	20	-	25	78	8	0,108	3	22	59	55	200	335	443	5900	50500
P100-SMT/SBM2	9	7	-	15	36	15	0,114	-	23	59	19	500	389	442	6200	48100
P100-ASJT/SBM2	-	22	-	16	103	31*	0,039	-	34	50	31	1500	302	690*	5100	42700
P100-SG/SBM2	14	17	1	33	146	10	0,177	6	55	66	840*	1100	329	131	4000	25800
P100-MA/SBM2	10	15	-	22	101	4	0,138	5	22	115*	300	-	299	439	4600	28300
P100-3EQ/SBM2	80*	34	5	128*	1028*	12	0,389*	3	68	73	304	8200*	294	329	5600	46000
P100-STR/SBM2	6	12	-	12	109*	16	0,042	2	35	50	67	400	260	177	5100	44600
P100-GYO/SBM2	-	4	-	17	34	3	0,108	-	9	32	116	-	663	119	7300	7500
P100-IK/SBM2	12	16	-	33	97	12	0,08	5	159*	334*	149	100	297	225	6300	62100
P100-MPR/SBM2	37	24	-	62*	373*	5	0,318	10	64	174*	625	100	233	370	6000	55500

Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); P100 (profundidad de muestreo mayor a 100 cm); SBM1 (suelo de bosque muestra superficial); SBM2 (suelo de bosque muestra profunda), (*) indica valor discordante. Fuente. Elaboración propia.

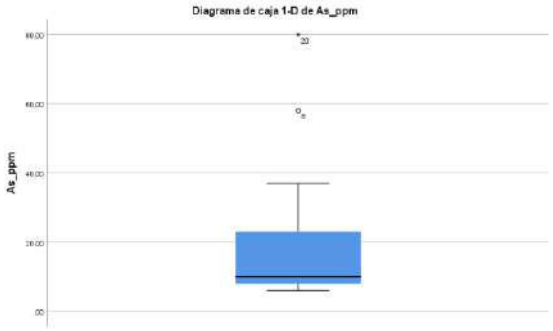


Figura 90.a). Arsénico (ppm)

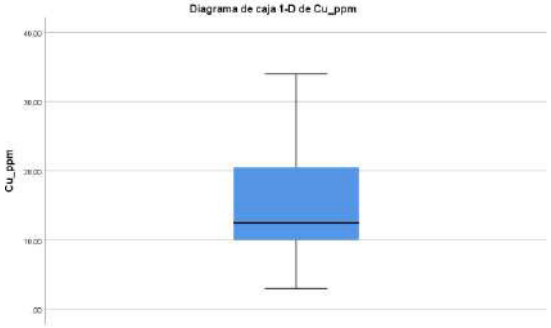


Figura 90.b). Cobre (ppm)

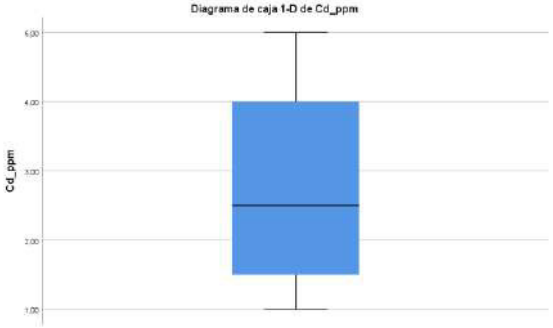


Figura 90.c). Cadmio (ppm)

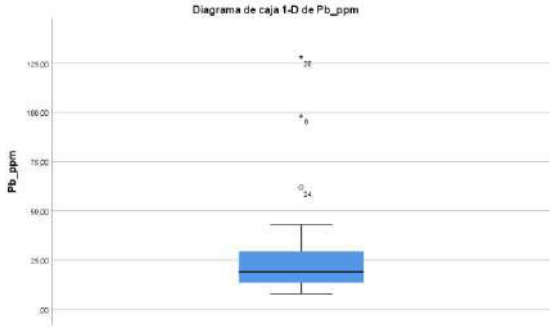


Figura 90.d). Plomo (ppm)

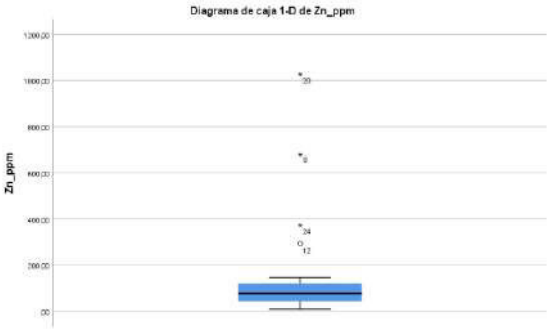


Figura 90.e). Zinc (ppm)

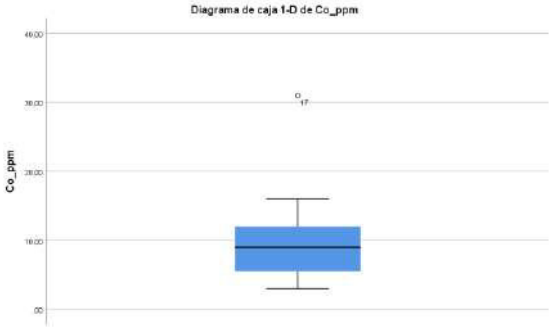


Figura 90.f). Cobalto (ppm)

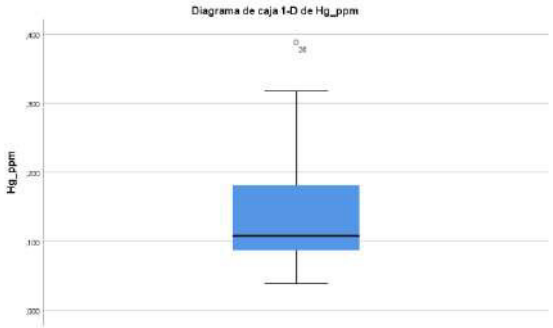


Figura 90.g). Mercurio (ppm)

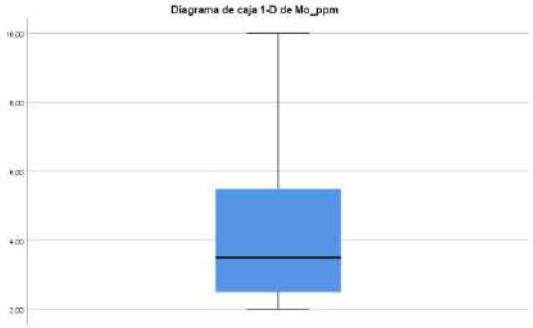


Figura 90.h). Molibdeno (ppm)

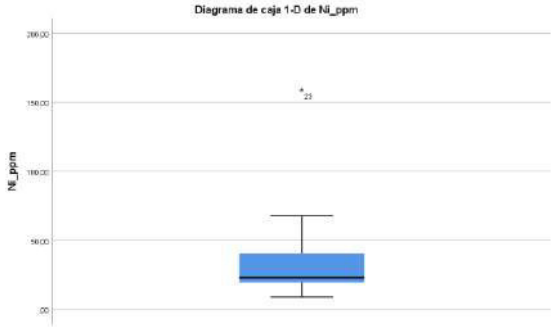


Figura 90.i). Niquel (ppm)

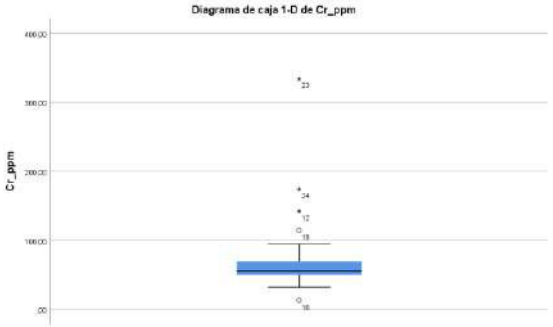


Figura 90.j). Cromo (ppm)

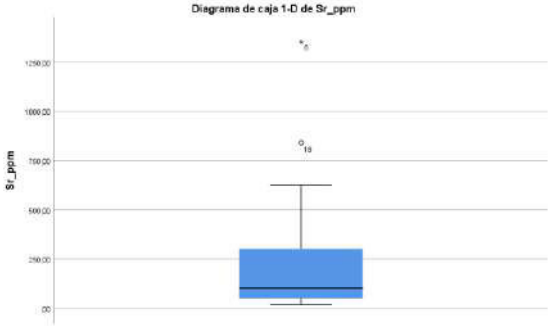


Figura 90.k). Estroncio (ppm)

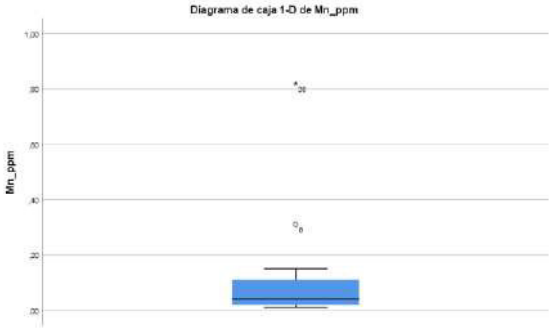


Figura 90.l). Manganeso (ppm)

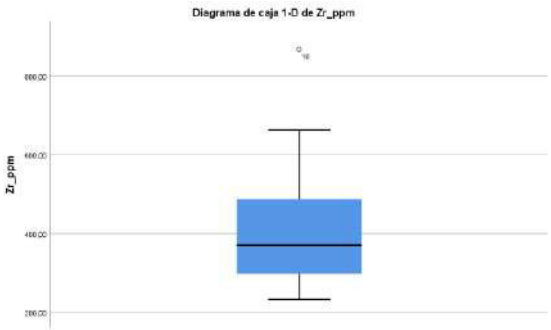


Figura 90.m). Zirconio (ppm)

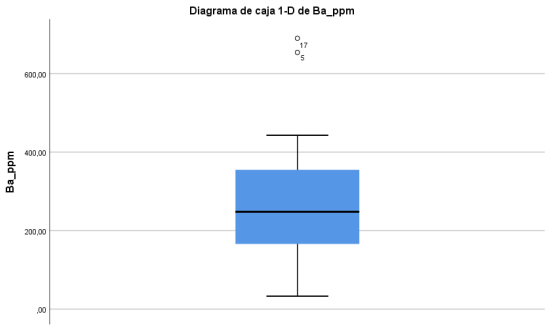


Figura 90.n). Bario (ppm)

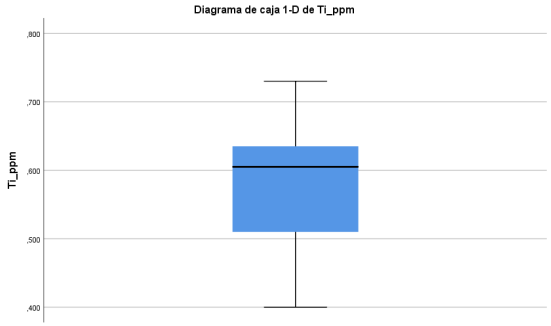


Figura 90.o). Titanio (ppm)

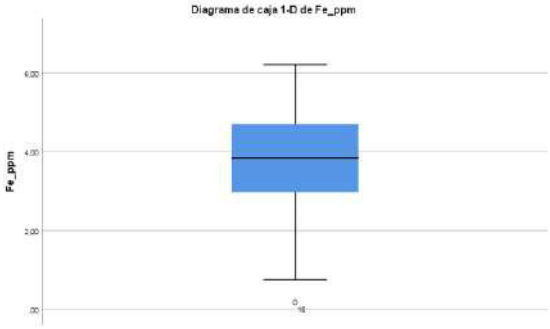


Figura 90.p). Hierro (ppm)

Figura 90. Diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en suelos de bosque.

El manganeso (Figura 90.l) presenta un valor anómalo en P030-3EQ/SBM1 y un discordante en P100-3EQ/SBM2; el zirconio (Figura 90.m) muestra un valor anómalo en P030-GYO/SBM1, y el bario (Figura 90.n) presenta dos anómalos en P030-ASJT/SBM1 y P100-ASJT/SBM2. Finalmente, el hierro (Figura 90.p) tiene un valor anómalo en P030-GYO/SBM1. El análisis de los diagramas de caja y bigotes evidencia una gran variabilidad en la distribución espacial de los metales en los suelos de bosque del distrito de Luyando.

Cuadro 63. Prueba de normalidad de los contenidos de metales pesados en suelos de bosque.

			Test Shapiro-Wilkinson			
Metal	**Asimetría**	**Curtosis**	**Estadístico**	**gl**	**Sig.**	**Distribución**
As	1,977	4,119	0,724	24	0,000	No Normal
Cu	0,759	0,523	0,951	24	0,285	Normal
Cd	2,961	8,838	0,448	24	0,000	No Normal
Pb	0,484	0,558	0,959	24	0,426	Normal
Zn	0,267	-0,619	0,954	24	0,325	Normal
Co	0,058	-0,816	0,964	24	0,522	Normal
Hg	0,985	0,664	0,914	24	0,044	No Normal
Mo	1,359	1,256	0,779	24	0,000	No Normal
Ni	0,799	0,154	0,910	24	0,036	No Normal
Cr	-0,638	-0,010	0,852	24	0,002	No Normal
Sr	1,807	3,206	0,778	24	0,000	No Normal
Mn	1,423	0,837	0,769	24	0,000	No Normal
Zr	0,003	1,151	0,938	24	0,149	Normal
Ba	0,021	-0,475	0,965	24	0,544	Normal
Ti	-0,600	-0,612	0,918	24	0,052	Normal
Fe	-0,834	0,870	0,953	24	0,317	Normal
Log As	1,284	1,071	0,851	13	0,029	No Normal
Log Cd	-0,352	-0,074	0,994	4	0,977	Normal
Log Hg	0,035	-0,242	0,968	23	0,636	Normal
Log Mo	0,395	-0,907	0,917	12	0,262	Normal
Log Ni	0,239	-0,330	0,947	22	0,273	Normal
Log Cr	0,279	2,305	0,943	19	0,304	Normal
Log Sr	0,265	-0,873	0,962	22	0,537	Normal
Log Mn	0,332	-1,034	0,908	19	0,067	Normal

Nota: gl, grados de libertad; Sig., Significación.
Fuente: Elaboración propia.

B. Análisis de normalidad de las poblaciones de los contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque.

Se evaluó el tipo de distribución de los contenidos de metales pesados en suelos de bosque utilizando la prueba de Shapiro-Wilkinson (n<50), cuyos resultados se presentan en el Cuadro 63. Se constató que no todos los grupos de metales muestran una distribución normal, destacando que el arsénico no alcanza la normalidad tras la transformación logarítmica.

4.1.2.3.2.2. Relaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados en suelos de bosque.

En los suelos de bosque, se analizaron las relaciones entre los metales pesados mediante la identificación de coeficientes de correlación, aplicando métodos según la distribución de cada población de datos. El Cuadro 64 presenta los coeficientes de correlación de los metales en suelos de bosque, donde se utilizó el coeficiente de Pearson para Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe, ya que sus distribuciones fueron normales, mientras que para el arsénico se aplicó el coeficiente de Spearman debido a su distribución no normal. El Cuadro 64 muestra una alta correlación entre metales pesados con significación considerable (P<0,01), destacando la relación positiva entre Mn y Cd (r=0,899), así como correlaciones medias con As-Hg (r=0,634), As-Mo (r=0,542), Ni-Cu (r=0,629); Ni-Mo (r=0,593); Mn-Cu (r=0,575); Mn-Ni(r=0,566); Ti-Zn (r=-0,617) y otros pares relacionados con el estroncio Sr-As (r=0,563); Sr-Zn (r=-0,525); Sr-Mo (r=0,673); Sr-Ni (r=0,539). Asimismo, se identifican correlaciones significativas (P<0,05) donde el molibdeno y el cobre presentan el mayor número, incluyendo pares como Mo-Cu (r=0,476) y Mo-Hg (r=0,428)); Ni-Mo (r=0,593); Cr-Mo (r=-0,422); Zr-Mo (r=-0,405); Cd–Cu (r=0,424); Zn-Pb (r=0,478); Ni-As (r=0,476); Ni-Cd (r = 0,570); Cr-As (r=-0,479); Sr-Hg (r=0,457); Mn–Sr (r=-0,508); Ba–Mn (r=-0,515); Ti-Cu (r=-0,413); Ti-Zr (r=0,503); Fe-Cu (r=0,442) y Fe-Ba (r=0,475). Estas correlaciones indican una competencia entre metales para ocupar posiciones en los coloides del suelo, donde aquellos con mayor afinidad, como Mn, Zn, Pb, Fe y Mo, tienden a ser adsorbidos, mientras que metales con menor afinidad, como Cd, Cu y Hg y otros, permanecen en formas móviles. En los suelos de bosque, todas las muestras presentan correlaciones significativas, predominando los orígenes líticos. Se identificaron altos niveles de

metales en el análisis de valores discordantes. Para el arsénico, las muestras P030-3EQ/SBM1 y P100-3EQ/SBM2 presentaron valores de 58 y 80 ppm, respectivamente, superando el estándar de ECA para suelos y procedentes de la comunidad de Tres Esquinas. En el caso del plomo, las mismas muestras mostraron 98 ppm y 128 ppm, excediendo también el límite de la ECA. Para el zinc, las muestras P030-3EQ/SBM1 y P100-3EQ/SBM2 reportaron 679 y 1028 ppm, mientras que las muestras P030-MPR/SBM1 y P100-MPR/SBM2 tuvieron 294 y 373 ppm, superando los estándares internacionales provienen de la comunidad de Mapresa. La muestra P100-ASJT/SBM2 presentó un valor anómalo de cobalto de 31 ppm, que supera el estándar holandés; el mercurio en la muestra P100-3EQ/SBM2 fue de 0.389 ppm, no superando el ECA. La muestra P100-IK/SBM2 mostró un valor discordante de 159 ppm para el níquel, mientras que el cromo en P100-IK/SBM2 alcanzó 334 ppm, con otras muestras P030-MPR/SBM1 y P100-MPR/SBM2 en 142 y 174 ppm, respectivamente, superando los estándares mundiales. En el caso del estroncio, la muestra P030-SG/SBM1 tuvo un valor discordante extremo de 1352 ppm. Para el manganeso en la muestra P100-3EQ/SBM2 se reportó 0.82 ppm, sin superar la media mundial. La muestra P030-GYO/SBM1 para el zirconio mostró un valor anómalo de 663 ppm, y para los valores de bario en 654 ppm y 690 ppm en las muestras P030-ASJT/SBM1 y P100-ASJT/SBM2, respectivamente, no sobrepasaron el ECA. Finalmente, no se encontraron valores extremos de hierro en los suelos de bosque de Luyando.

A. Análisis factorial de los contenidos de metales pesados.

El análisis factorial revela cinco componentes que explican el 77.8% de la varianza total (ver Cuadro 65). El primer componente explica el 26.5% de la varianza, incluye metales como Sr, Mo, As, Ni, Hg, Cu, Fe y Ba, con los tres primeros mostrando mayor carga y relacionados principalmente con un origen natural, sugiriendo que su movilidad está controlada por procesos pedogénicos y de meteorización. El segundo componente (19.7%) abarca Mn, Zn, Cu y Ni, destacándose el Cd; y Co con cargas menores. El tercer componente (14.0%) incluye principalmente Cd y Cr; con Co y Cu presentando cargas más bajas. El cuarto componente (10.7%) agrupa metales como Fe, Ba y Co con mayor coeficiente de carga, y el quinto componente (7.0%) abarca Hg, Cr y Zr con cargas intermedias

Cuadro 64. Análisis correlacional de las concentraciones de metales pesados en suelos de bosque.

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
As	r	1															
	p																
Cu	r	0,119	1														
	p	0,580															
Cd	r	-0,036	0,424*[a]	1													
	p	0,869	0,039														
Pb	r	0,323	-0,074	-0,252	1												
	p	0,123	0,731	0,235													
Zn	r	0,051	-0,033	-0,087	0,478*[a]	1											
	p	0,813	0,880	0,685	0,018												
Co	r	-0,047	0,134	0,206	-0,016	0,162	1										
	p	0,828	0,534	0,334	0,941	0,449											
Hg	r	0,634**[b]	-0,065	-0,156	-0,096	-0,298	-0,297	1									
	p	0,001	0,764	0,466	0,655	0,158	0,158										
Mo	r	0,542**[b]	0,476*	0,112	0,341	-0,009	-0,109	0,428*[a]	1								
	p	0,006	0,019	0,602	0,103	0,968	0,611	0,037									
Ni	r	0,198	0,629**[a]	0,570**[a]	-0,111	-0,131	0,145	0,240	0,593**[a]	1							
	p	0,354	0,001	0,004	0,606	0,540	0,498	0,258	0,002								
Cr	r	-0,223	0,038	0,301	-0,194	0,205	0,283	-0,236	-0,422*[a]	0,117	1						
	p	0,296	0,860	0,153	0,363	0,337	0,181	0,267	0,040	0,586							
Sr	r	0,057	0,364	0,198	-0,277	-0,525**[a]	-0,206	0,457*[a]	0,673**[a]	0,539**[a]	-0,370	1					
	p	0,791	0,081	0,353	0,191	0,008	0,335	0,025	0,000	0,007	0,075						
Mn	r	-0,284	0,578**	0,899**	-0,397	-0,235	0,260	-0,289	0,001	0,566**	0,359	0,224	1				
	p	0,179	0,003	0,000	0,055	0,270	0,220	0,170	0,997	0,004	0,085	0,294					
Zr	r	-0,187	-0,323	-0,150	0,032	-0,040	-0,010	0,085	-0,405*[a]	-0,264	0,381	-0,214	-0,133	1			
	p	0,382	0,123	0,484	0,882	0,854	0,962	0,692	0,050	0,213	0,066	0,316	0,536				
Ba	r	0,292	0,172	0,022	0,008	-0,212	0,159	0,237	0,360	0,160	0,006	0,375	-,515*[a]	0,082	1		
	p	0,167	0,422	0,918	0,971	0,319	0,457	0,266	0,084	0,455	0,979	0,071	0,010	0,704			
Ti	r	-0,067	-0,413*	-0,232	-0,216	-0,617**	-0,132	0,176	-0,342	-0,372	-0,221	0,031	-0,166	0,503*	0,120	1	
	p	0,756	0,045	0,275	0,310	0,001	0,538	0,410	0,102	0,074	0,300	0,886	0,437	0,012	0,576		
Fe	r	0,267	0,442*	-0,072	-0,016	-0,069	0,377	0,129	0,220	0,226	-0,008	0,201	0,073	0,064	0,475*	0,190	1
	p	0,207	0,031	0,737	0,942	0,749	0,069	0,548	0,301	0,288	0,971	0,346	0,734	0,766	0,019	0,373	

Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación. (a) Coeficiente de Pearson. (b) Coeficiente de Spearman.

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 65. Análisis de componentes principales de metales en suelos de bosque.

Variable	Componentes principales				
	1	2	3	4	5
Sr_ppm	**0,867**	-0,165	0,147	-0,235	-0,018
Mo_ppm	**0,866**	0,260	-0,326	0,051	0,008
As_ppm	**0,812**	-0,018	-0,399	0,177	0,193
Ni_ppm	**0,661**	**0,513**	0,298	-0,114	0,279
Hg_ppm	**0,579**	-0,341	-0,196	0,010	**0,547**
Ti_ppm	-0,054	-0,864	0,208	0,138	-0,043
Mn_ppm	-0,364	**0,717**	-0,195	0,012	0,233
Zn_ppm	-0,406	**0,609**	-0,417	0,285	0,089
Cu_ppm	**0,510**	**0,574**	**0,307**	0,022	-0,143
Pb_ppm	-0,037	0,234	-0,680	**0,421**	0,013
Cd_ppm	0,174	**0,446**	**0,589**	-0,322	0,089
Cr_ppm	-0,424	0,298	**0,562**	0,173	**0,453**
Fe_ppm	**0,398**	0,034	0,279	**0,708**	-0,168
Ba_ppm	**0,499**	-0,197	0,255	**0,518**	-0,123
Co_ppm	-0,112	**0,371**	**0,395**	**0,508**	-0,253
Zr_ppm	-0,331	-0,435	0,224	**0,412**	**0,545**
Autovalor	4,234	3,145	2,238	1,711	1,117
Varianza explicada	26,5	19,7	14,0	10,7	7,0

Fuente. Elaboración propia.

B. Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados.

La Figura 91 se presenta el dendograma resultado del análisis clúster de los contenidos totales de metales en los suelos de bosque; observándose la conformación de 4 cluster, siendo para el primer cluster de pertenencia; una asociación primigenia del As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Mn, Ti y Fe, seguidamente se observan los cluster que se distinguen claramente del resto de metales en el segundo Cluster al Sr, en el tercer cluster al Zr y el cuarto cluster distinguiendo al Ba, formando clústeres independientes, estos tres metales (Sr, Zr y Ba) del primer cluster indistintamente, cabe mencionar que del análisis se observan una similitud de clústers respecto al análisis realizado para metales en suelos agrícolas. El primer clúster por estar conformado por la mayoría de los metales en estudio, se puede atribuir mayoritariamente factor litogénico por ser suelos de bosque natural, con estos resultados se corroborar los resultados de análisis factorial para los metales en suelos de bosque.

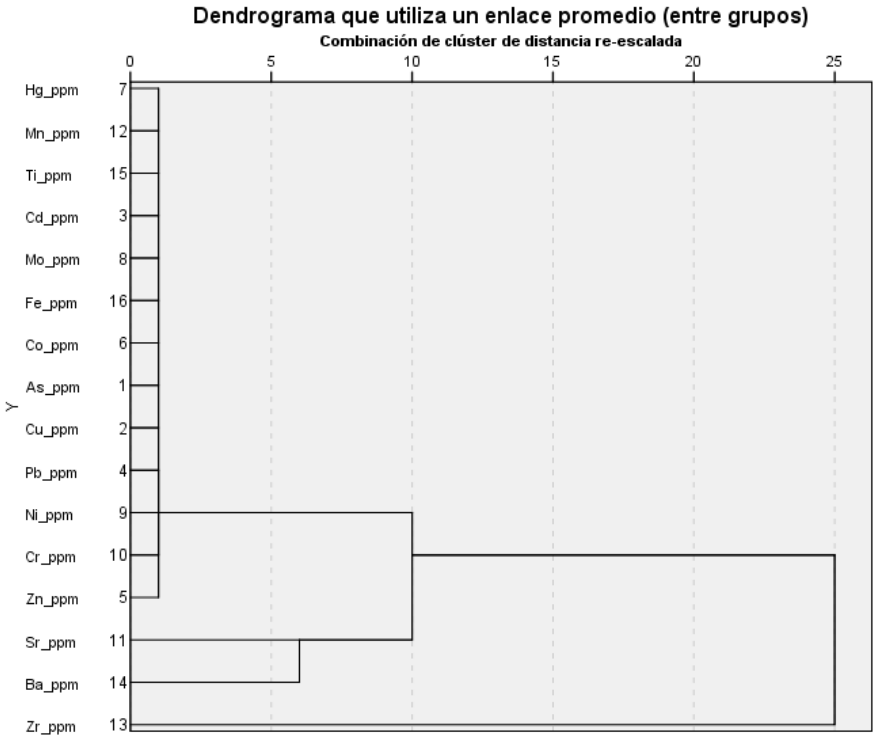


Figura 91. Análisis clúster de contenidos de metales pesados en suelos de bosque.

4.1.2.3.2.3. Niveles de fondo (NF) para suelos de bosque.

A. NF por métodos estadísticos descriptivos.

Los parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque excluyendo los valores discordantes se observan en el Cuadro 66. La identificación de los niveles de fondo se basa en el análisis de intervalos de metales, lo que permite detectar zonas de contaminación puntual atribuibles a procesos pedogenéticos intensivos que generan acumulación de metales.

Cuadro 66. Estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados en suelos de bosque.

Parámetro	As	*Cu	*Cd	*Pb	*Zn	*Co	*Hg	*Mo	*Ni	*Cr	*Sr	*Mn	*Zr	*Ba	*Ti	*Fe
N	13	24	4	21	20	22	24	12	22	19	22	22	23	22	24	23
Media	6,0	14,6	2,8	19,2	71,1	8,8	0,1	4,5	30,4	55,2	147,8	450,0	387,7	247,3	5779,2	38547,8
D.E	9,8	7,4	1,7	8,9	35,8	4,1	0,1	2,7	16,8	13,2	156,7	489,7	122,9	112,6	996,9	12473,6
Mínimo	6,0	3,0	1,0	8,0	9,0	3,0	0,0	2,0	9,0	32,0	19,0	100,0	233,0	33,0	4000,0	7500,0
Máximo	37,0	34,0	5,0	43,0	146,0	16,0	0,3	10,0	68,0	95,0	625,0	1500,0	663,0	443,0	7300,0	62100,0

****Distribución normal, valores expresados en ppm.***
Fuente. Elaboración propia.

Las concentraciones totales de los metales, ordenadas de mayor a menor; según la media de cada metal son:

Fe>Ti>Mn>Zr>Ba>Sr>Zn>Cr>Ni>Pb>Cu>As>Co>Mo>Cd>Hg.

La mayoría de las poblaciones de metales presentan una distribución normal, lo que justifica el uso de la media aritmética para caracterizar los niveles de fondo; sin embargo, para el arsénico, se aplica la mediana, dado que su distribución es no normal (ver Cuadro 63).

Cuadro 67. Niveles de fondo (NF) de metales pesados en suelos de bosque.

Metal	Distribución	Población de fondo	Media Aritmética	p90	NF (Según distribución)
As	No Normal (n=13)	[6-37]	6	23,0	6**
Cu	Normal (n=24)	[3-34]	14,6	25,0	15*
Cd	Normal (n=4)	[1-5]	2,8	2,5	3*
Pb	Normal (n=21)	[8-43]	19,2	33,0	19*
Zn	Normal (n=20)	[9-146]	71,1	121,5	71*
Co	Normal (n=22)	[3-16]	8,8	15,0	9*
Hg	Normal (n=24)	[0,0-0,3]	0,1	0,3	0,1*
Mo	Normal (n=12)	[2-10]	4,5	7,5	5*
Ni	Normal (n=22)	[9-68]	30,4	60,0	30*
Cr	Normal (n=19)	[32-95]	55,2	69,5	55*
Sr	Normal (n=22)	[19-625]	147,82	379,5	148*
Mn	Normal (n=22)	[100-1500]	450,00	1450,0	450*
Zr	Normal (n=23)	[233-663]	387,7	610,0	388*
Ba	Normal (n=22)	[33-443]	247,3	440,5	247*
Ti	Normal (n=24)	[4000-7000]	5779,2	7000,0	5780*
Fe	Normal (n=23)	[8000-62000]	38547,8	53000,0	38548*

Nota: Niveles de fondo expresados en ppm, determinados a partir de los parámetros estadísticos descriptivos. (*) media aritmética (Distribución Normal). (**) mediana (Distribución No Normal).
Fuente. Elaboración propia.

B. NF por método de cálculo UCL95.

Los resultados del cálculo del UCL95 para suelos de bosque se observan en el Cuadro 68. Se determinaron estadísticas tanto con concentraciones totales y excluyendo los valores discordantes.

Al considerar únicamente los valores normales, los metales As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Ti mostraron valores ajustados más bajos que los calculados con valores discordantes, excepto el hierro (Cuadro 67). ProUCL (2022) sugiere emplear un UCL95 adaptado a la distribución de cada metal pesado. Finalmente, el Cuadro 69 presenta las propuestas de niveles de fondo (NF) basadas en las metodologías de estadística descriptiva y cálculo UCL95 para los suelos de bosque analizados.

Cuadro 68. UCL95 (NF) para metales pesados en suelos de bosque de Luyando.

Calculo UCL95 para suelos de bosque				
Metal	**UCL^{SD}**	**Distribución***	**UCL^{CD}**	**Distribución***
As	18.55**	95% H-UCL	30.63	95% Student's-t UCL
Cu	17.23**	95% Student's-t UCL	17.23	95% Student's-t UCL
Cd	4.76**	95% Student's-t UCL	4.76	95% Student's-t UCL
Pb	22.59**	95% Student's-t UCL	38.02	95% H-UCL
Zn	84.91**	95% Student's-t UCL	255.2	95% H-UCL
Co	10.27**	95% Student's-t UCL	11.93	95% Student's-t UCL
Hg	0.161**	95% Adjusted Gamma UCL	0.177	95% Adjusted Gamma UCL
Mo	5.889**	95% Student's-t UCL	5.889	95% Student's-t UCL
Ni	38.33**	95% H-UCL	46.53	95% H-UCL
Cr	60.45**	95% Student's-t UCL	98.88	95% Student's-t UCL
Sr	222.4**	95% Adjusted Gamma UCL	360.7	95% Adjusted Gamma UCL
Mn	716.0**	95% Student's-t UCL	1950.0	95% H-UCL
Zr	431.7**	95% Student's-t UCL	466.6	95% Adjusted Gamma UCL
Ba	288.6**	95% Student's-t UCL	339.1	95% Student's-t UCL
Ti	6130.0**	95% Student's-t UCL	6130.0	95% Student's-t UCL
Fe	43010.0	95% Student's-t UCL	42030.0**	95% Student's-t UCL

Nota. SD el cálculo UCL95 se realizó sin valores discordantes. CD el cálculo UCL95 se realizó con valores discordantes. *Distribución de datos. **Valor ajustado en ppm. Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 69. Propuesta de niveles de fondo (NF) de metales pesados en suelos de bosque de Luyando.

Propuesta de NF para suelos de bosque					
Metal	**Distribución**	**Población de fondo**	**Método Estadístico Descriptivo**		**UCL95***
			Parámetro Estadístico	**Valor***	
As	No Normal (n=13)	[6-37]	Mediana	6	19
Cu	Normal (n=24)	[3-34]	Media Aritmética	15	17
Cd	Normal (n=4)	[1-5]	Media Aritmética	3	5
Pb	Normal (n=21)	[8-43]	Media Aritmética	19	23
Zn	Normal (n=20)	[9-146]	Media Aritmética	71	85
Co	Normal (n=22)	[3-16]	Media Aritmética	9	10
Hg	Normal (n=24)	[0,0-0,3]	Media Aritmética	0,12	0,16
Mo	Normal (n=12)	[2-10]	Media Aritmética	5	6
Ni	Normal (n=22)	[9-68]	Media Aritmética	30	38
Cr	Normal (n=19)	[32-95]	Media Aritmética	55	61
Sr	Normal (n=22)	[19-625]	Media Aritmética	148	222
Mn	Normal (n=22)	[100-1500]	Media Aritmética	450	716
Zr	Normal (n=23)	[233-663]	Media Aritmética	388	432
Ba	Normal (n=22)	[33-443]	Media Aritmética	247	289
Ti	Normal (n=24)	[4000-7000]	Media Aritmética	5780	6130
Fe	Normal (n=23)	[8000-62000]	Media Aritmética	38548	42030

Nota: *Valores de niveles de fondo expresados en ppm.

Fuente. Elaboración propia.

4.1.2.3.2.4. Análisis estadísticos, relación entre metales y propiedades fisicoquímicas en el cálculo de valores de referencia para suelo de bosque.

A. Estadísticos de los parámetros fisicoquímicos.

Del análisis de los parámetros fisicoquímicos en suelos de bosque (ver Cuadro 70) se revelan un pH ácido en la mayoría de las muestras, excepto en las muestras P030-H/SBM1 y P030-MA/SBM1, que están cerca de la neutralidad. Los suelos exhiben un alto contenido de materia orgánica (MO) y un elevado porcentaje de carbonatos ($CaCO_3$) debido a materiales carbonatados en un entorno kárstico. Sin embargo, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) es baja en estos suelos. En cuanto a la composición granulométrica, predominan las partículas de arcilla y arena sobre las de limo, resultando en texturas franco-arcillosas y arcillosas.

Cuadro 70. Estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos del suelo de bosque.

Parámetros	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	pH [1:1]	MO (%)	$CaCO_3$ (%)	CIC (cml+/kg)
Media	27,78	26,29	45,97	5,80	9,05	17,85	9,30
Mediana	25,00	24,50	43,93	5,78	8,86	17,47	9,09
DE	14,37	11,29	13,43	0,80	3,32	6,55	4,18
Mínimo	5,50	9,12	21,36	4,68	3,37	6,64	0,98
Máximo	69,52	51,70	80,25	7,20	19,81	39,06	16,99

Nota: DE, Desviación estándar.
Fuente. Elaboración propia.

A.1. Análisis estadístico del pH.

El pH de los suelos de bosque en estudio varía entre 4.68 y 7.20, con una media de 5.8 y una baja desviación estándar (0.8%), lo que indica escasa variabilidad en los valores (ver Cuadro 70). El 42.0% de las muestras son fuertemente ácidas, el 25% son moderadamente ácidas y el 33% son ligeramente ácidas (Porta et al., 2003). Estas variaciones se atribuyen probablemente a factores litogénicos y procesos pedogénicos, como la transformación de materia orgánica en la zona de estudio. El análisis del diagrama de caja para la población de pH no identificó valores discordantes (Figura

92). Además, el histograma revela una distribución normal de los datos (Figura 93), confirmada por los resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson (ver Cuadro 71).

Cuadro 71. Prueba de normalidad de los parámetros fisicoquímicos del suelo de bosque.

Metal	Asimetría	Curtosis	Test Shapiro-Wilkinson			
			Estadístico	gl	Sig.	Distribución
Arena (%)	1,246	1,956	0,890	24	0,013	No Normal
Arcilla (%)	0,521	0,392	0,968	24	0,625	Normal
Limo (%)	0,429	-0,471	0,963	24	0,511	Normal
pH [1:1]	0,129	-1,413	0,922	24	0,066	Normal
MO (%)	1,388	3,856	0,899	24	0,020	No Normal
$CaCO_3$ (%)	1,388	3,856	0,899	24	0,020	No Normal
CIC (cml+/kg)	-,110,0	-0,694	0,982	24	0,928	Normal
Log Arena (%)	-0,609	1,610	0,944	24	0,197	Normal*
Log MO (%)	-0,240	1,537	0,965	24	0,539	Normal*
Log $CaCO_3$ (%)	-0,240	1,537	0,965	24	0,539	Normal*

****Transformación logarítmica.***

Fuente. Elaboración propia.

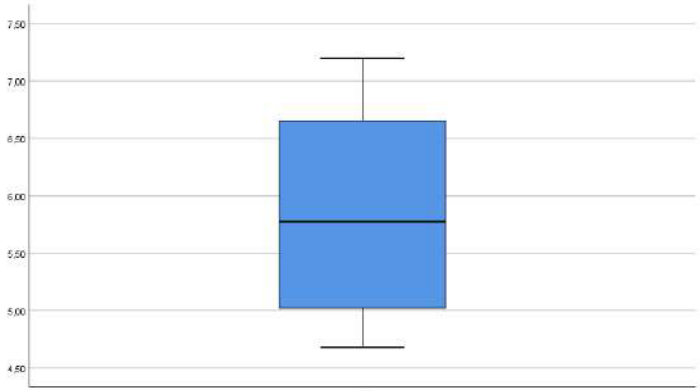


Figura 92. Diagrama de caja de la población de datos del pH.

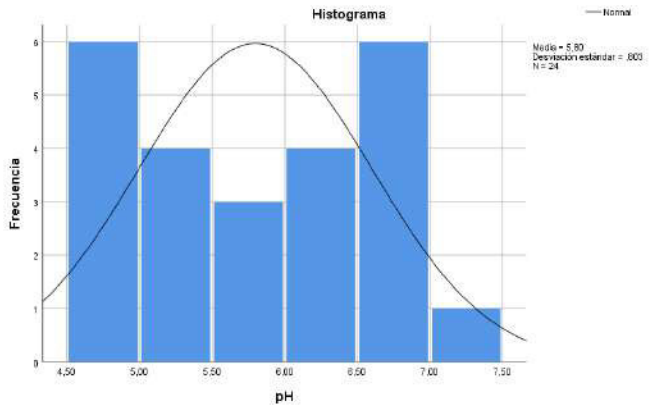


Figura 93. Histograma de la población de datos del pH.

A.2. Análisis estadístico de la materia orgánica.

Los contenidos de materia orgánica en los suelos varían entre 3.37% (mínimo) y 19.81% (máximo), con una media de 9.05% y una desviación estándar relativa del 3.32% (ver Cuadro 70)., lo que sugiere que son suelos ricos en materia orgánica (Porta et al., 2003), probablemente debido a la eficiente descomposición en los bosques tropicales. El análisis del diagrama de caja reveló un valor discordante en la muestra P030-ASJT/SBM1 del estrato superficial (Figura 94). Además, el histograma muestra una distribución normal de los datos (Figura 95), confirmada por la prueba de Shapiro-Wilkinson (ver Cuadro 71).

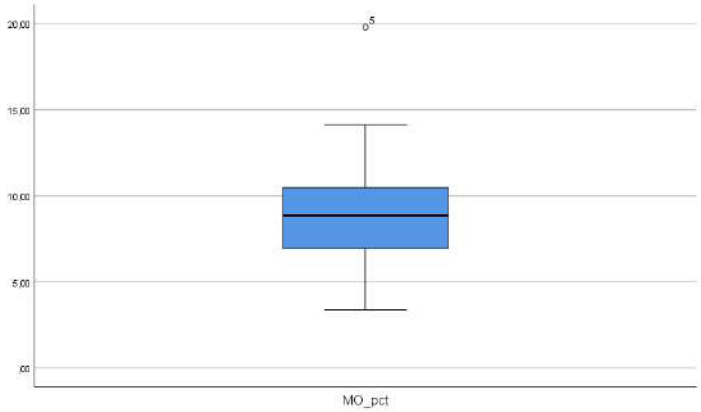


Figura 94. Diagrama de caja de la población de datos de materia orgánica.

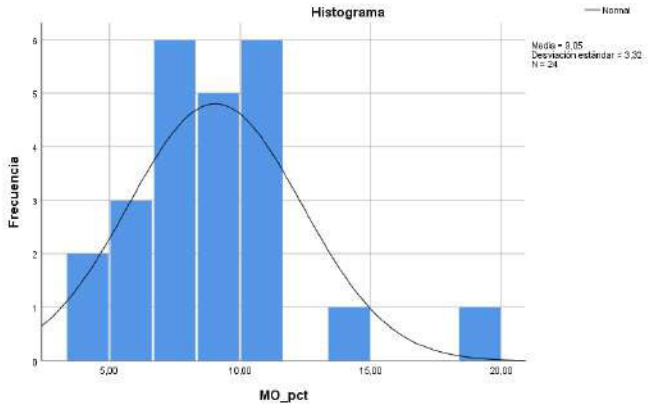


Figura 95. Histograma de la población de datos de materia orgánica.

A.3. Análisis estadístico de Carbonatos ($CaCO_3$).

Los contenidos de carbonatos en la zona de estudio varían entre 6.64% (mínimo) y 39.06% (máximo), con una media de 17.85% y una desviación estándar relativa del 6.55% (ver Cuadro 70), lo que indica una baja variabilidad. Estos rangos sugieren que los suelos son entre moderadamente calcáreos y altamente calcáreos

(Porta et al., 2003), atribuibles en gran medida a su material parental de origen kárstico. El análisis del diagrama de caja reveló un valor discordante en la muestra P030-ASJT/SBM1 (Figura 96), y el histograma muestra una distribución normal de los datos (Figura 97), confirmada por la prueba de Shapiro-Wilkinson (ver Cuadro 71).

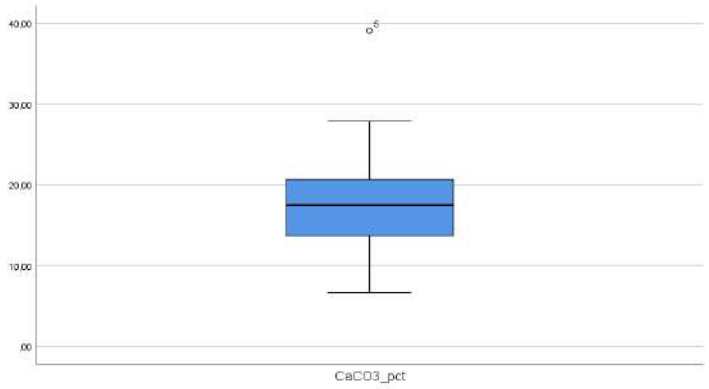


Figura 96. Diagrama de caja de la población de datos de los $CaCO_3$.

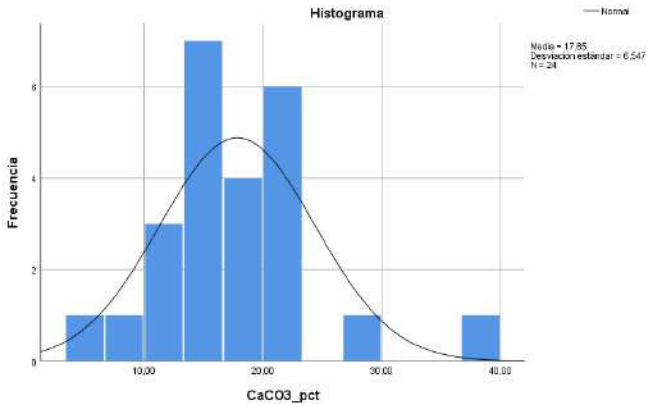


Figura 97. Histograma de la población de datos de los $CaCO_3$

A.4. Análisis estadístico de la capacidad de intercambio catiónico (CIC).

Los valores de la CIC, que oscilan entre 0.98% (mínimo) y 16.99% (máximo), con una media de 9.30% y una baja desviación estándar relativa del 4.18% (ver Cuadro 70) lo que indica poca variabilidad. Todas las muestras muestran valores bajos (menores a 20 cmol+/kg), sugiriendo una alta capacidad de los suelos para almacenar nutrientes, relacionada con los contenidos elevados de arcilla y materia orgánica. El análisis del diagrama de caja no reveló valores discordantes (Figura 98), y el histograma muestra una distribución normal de los datos (Figura 99), confirmada por la prueba de Shapiro-Wilkinson (ver Cuadro 71).

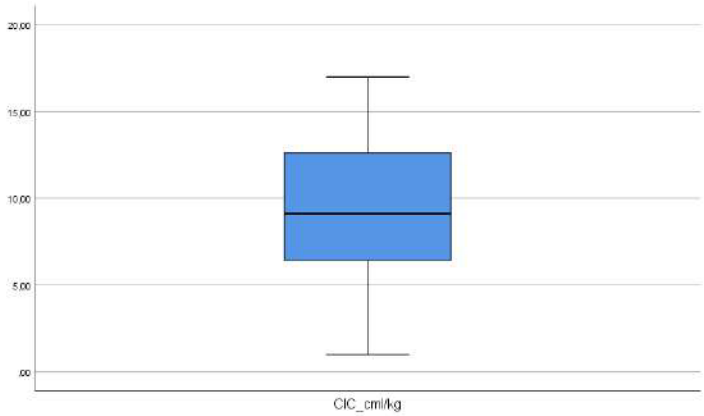


Figura 98. Diagrama de caja de la población de datos de la CIC.

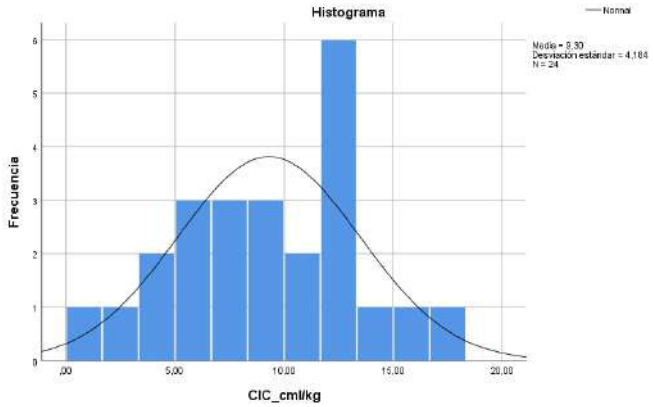
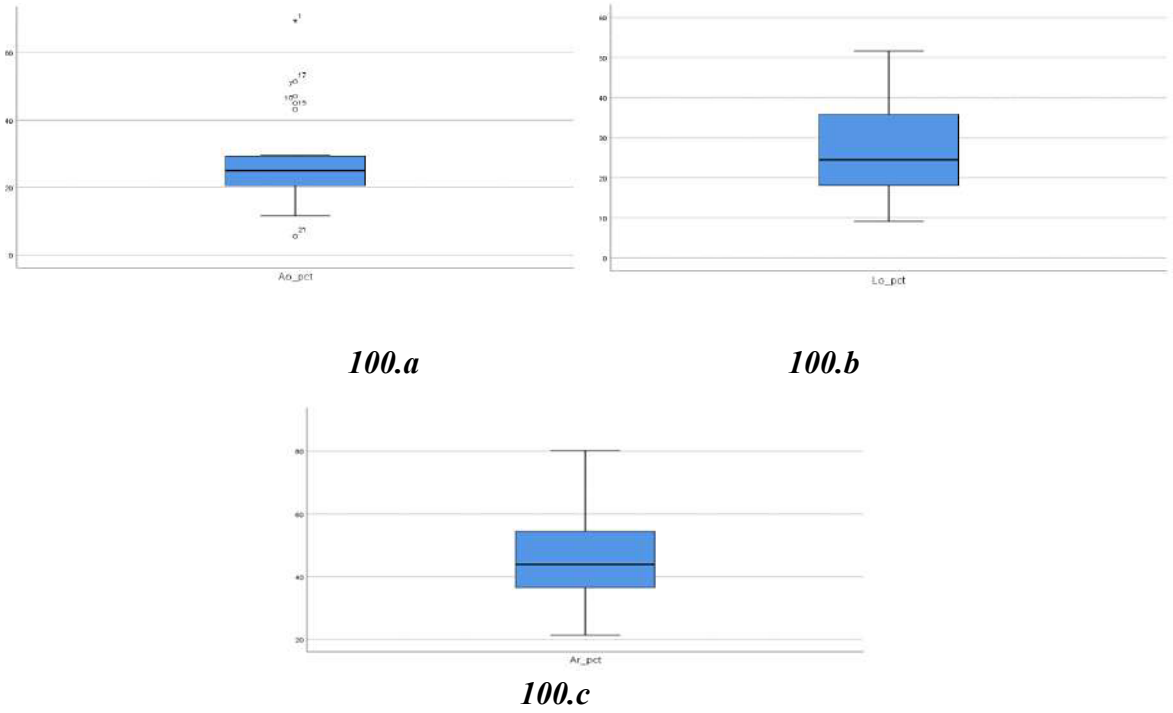


Figura 99. Histograma de la población de datos de la CIC.

A.5. Análisis estadístico de las fracciones granulométricas.

Respecto a los valores de las fracciones granulométricas de los suelos analizados (ver Cuadro 70). La fracción de arena varía entre 5.50% y 69.52%, con una media de 27.78% y una baja desviación estándar relativa del 14.37% , evidenciándose seis valores discordantes en el análisis del diagrama de caja (Figura 100.a). El histograma muestra una distribución normal, confirmada por la prueba de Shapiro-Wilkinson (ver Cuadro 71). La fracción de limo oscila entre 9.12% y 51.70%, con una media de 26.29% y una desviación estándar relativa del 11.29%, sin valores discordantes observados (Figura 100.b) y una distribución normal en el histograma (Figura 101.b). Por último, la fracción de arcilla varía de 21.36% a 80.25%, con una media de 45.97% y una desviación estándar relativa del 13.47%, sin valores

discordantes (Figura 100.c), y también muestra una distribución normal según el histograma (Figura 101.c).



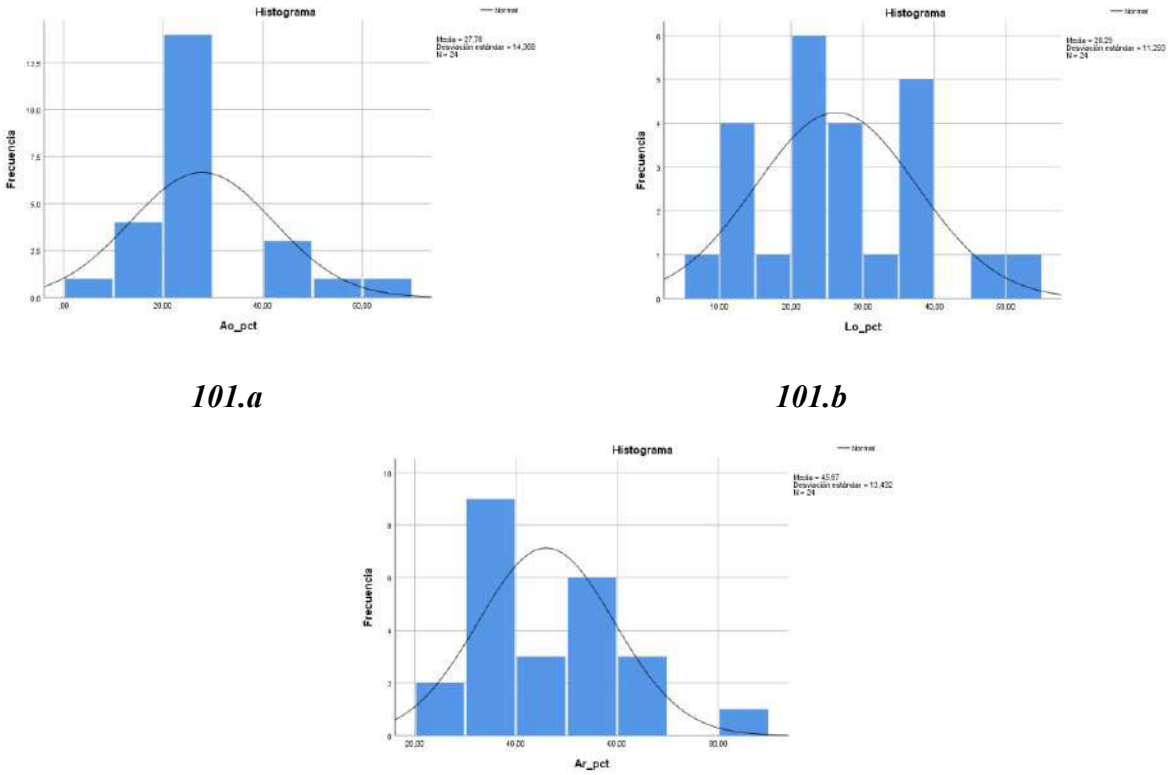
100.a ***100.b***

100.c

Figura 100. Diagramas de caja de la población de datos de las fracciones granulométricas.

Del análisis se observa que las clases de texturales finas, resaltando mayoritariamente la textura Franco arcillosa (50%) y Arcilloso (50%). En el estrato superficial las muestras con altos contenidos de arcilla son P030-B/SBM1, P030-MP/SBM1, P030-SMT/SBM1, P030-ASJT/SBM1, P030-3EQ/SBM1, P030-STR/SBM1, P030-IK/SBM1, P030-MPR/SBM1 y para el estrato profundo las muestras P100-H/SBM2, P100-B/SBM2, P100-MP/SBM2, P100-SMT/SBM2, P100-ASJT/SBM2, P100-SG/SBM2, P100-MA/SBM2, P100-3EQ/SBM2, P100-STR/SBM2, P100-GYO/SBM2, P100-IK/SBM2 y P100-MPR/SBM2; las que muestran predisposiciones a mayor acumulación de metales pesados, clasificadas en su mayoría como arcillosas y franco arcillosos (USDA, 1999, Porta et al., 2003).

Los resultados indican que, en los suelos de bosque natural, la materia orgánica y el contenido de arcilla son fundamentales para la dinámica de los metales pesados. Tanto el pH como la capacidad de intercambio catiónico (CIC) influyen en la movilidad de estos metales, lo que pone de realce la importancia de su interacción con los carbonatos.



101.a ***101.b***

101.c

Figura 101. Histogramas de la población de datos de las fracciones granulométricas.

A pesar de que la elevada superficie específica de las partículas de arcilla promueve la retención de metales pesados, el pH y la materia orgánica complican esta relación. Es crucial adoptar un enfoque integral para evaluar la calidad del suelo en Luyando, dado que la relación entre estos factores es compleja, no lineal y varía según las condiciones del suelo y el tipo de metal. Aunque la conductividad eléctrica no se incluyó en esta investigación, podría ofrecer información valiosa sobre estas interacciones y su efecto en la disponibilidad de nutrientes y la toxicidad de los metales en suelos tropicales.

B. Análisis estadístico de los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas (correlaciones, análisis factorial y análisis cluster).

B.1. Correlaciones entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo de bosque.

Para determinar los coeficientes de correlación entre metales pesados (Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti, Fe) y propiedades fisicoquímicas del suelo (tales como %Arena, %Arcilla, %Limo, pH, %MO, %$CaCO_3$ y CIC), se utilizó el coeficiente de Pearson para las correlaciones, dado que las poblaciones de datos mostraron distribución normal (Cuadros 63 y 71) y en el caso del arsénico, se aplicó el coeficiente de Spearman debido a su distribución no normal.

El análisis revelo correlaciones altamente significativas ($P<0.01$) como la relación perfecta entre $CaCO_3$ y %MO ($r=1.00$). Otras correlaciones incluyen CIC-Co ($r=0.647$), CIC-Hg ($r=-0.540$), Arc%-Co ($r=0.540$), Ao%-Co ($r=-0.560$) y Ar%-Ao% ($r=-0.672$), con relaciones medias en ambos sentidos. Para correlaciones medianamente significativas ($P<0.05$), se observan Arc%-Fe ($r=0.477$), pH-Fe ($r=0.429$), CIC-Fe ($r=0.510$), Lo%-Ao% ($r=-0.475$) y CIC-pH ($r=0.515$), todas en rangos de correlación media. Además, se confirman interrelaciones considerables entre metales, que son comparables a los datos presentados en el Cuadro 64.

La investigación muestra una variabilidad entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas en los suelos de bosque del distrito de Luyando, siendo que la materia orgánica presenta correlaciones bajas con estos metales, pero destaca una correlación perfecta con los carbonatos ($CaCO_3$), sugiriendo que los contenidos de carbonatos afectan la movilidad de los metales en los estratos analizados. Para las correlaciones entre arcilla y metales, como Fe y Co, estas indican competencia por posiciones de cambio, mientras que las bajas concentraciones de metales no están reguladas por los procesos de intercambio catiónico (Micó, 2005). Además, el pH y la materia orgánica influyen en la movilidad de metales como Zn, con efectos sobre su bioacumulación (Zeng et al., 2011). Por tanto, conocer las interacciones de carbonatos, arcillas y metales pesados es información importante para la gestión de suelos contaminados, aunque se requiere realizar investigación más profunda sobre cómo estas interacciones varían en el tiempo y bajo diferentes condiciones de uso o manejo del suelo.

Cuadro 72. Correlaciones entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo de bosque.

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe	Ao (%)	Ar (%)	Lo (%)	pH	MO (%)	$CaCO_3$ (%)	CIC (cml+/kg)
As	r	1																						
	p																							
Cu	r	0,119	1																					
	p	0,580																						
Cd	r	-0,036	0,424*	1																				
	p	0,869	0,039																					
Pb	r	0,323	-0,074	-0,252	1																			
	p	0,123	0,731	0,235																				
Zn	r	0,051	-0,033	-0,087	0,478*	1																		
	p	0,813	0,880	0,685	0,018																			
Co	r	-0,047	0,134	0,206	-0,016	0,162	1																	
	p	0,828	0,534	0,334	0,941	0,449																		
Hg	r	0,634**	-0,065	-0,156	-0,096	-0,298	-0,297	1																
	p	0,001	0,764	0,466	0,655	0,158	0,158																	
Mo	r	0,542**	0,476*	0,112	0,341	-0,009	-0,109	0,428*	1															
	p	0,006	0,019	0,602	0,103	0,968	0,611	0,037																
Ni	r	0,198	0,629**	0,570**	-0,111	-0,131	0,145	0,240	0,593**	1														
	p	0,354	0,001	0,004	0,606	0,540	0,498	0,258	0,002															
Cr	r	-0,223	0,038	0,301	-0,194	0,205	0,283	-0,236	-0,422*	0,117	1													
	p	0,296	0,860	0,153	0,363	0,337	0,181	0,267	0,040	0,586														
Sr	r	0,057	0,364	0,198	-0,277	-0,525**	-0,206	0,457*	0,673**	0,539**	-0,370	1												
	p	0,791	0,081	0,353	0,191	0,008	0,335	0,025	0,000	0,007	0,075													
Mn	r	-0,284	0,578**	0,899**	-0,397	-0,235	0,260	-0,289	0,001	0,566**	0,359	0,224	1											
	p	0,179	0,003	0,000	0,055	0,270	0,220	0,170	0,997	0,004	0,085	0,294												
Zr	r	-0,187	-0,323	-0,150	0,032	-0,040	-0,010	0,085	-0,405*	-0,264	0,381	-0,214	-0,147	1										
	p	0,382	0,123	0,484	0,882	0,854	0,962	0,692	0,050	0,213	0,066	0,316	0,494											
Ba	r	0,292	0,172	0,022	0,008	-0,212	0,159	0,237	0,360	0,160	0,006	0,375	0,013	0,082	1									
	p	0,167	0,422	0,918	0,971	0,319	0,457	0,266	0,084	0,455	0,979	0,071	0,954	0,704										
Ti	r	-0,067	-0,413*	-0,232	-0,216	-0,617**	-0,132	0,176	-0,342	-0,372	-0,221	0,031	-0,166	0,503*	0,120	1								

	p	0,756	0,045	0,275	0,310	0,001	0,538	0,410	0,102	0,074	0,300	0,886	0,437	0,012	0,576									
Fe	r	0,267	0,442*	-0,072	-0,016	-0,069	0,377	0,129	0,220	0,226	-0,008	0,201	0,073	0,064	0,475*	0,190	1							
	p	0,207	0,031	0,737	0,942	0,749	0,069	0,548	0,301	0,288	0,971	0,346	0,734	0,766	0,019	0,373								
Ao (%)	r	0,012	-0,042	-0,071	0,043	0,055	-0,560**	-0,059	0,034	-0,062	0,005	0,073	-0,080	-0,091	-0,090	-0,168	-0,259	1						
	p	0,957	0,847	0,742	0,842	0,797	0,004	0,783	0,875	0,773	0,982	0,735	0,711	0,674	0,674	0,432	0,222							
Ar (%)	r	0,165	0,160	-0,043	0,060	-0,188	0,540**	-0,042	0,197	0,128	-0,099	0,105	0,041	-0,105	0,385	0,188	0,477*	-0,672**	1					
	p	0,441	0,455	0,841	0,782	0,380	0,007	0,846	0,357	0,551	0,646	0,624	0,849	0,627	0,063	0,379	0,018	0,000						
Lo (%)	r	-0,025	-0,139	0,140	-0,121	0,155	0,071	0,123	-0,276	-0,078	0,108	-0,218	0,051	0,242	-0,343	-0,007	-0,235	-0,475*	-0,333	1				
	p	0,906	0,517	0,513	0,572	0,470	0,741	0,566	0,192	0,718	0,615	0,306	0,813	0,255	0,100	0,976	0,269	0,019	0,112					
pH	r	0,113	0,134	-0,249	0,258	0,242	-0,070	-0,218	0,239	0,060	-0,052	0,170	-0,146	-0,064	0,340	-0,144	0,429*	0,351	-0,095	-0,332	1			
	p	0,600	0,534	0,241	0,224	0,255	0,745	0,305	0,262	0,781	0,809	0,426	0,496	0,767	0,104	0,501	0,036	0,093	0,659	0,113				
MO (%)	r	0,271	0,337	-0,062	-0,218	-0,132	0,135	0,146	0,087	0,000	0,030	0,255	0,072	-0,238	0,034	-0,339	0,166	0,022	-0,037	0,016	-0,081	1		
	p	0,200	0,107	0,774	0,305	0,539	0,530	0,497	0,687	0,999	0,890	0,230	0,738	0,264	0,874	0,105	0,439	0,920	0,865	0,941	0,707			
CaCO3 (%)	r	0,271	0,337	-0,062	-0,218	-0,132	0,135	0,146	0,087	0,000	0,030	0,255	0,072	-0,238	0,034	-0,339	0,166	0,022	-0,037	0,016	-0,081	1,000**	1	
	p	0,200	0,107	0,774	0,305	0,539	0,530	0,497	0,687	0,999	0,890	0,230	0,738	0,264	0,874	0,105	0,439	0,920	0,865	0,941	0,707	0,000		
CIC (cml+/kg)	r	-0,276	0,343	0,007	0,000	0,367	0,647**	-0,540**	-0,091	0,194	0,287	-0,155	0,203	-0,140	0,060	-0,310	0,510*	-0,136	0,289	-0,171	0,515*	0,034	0,034	1
	p	0,192	0,101	0,973	0,998	0,078	0,001	0,006	0,673	0,365	0,174	0,470	0,342	0,513	0,782	0,141	0,011	0,526	0,170	0,425	0,010	0,873	0,873	

Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación.

Fuente. Elaboración propia.

B.2. Análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas.

Se identificaron 7 componentes principales que relacionan los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas de los suelos de bosque, con un 82.8% de la varianza explicada.

Cuadro 73. Análisis de componentes principales entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos de bosque.

Variable	Componentes principales						
	1	2	3	4	5	6	7
As_ppm	**0,917**	-0,010	0,062	0,108	0,127	0,050	-0,158
Hg_ppm	**0,800**	-0,248	-0,028	-0,098	-0,188	0,144	0,264
Mo_ppm	**0,792**	0,087	**0,336**	0,001	0,263	0,000	-0,352
Sr_ppm	**0,547**	-0,498	**0,406**	-0,109	0,210	0,202	-0,191
Zn_ppm	-0,113	**0,883**	-0,102	-0,025	0,099	-0,100	0,065
Mn_ppm	-0,173	**0,809**	0,170	0,033	-0,214	0,057	0,044
Ti_ppm	-0,017	-0,716	-0,406	0,145	-0,042	-0,331	0,248
Pb_ppm	**0,331**	**0,579**	-0,329	0,027	0,191	-0,313	-0,140
Ni_ppm	**0,377**	0,062	**0,860**	0,089	0,105	-0,034	-0,031
Cd_ppm	-0,159	-0,071	**0,849**	0,026	-0,211	-0,114	0,016
Cu_ppm	0,138	0,121	**0,673**	0,148	0,268	**0,321**	-0,155
Ao_pct	-0,116	0,030	-0,001	-0,870	**0,334**	0,036	-0,138
Ar_pct	0,099	-0,218	-0,014	**0,855**	0,184	-0,093	-0,244
Co_ppm	-0,263	0,199	0,170	**0,798**	0,090	0,131	0,079
pH	0,031	0,185	-0,056	-0,178	**0,860**	-0,058	-0,009
Lo_pct	0,030	0,221	0,013	0,092	-0,642	0,063	**0,465**
Fe_ppm	0,206	-0,073	0,083	**0,516**	**0,627**	0,182	0,219
Ba_ppm	0,296	-0,355	0,090	0,231	**0,579**	-0,001	0,152
CIC_cml/kg	-0,412	**0,389**	0,209	**0,436**	**0,555**	0,096	-0,022
CaCO3_pct	0,066	-0,018	0,015	0,020	-0,005	**0,983**	-0,061
MO_pct	0,066	-0,018	0,015	0,020	-0,005	**0,983**	-0,061
Zr_ppm	-0,063	-0,153	-0,258	0,001	0,015	-0,222	**0,821**
Cr_ppm	-0,484	0,173	0,326	0,011	0,059	0,077	**0,602**
Autovalor	4,619	3,707	2,856	2,58	2,037	1,879	1,357
Varianza explicada	20,1	16,1	12,4	11,2	8,9	8,2	5,9

Fuente. Elaboración propia.

El primer componente explica el 20.1% de la varianza, e incluye metales como As, Hg, Mo, Sr, Ni y Pb, donde As, Hg, Mo y Sr presentan mayor carga, sugiriendo un origen natural. El segundo componente (16.1%) agrupa Zn, Mn, Pb y CIC, destacando a Zn y Mn con mayor carga; siendo la CIC la principal variable con influencia positiva en el componente. El tercer componente (12.4%) incluye Ni, Cd y Cu, sin variables fisicoquímicas influyentes. El cuarto componente (11.2%) se centra en %Arcilla, Co y Fe, con la CIC también como variable influyente. El quinto componente (8.9%) destaca el pH, junto con Fe y Ba, también se incluyen las variables CIC y % Arena con influencia positiva en este componente. El sexto componente (8.2%) integra $CaCO_3$ y %MO con mayor coeficiente de carga e influencia positiva en este componente, y el séptimo componente (5.9%) abarca Zr y Cr, con %Limo como variable principal (ver Cuadro 73).

B.3. Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas.

El análisis clúster, muestra cuatro grupos relacionados con los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas en suelos de bosque (Figura 102). El primer clúster incluye metales como As, Mo, Sr, Hg, Cu, Ni, Cd, además de materia orgánica (MO) y carbonatos ($CaCO_3$), indicando una asociación con la capacidad de adsorción de metales. El segundo clúster agrupa Zn, Mn y Pb, junto con las variables %Arena y pH, que están relacionadas con la movilidad de los metales, donde un pH menor favorece la desorción y la presencia de formas móviles. El tercer clúster asocia Ba y Fe con arcilla y Co con capacidad de intercambio catiónico (CIC), también relacionados con la movilidad y absorción de metales. Finalmente, el cuarto clúster agrupa Zr, Ti y %Limo, lo que sugiere una capacidad de absorción media de los metales. Las asociaciones observadas reflejan un origen natural (litogénico), corroborando los hallazgos del análisis factorial entre metales y propiedades fisicoquímicas del suelo.

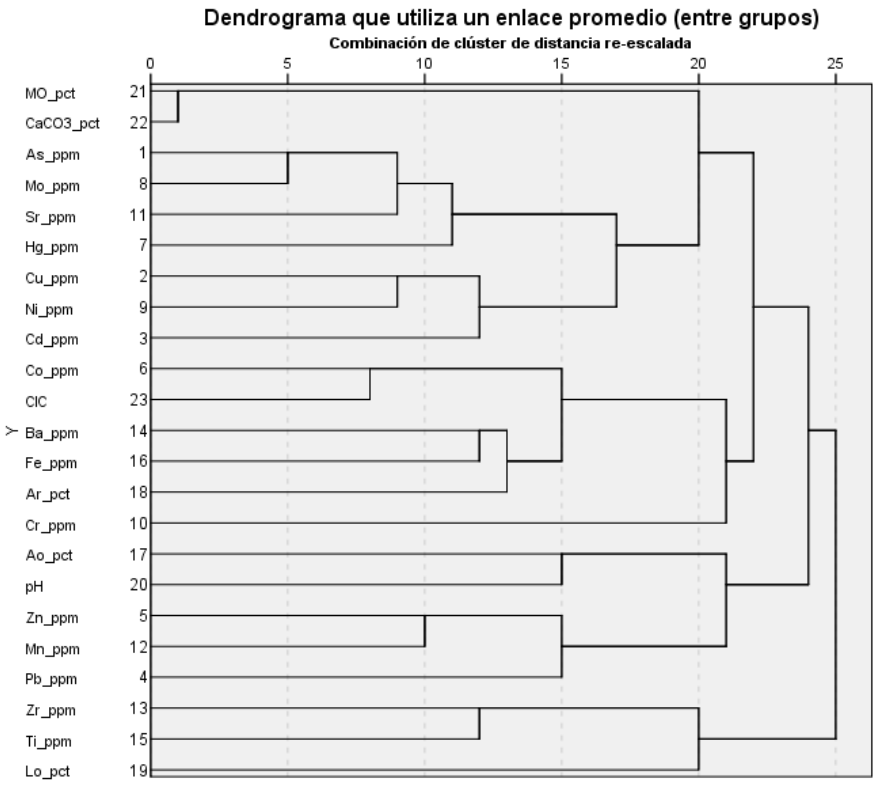


Figura 102. Análisis clúster de contenidos totales de metales pesados y propiedades fisicoquímicas en suelos de bosque.

4.1.2.3.2.5. Determinación de valores de referencia de metales pesados por el método de ecuaciones lineales.

4.1.2.3.2.5.1. Regresión lineal para los metales pesados.

Para establecer los valores de referencia de metales pesados para los suelos de bosque del distrito de Luyando, se utilizó el método de ecuaciones lineales, que establece fórmulas que conectan las propiedades fisicoquímicas del suelo con la movilidad de los metales (Quiroz, 2025). En esta investigación, se aplicaron rectas de regresión lineal considerando tanto los coeficientes de regresión (R) como el coeficiente de determinación (R^2), revelando que la arcilla influye en los contenidos de arsénico, bario y hierro con correlaciones medianamente significativas ($P<0.05$). El pH afecta los niveles de arsénico, cobalto, molibdeno, bario y hierro, mientras que la CIC se relaciona con arsénico, cobalto, mercurio y cromo. (Cuadro 74) Para los metales arsénico, mercurio, molibdeno, cromo y bario, se presentan valores bajos ($R^2<0.500$), sugiriendo que variables no incluidas, como la materia orgánica y $CaCO_3$, pueden influir significativamente en la variabilidad de los metales pesados.

Cuadro 74. Regresión lineal múltiple entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos de bosque.

Metal	Recta de regresión	R	R^2
Arsénico	As = -34,73 + 0,35 (Arc%) + 5,87 (pH) - 1,45 (CIC)	0,576	0,332
Cobalto	Co = 9,55 - 2,58 (pH) + 0,88 (CIC)	0,839	0,704
Mercurio	Hg = 0,062 - 0,013 (CIC)	0,594	0,353
Molibdeno	Mo= -11,38 + 1,99 (pH)	0,515	0,265
Cromo	Co = 109,62 + 3,49 (CIC)	0,46	0,212
Bario	Ba= -525,41 + 5,49 (%Arc) + 100,28(pH)	0,642	0,413
Hierro	Fe = -42442,995 + 512,07 (Arc%) + 7392,842 (pH)	0,72	0,519

Nota: Se muestra; la influencia de cada parámetro fisicoquímico sobre los contenidos totales de los metales pesados, los coeficientes de Regresión (R) y Determinación (R^2), para cada recta acorde al modelo determinado, el resumen y gráficos se adjuntan (ver Anexos: A.2.10. C).
Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 75. Rectas de regresión lineal simple entre los contenidos totales de metales y diferentes propiedades fisicoquímicas de suelos de bosque.

Metal	Arcilla %		pH		CIC	
	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta
Cobalto	0,540**	-0,47+0,19 Arc%	0,070	-	0,647**	1,41+0,71 CIC
Mercurio	-0,042	-	0,218	-	0,540**	0,22-0,010 CIC
Hierro	0,477*	13647,51+ 508,33Arc%	0,429*	-7381,20+7657,55 pH	0,510*	20765,33+1746,83 CIC

Nota: para los metales arsénico, molibdeno, cromo, manganeso y bario, no se determinan ecuaciones lineales al no existir correlación significativa entre estos metales y las propiedades fisicoquímicas.
Fuente. Elaboración propia.

4.1.2.3.2.5.2. Niveles de referencia de metales pesados por el método de ecuaciones lineales.

En el marco de esta investigación, se aplicaron ecuaciones lineales con el objetivo de determinar niveles de referencia específicos para distintos metales pesados presentes en suelo de bosque en el distrito de Luyando. Para ello, se utilizaron rectas de regresión lineal simple que resultaron del análisis de las relaciones entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo (ver Cuadro 75). Se hizo énfasis en aquellas propiedades que destacan por su influencia significativa en los niveles totales de los metales pesados analizados en esta región. En el análisis de suelos de bosque y estando ubicada en una región tropical caracterizada por altos niveles de material coloidal, incluyendo arcilla y materia orgánica, así como un pH predominantemente ácido, se incluyeron en las ecuaciones lineales variables como arcilla, pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y porcentaje de materia orgánica (%MO). Los carbonatos ($CaCO_3$) fueron excluidos del estudio debido a la falta de una correlación significativa con los metales pesados analizados. Por lo que el valor de referencia se calcularía usando la ecuación siguiente:

$$\mathbf{VR\ ó\ NR = NF + a * Arc\% + b * pH + c * CIC}$$

Sabiendo que VR = representa al valor de referencia, también se simboliza como NR=nivel de referencia.

NF = nivel de fondo que coincide con la media aritmética para metales con distribución normal, y la mediana para metales con distribución no normal.

Arc%= porcentaje de arcilla; pH= potencial de hidrógeno y CIC=capacidad de intercambio catiónico; a, b y c son los coeficientes derivados de las pendientes de las rectas de regresión simple.

En el Cuadro 76 se presentan los cálculos del valor de referencia (VR) para cada metal pesado, sustituyendo los valores de media y desviación estándar en las ecuaciones lineales correspondientes a materia orgánica (M.O.), arcilla, pH y capacidad de intercambio catiónico (CIC). Estas propiedades fisicoquímicas muestran valores medios de 45,97% para arcilla, 9,05% para M.O., 5,79 para pH y 9,30 cmol+/kg para CIC. Las muestras de suelos de bosque, sin intervención humana, se consideran como suelos estándar representativos de la población en el área (Mico, 2005; Saldaña, 2020).

Cuadro 76. Propuesta de niveles de referencia para los metales pesados estudiados en suelos de bosque de Luyando.

Metal	Nivel de Fondo		Ecuación Lineal*	Nivel de Referencia (ppm)
	Método	Valor (ppm)		
As	Estadístico descriptivo	6	6+2DE	26
	UCL95	19	19+2DE	39
Cu	Estadístico descriptivo	15	15+2DE	29
	UCL95	17	17+2DE	32
Cd	Estadístico descriptivo	2,75	2,75+2DE	6
	UCL95	5	5+2DE	8
Pb	Estadístico descriptivo	19	19+2DE	37
	UCL95	23	23+2DE	41
Zn	Estadístico descriptivo	71	71+2DE	143
	UCL95	85	85+2DE	157
Co	Estadístico descriptivo	9	9+0,132 Arc + 0,590 CIC	20
	UCL95	10	10+0,132 Arc + 0,590 CIC	22
Hg	Estadístico descriptivo	0,12	0,12-0,10 CIC	0,81
	UCL95	0,16	0,16-0,10 CIC	0,77
Mo	Estadístico descriptivo	4,5	4,5+2DE	10
	UCL95	6	6+2DE	11
Ni	Estadístico descriptivo	30	30+2DE	64
	UCL95	38	38+2DE	72

Cr	Estadístico descriptivo	55	55+2DE	82
	UCL95	61	61+2DE	87
Sr	Estadístico descriptivo	148	148+2DE	461
	UCL95	222	222+2DE	535
Mn	Estadístico descriptivo	450	450+2DE	1429
	UCL95	700	700+2DE	1679
Zr	Estadístico descriptivo	388	388+2DE	633
	UCL95	432	432+2DE	678
Ba	Estadístico descriptivo	247	247+2DE	472
	UCL95	289	289+2DE	514
Ti	Estadístico descriptivo	5779	5779+2DE	7773
	UCL95	6100	6100+2DE	8094
Fe	Estadístico descriptivo	38548	38548+ 490,67Arc	61073,12
	UCL95	42000	42000+ 490,67Arc	64525,30

Nota. * Las ecuaciones lineales consideran el nivel de fondo como constante según el método de cálculo (estadístico descriptivo y del UCL95). Para los metales As, Cu, Cd, Pb, Zn, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Ti; se utilizó la ecuación de NR = X + nDE al 95 %, para DE: Desviación estándar y X el Nivel de Fondo. El valor del UCL95 fue calculado descartando los valores discordantes.

Fuente. Elaboración propia.

.

Además, se formula una segunda ecuación que utiliza valores de UCL95 como nivel de fondo, lo que aumenta la robustez estadística y coincide con la distribución de los metales pesados (USEPA, 2022, Quiroz, 2025). Sin embargo, se señala que el método tiene limitaciones para abarcar todas las propiedades fisicoquímicas significativas que afectan la relación entre metales pesados y factores pedogenéticos. Según Saldaña (2020) y otros autores, esta metodología es ventajosa para determinar niveles de referencia en áreas con condiciones similares (USEPA, 2022).

El Cuadro 76 también muestra los niveles de referencia obtenidos mediante ambos métodos, destacando que los valores del UCL95 ofrecen el mejor ajuste con la distribución estadística de los metales pesados en el suelo de bosque del distrito de Luyando.

Para concluir en el distrito según el mapa geológico (ver Anexo: A.1.5.) existe una variedad litológica que comprende desde Depósitos: Aluviales y fluviales, Formación: Chonta, Vivian, Grupos: Huayabamba, Oriente, Pucara, y Pluton de diorita (Martínez et al., 1998; Quiroz, 2025). Por lo que el método se podría aplicar realizando una estructuración geológica llegando a expresar los datos específicamente según la unidad litológica existente (Brizuela y Jiménez, 2012; Saldaña, 2020) en los suelos de bosque.

Entre los aportes principales se tiene que, el estudio contribuye al conocimiento sobre la caracterización de suelos de bosque en el distrito de Luyando al establecer niveles de referencia determinados a razón del análisis de metales, lo que permite una evaluación más precisa de la calidad del suelo y proporciona una base para futuras estrategias de gestión sostenible.

4.1.3. Clasificación y evaluación integral del riesgo de toxicidad por metales pesados en los suelos del distrito de Luyando.

En este acápite se presentan los resultados de la evaluación de la calidad del suelo, comprendida de los procedimientos de clasificación de suelos según su grado de contaminación y la evaluación de la toxicidad real y potencial que se traduce finalmente en la valoración ambiental propiamente dicha en esta investigación, a continuación, se describen.

4.1.3.1. Clasificación integral de los suelos según el grado de contaminación por metales pesados en el distrito de Luyando.

Tras determinar los niveles de fondo y los valores de referencia. La clasificación se centra en muestras de suelos superficiales (0-30 cm de profundidad) agrícolas y de bosque (ver Cuadro 78), permitiendo una comparación de los niveles de contaminación entre ambas categorías de uso del suelo. Antes del análisis detallado en el Cuadro 77, se describen las características generales de las muestras estudiadas.

Cuadro 77. Características generales de las propiedades fisicoquímicas del suelo superficial.

N=24	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Desviación
%Arcilla	21,36	63,36	42,98	11,96
%MO	5,94	19,81	9,42	3,28
pH	4,43	7,50	5,54	0,88
$\%CaCO_3$	11,71	39,06	18,58	6,46
CIC cml+/kg	0,98	19,02	9,20	4,13

Fuente. Elaboración propia.

Para clasificar los suelos según su grado de contaminación, se calcularon los "contenidos medios" de metales, como se indica en el Cuadro 79. Se siguieron valores litológicos e intervalos de contenido en concordancia con las metodologías de IHOBE (1998); CMAJA (1999); Pérez (2000) y Quiroz (2012), lo que permitió establecer cuatro clases de contaminación basadas en la acumulación edáfica (ver Anexo A.2.3.), definida como la relación entre el contenido de metales y el valor litológico.

Los valores litológicos (VL) de referencia corresponden a rocas sedimentarias descritas por Kabata Pendías y Pendías (2001). Las muestras, presentaron características de sedimentos arcillosos, son representativas de los suelos del distrito de Luyando (Kabata Pendias y Pendias, 2001; Quiroz, 2025).

La clasificación de los suelos en función al grado de contaminación para cada metal pesado estudiado en los suelos superficiales muestreados en zonas agrícolas y de bosque se muestra en el Cuadro 80; habiéndose identificado las clases 1, 2 y 3 de contaminación; referida clasificación se describe a continuación:

a. Respecto al **Arsénico;** para las muestras del suelo agrícola y de bosque en su mayoría se clasifican en la **Clase 1**; y solo 2 muestras en la **Clase 2**; (P030-3EQ/SBM1 y P030-MPR/SBM1.

b. Respecto al **Cobre**, en su totalidad las muestras del suelo agrícola y de bosque son clasificadas en la **Clase 1**.

c. Respecto al **Cadmio,** se identificó 3 muestras clasificadas como de **Clase 3** (suelo agrícola: P030-SG/SAM1; suelo de bosque: P030-SG/SBM1 y P030-3EQ/SBM1).

d. Respecto al **Plomo**, en su totalidad las muestras de suelo agrícola se clasifican en la **Clase 1**, en cuanto suelos de bosque solo 2 muestras en la **Clase 2** (P030-3EQ/SBM1 y P030-MPR/SBM1), las demás en **Clase 1**.

e. Respecto al **Zinc,** la totalidad de muestras de suelo agrícola corresponden a la **Clase 1, y** para suelos de bosque, la muestra P030-3EQ/SBM1 corresponde a la **Clase 3** y la muestra P030-MPR/SBM1 corresponde a la **Clase 2,** y las demás en **Clase 1**.

f. Respecto al **Cobalto,** la totalidad de muestras del suelo agrícola y de bosque corresponden a la **Clase 1.**

g. Respecto al **Mercurio,** el total de muestras del suelo agrícola y de bosque corresponden a la **Clase 1**.

h. Respecto al **Molibdeno,** para suelo agricola la muestra P030-ASJT/SAM1 clasifica en la **Clase 1;** y las muestras P030-SG/SAM1 y P030-MPR/SAM1 corresponden a la **Clase 2.** Y para suelos de bosque las muestras P030-MP/SBM1, P030-SG/SBM1 y P030-3EQ/SBM1 corresponden a la **Clase 1;** y las muestras P030-MA/SBM1 y P030-MPR/SBM1 en la **Clase 2**.

i. Respecto al **Níquel,** en su totalidad las muestras de suelo agrícola y de bosque corresponden a la **Clase 1**.

j. Respecto al **Cromo,** en su totalidad las muestras de suelo agrícola y de bosque corresponden a la **Clase 1**.

k. Respecto al **Estroncio,** solo la muestra P030-SG/SBM1 corresponde a la **Clase 2,** siendo las demás muestras de suelo agrícola y de bosque clasificadas en la **Clase 1.**

Cuadro 78. Contenidos disponibles de metales en suelo agrícola y de bosque, muestreo nivel superficial de 0-30 cm. (n=24).

Muestras	Contenidos disponibles (ppm)															
	*As	*Cu	*Cd	*Pb	*Zn	*Co	*Hg	*Mo	*Ni	*Cr	*Sr	*Mn	*Zr	*Ba	*Ti	*Fe
P030-H/SAM1	-	13	-	16	62	10	0,092	-	28	52	145	400	378	391	5200	36300
P030-H/SBM1	-	9	-	15	43	6	0,098	-	18	56	95	200	599	189	6700	35000
P030-B/SAM1	-	11	-	25	89	16	0,063	-	23	53	38	1200	384	188	6200	36900
P030-B/SBM1	10	11	-	9	38	5	0,26	-	19	50	50	200	523	221	7100	48700
P030-MP/SAM1	6	14	-	30	61	11	0,068	-	16	52	93	1100	437	350	6000	34600
P030-MP/SBM1		22	-	18	54	8	0,094	2	15	43	36	400	455	340	6200	40400
P030-SMT/SAM1	7	12	-	25	46	15	0,085	-	20	46	12	800	638	179	7200	26300
P030-SMT/SBM1	7	9	-	21	43	15	0,096	-	22	55	20	800	441	247	10000	36100
P030-ASJT/SAM1	-	12	-	10	33	8	0,184	2	37	94	37	200	497	178	11800	54900
P030-ASJT/SBM1	-	26	-	11	76	14	0,075	-	23	51	30	1400	277	654	4000	31800
P030-SG/SAM1	11	21	2	33	125	8	0,104	6	46	57	546	1400	236	124	3100	18100
P030-SG/SBM1	8	12	3	26	134	9	0,131	3	39	48	1352	1500	310	123	4300	20000
P030-MA/SAM1	-	15	-	11	55	9	0,035	-	17	36	108	400	535	203	4900	30100
P030-MA/SBM1	8	13	-	20	86	3	0,118	4	20	95	181	100	371	295	4000	23100
P030-3EQ/SAM1	-	6	-	15	47	7	0,088	-	34	83	24	100	430	322	4600	28900
P030-3EQ/SBM1	58	13	2	98	679	9	0,23	2	42	61	416	3100	377	214	6100	31200
P030-STR/SAM1	-	12	-	10	72	13	0,069	-	24	46	49	500	360	154	6000	36000
P030-STR/SBM1	-	11	-	12	66	12	0,053	-	21	42	54	500	370	154	6200	36500
P030-GYO/SAM1	5	7	-	16	35	3	0,116	-	8	32	32	100	662	55	5800	18500
P030-GYO/SBM1	-	3	-	8	9	-	0,097	-	-	13	59	-	867	33	6300	1800
P030-IK/SAM1	-	17	-	20	75	11	0,051	-	24	49	71	700	415	264	5400	32900
P030-IK/SBM1	6	7	-	22	62	6	0,094	-	15	51	111	200	621	155	6900	35400
P030-MPR/SAM1	13	16	-	14	149	3	0,096	6	29	72	85	400	139	88	2800	20900
P030-MPR/SBM1	32	21	-	43	294	5	0,19	9	56	142	343	200	260	249	5800	41900

Nota: (-) Valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); SAM (muestra de suelo agrícola); SBM (muestra de suelo de bosque). *Los valores de metales expresados en ppm.

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 79. Contenidos medios de los metales en estudio, para los suelos superficiales de zonas agrícolas y de bosque en el distrito de Luyando (ppm). (n=24).

Metal	Media Suelo	Intervalo	Media Roca [a]	Intervalo [b]	Suelo/Roca
***As**	14,25	(5-58)	13	(1-13)	1,1
***Cu**	13	(3-26)	40	(2-60)	0,33
***Cd**	2,3	(2-3)	0,3	(0,035-0,3)	7,78
***Pb**	22	(8-98)	20	(3-40)	1,1
***Zn**	101,4	(9-679)	80	(10-120)	1,27
***Co**	9	(3-16)	14	(0,1-20)	0,64
***Hg**	0,1	(0,035-0,26)	0,2	(0,04-0,40)	0,54
***Mo**	4,3	(2-9)	2	(0,16-2,6)	2,13
***Ni**	25,9	(8-56)	40	(5-90)	0,65
***Cr**	59,4	(32-142)	80	(5-120)	0,74
***Sr**	166,1	(12-1352)	300	(20-600)	0,55
***Mn**	691,3	(100-3100)	400	(400-1000)	1,73
***Zr**	440,9	(139-867)	160	(20-220)	2,76
***Ba**	223,8	(33-654)	500	(50-800)	0,45
***Ti**	5,941.7	(2,800-11,800)	3,800	(300-4600)	1,56
*Fe	31,512.5	(18,100-54,900)	33,000	(4000-48000)	0,95

[a] Valores litológicos; [b] Rangos para rocas sedimentarias (sedimentos arcillosos) según Kabata-Pendías y Pendías et al. (2001).
****Los valores de metales expresados en ppm.***
Fuente. Elaboración propia.

l. Respecto al **Manganeso,** las muestras de suelo agrícola P030-H/SAM1, P030-SMT/SAM1, P030-SMT/SAM1, P030-ASJT/SAM1, P030-MA/SAM1, P030-3EQ/SAM1, P030-STR/SAM1, P030-GYO/SAM1, P030-IK/SAM1 y P030-MPR/SAM1 corresponden a la **Clase 1** y las muestras P030-B/SAM1, P030-MP/SAM1, P030-SG/SAM1 corresponden a la **Clase 2.** Las muestras de suelo de bosque P030-H/SBM1, P030-B/SBM1, P030-MP/SBM1, P030-SMT/SBM1, P030-MA/SBM1, P030-STR/SBM1, P030-IK/SBM1 y P030-MPR/SBM1 corresponden a la **Clase 1;** y las muestras P030-ASJT/SBM1, P030-SG/SBM1 y P030-3EQ/SBM1 corresponden a la **Clase 2** y **Clase 3** respectivamente.

m. Respecto al **Zirconio,** las muestras de suelo agrícola P030-H/SAM1, P030-B/SAM1, P030-MP/SAM1, P030-SMT/SAM1, P030-ASJT/SAM1, P030-MA/SAM1, P030-3EQ/SAM1, P030-STR/SAM1, P030-GYO/SAM1, P030-IK/SAM1 corresponden a la **Clase 2.** Y las muestras P030-SG/SAM1, P030-MPR/SAM1 a la **Clase 1.** Y las muestras de suelo del bosque P030-H/SBM1, P030-

B/SBM1, P030-MP/SBM1, P030-SMT/SBM1, P030-MA/SBM1, P030-3EQ/SBM1, P030-STR/SBM1, P030-GYO/SBM1, P030-IK/SBM1 corresponden a la **Clase 2**; siendo las muestras P030-ASJT/SBM1, P030-SG/SBM1 y P030-MPR/SBM1 a la **Clase 1.**

Cuadro 80. Clasificación de suelos según contaminación por contenido disponible de metales pesados para suelo superficial agrícola y de bosque.

Muestras	Clases según grado de contaminación															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
P030-H/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-H/SBM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-B/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	2	2	1	1	1
P030-B/SBM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-MP/SAM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	2	2	1	1	1
P030-MP/SBM1		1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-SMT/SAM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-SMT/SBM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	2	1
P030-ASJT/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1
P030-ASJT/SBM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	2	1	1	1	1
P030-SG/SAM1	1	1	3	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1
P030-SG/SBM1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
P030-MA/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-MA/SBM1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-3EQ/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-3EQ/SBM1	2	1	3	2	3	1	1	1	1	1	1	3	2	1	1	1
P030-STR/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-STR/SBM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-GYO/SAM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-GYO/SBM1	-	1	-	1	1	-	1	-	1	1	1	-	2	1	1	1
P030-IK/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-IK/SBM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-MPR/SAM1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1
P030-MPR/SBM1	2	1	-	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1

Nota: (-) No detectado; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); SAM (muestra de suelo agrícola); SBM (muestra de suelo de bosque). Clases: Clase 1: acumulación edáfica < 2 veces el valor litológico, corresponde a suelos no contaminados (SNC). Clase 2: acumulación edáfica entre 2 y 5 veces el valor litológico, incluye suelos ligeramente contaminados (SLC); y Clase 3: acumulación edáfica entre 5 y 10 veces el valor litológico, corresponde a suelos moderadamente contaminados (SMdC).
Fuente. Elaboración propia.

n. Respecto al **Bario,** en su totalidad las muestras de suelo agrícola y de bosque corresponden a la **Clase 1**.

o. Respecto al **Titanio,** la muestra de suelo del bosque P030-SMT/SBM1 y la muestra P030-ASJT/SAM1 de suelo agrícola corresponden a la **Clase 2.** Siendo las demás muestras de suelo agrícola y de bosque correspondientes a la **Clase 1.**

p. Respecto al **Hierro,** en su totalidad las muestras de suelo agrícola y de bosque corresponden a la **Clase 1**.

En tanto, del análisis de clasificación, para las muestras de suelo agrícola superficial se puede indicar que existe una contaminación ligera para los suelos, respecto a los metales: Molibdeno; Manganeso; Zirconio y Titanio; una contaminación moderada respecto al Cadmio (P030-SG/SAM1).Y para las muestras de suelo del bosque superficial contaminación ligera con respecto a los metales: Arsénico, Plomo, Zinc; Molibdeno; Estroncio; Manganeso; Zirconio, Titanio. Y contaminación moderada respecto al Cadmio (P030-SG/SBM1 y P030-3EQ/SBM1).

En un estudio realizado por Pérez et al. (2000) sobre la clasificación de suelos agrícolas, establecieron cuatro clases de contaminación por metales pesados (Pb, Cu, Cd y Zn) basadas en el análisis de acumulación edáfica, y compararon el contenido de metales con el valor litológico. Asimismo, Quiroz (2012) clasificó suelos agrícolas en la microcuenca de Picuroyacu, en el distrito de José Crespo y Castillo, identificando Clases 2 y 3 de contaminación, desde ligera hasta moderada para el Cd, y Clase 1 para metales como Pb, Zn y Cu, destacando que la secuencia de concentración de los metales en los suelos fue Cd > Pb > Zn > Cu. La clasificación de suelos presentada en el estudio pone de manifiesto la heterogeneidad en la extensión de la contaminación, influenciada por actividades agrícolas y extractivas que se dan en el distrito.

Por lo que, referida categorización, sustentada en la acumulación edáfica, permite establecer un sistema de comparación entre suelos contaminados y no contaminados, lo que resulta esencial para la formulación de políticas de uso del suelo y la gestión ambiental en el distrito de Luyando. Este aspecto es especialmente relevante en áreas con intensa actividad agrícola, donde los metales pesados pueden comprometer no solo la calidad del suelo, sino también la salud pública y la biodiversidad.

El estudio también ofrece una base informativa sólida para futuras investigaciones sobre contaminación de suelos en el distrito. asimismo, la evidencia de que algunos suelos pueden exhibir niveles de metales pesados sin ser clasificados como contaminados amplía la comprensión de las dinámicas del suelo y su relación con el entorno, estableciendo un marco de referencia significativo para investigaciones en contextos similares para el distrito; siendo la información fundamental para avanzar en prácticas sostenibles que garanticen la salud del suelo y el ecosistema en el futuro.

Siendo que el aporte principal del estudio sobre la clasificación de suelos según el grado de contaminación por metales pesados se centra en la identificación y categorización precisa de los niveles de contaminación en diferentes tipos de suelos superficiales, principalmente agrícolas y de bosque del distrito de Luyando.

4.1.3.2. Valoración ambiental de los suelos de Luyando.

El logro de la valoración ambiental de la calidad de los suelos de Luyando se dio a través de la evaluación integral del riesgo de toxicidad, por lo que se llevó a cabo varios procedimientos previos, entre ellos; se identificó los “VIEC” (IHOBE, 1994) valores indicativos de evaluación de calidad del suelo y su clasificación (acápite anterior).

En este acápite; la mención del término VIE-A, se refiere al valor de referencia “VR” propuesto en esta investigación, correspondientemente para cada metal estudiado. Por lo que, VR=VIEC (A,B,C), se diferencian según el rango correspondiente de evaluación, claramente el VR=VIE-A, este se establece como principal nivel utilizado en esta valoración ambiental. Se llevo a cabo la valoración de la calidad del suelo “ambiental”; para los suelos estudiados en tres contextos: Suelos superficiales (suelos agrícolas y bosque), suelos agrícolas y suelos de bosque.

Cabe mencionar que, para lograr la evaluación pertinente de los tres contextos de estudio, en este acápite se incluye la determinación de los valores de referencia por el método de ecuaciones lineales para los suelos superficiales. A continuación, se muestran los resultados correspondientes:

A. Determinación de valores de referencia de metales pesados por el método de ecuaciones lineales, para suelos superficiales.

A.1. Rectas de regresión lineal para los metales pesados.

Se procedió con la misma metodología utilizada en los casos de determinación de los suelos agrícolas y de bosque anteriormente estudiados, sabiendo que el método de ecuaciones lineales se orienta en las características edáficas que influyen en la absorción y movilidad de estos metales, para este análisis las propiedades más relevantes son los contenidos de arcilla, materia orgánica, concentración de carbonatos, el pH y la capacidad de intercambio catiónico.

Utilizando rectas de regresión lineal, se evaluaron los coeficientes de regresión (R) y el coeficiente de determinación (R^2) para identificar la influencia de estas propiedades fisicoquímicas sobre las concentraciones de metales pesados; además, siendo consideradas las variables con distribución normal y no normal según el Cuadro 30. Se puede observar valores más bajos (R^2<0,500) en las rectas de regresión para los metales, mercurio, zirconio y titanio (ver Cuadro 81).

Las variables fisicoquímicas del suelo que más influyeron en las ecuaciones fueron los carbonatos ($CaCO_3$), la CIC, el pH y la arcilla (Ar%) en orden de relevancia (ver Cuadro 81). Los resultados indicaron que la arcilla solo influyó en la ecuación para el cadmio, mientras que los carbonatos se relacionaron con los contenidos de cadmio, zirconio, bario y titanio, mostrando correlaciones medianamente significativas. La CIC estuvo asociada a cobalto, mercurio y bario, y el pH tuvo influencia en las ecuaciones de cobalto, molibdeno y bario (ver Cuadro 81), evidenciando así la interrelación considerable entre las propiedades edáficas y la concentración de metales pesados en los suelos estudiados.

Existe la posibilidad de que variables no comprendidas en las rectas de regresión como el contenido de materia orgánica tenga mayor influencia en la dinámica y biodisponibilidad de los metales pesados en los suelos estudiados (Quiroz, 2025; Saldaña, 2020).

Cuadro 81. Regresión lineal múltiple entre contenidos de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos superficiales de Luyando.

Metal	Recta de regresión	R	R^2
Cadmio	Cd = -5,74 - 0,08 (Arc%) - 0,002 ($CaCO_3$)	1,0	1,0
Cobalto	Co = 9,76 - 1,88 (pH) + 0,93 (CIC)	0,795	0,633
Mercurio	Hg = 0,09 - 0,008 (CIC)	0,652	0,426
Molibdeno	Mo= -22,16 + 7,32 (pH)	0,955	0,913
Zirconio	Zr = 643,09 - 10,88 ($CaCO_3$)	0,441	0,195
Bario	Ba= -71,40 + 12,20 ($CaCO_3$) + 14,50(CIC)	0,773	0,597
Titanio	Ti = 8516,91 - 138,62 ($CaCO_3$)	0,459	0,211

Nota: Se observa, la influencia de cada parámetro fisicoquímico sobre los contenidos totales de los metales pesados, los coeficientes de Regresión (R) y Determinación (R^2), para cada recta acorde al modelo determinado el resumen y gráficos se adjuntan (ver Anexos A.2.10. A). Fuente. Elaboración propia.

A.2. Niveles de referencia de metales pesados (ecuaciones lineales).

Se utilizo el método de ecuaciones lineales para definir niveles de referencia para cada metal en los suelos superficiales agrícolas y de bosque del distrito de Luyando; habiéndose procedido con la misma metodología utilizada en los casos de determinación anteriores (suelos agrícolas y de bosque). Las rectas de regresión lineal simple se detallan en el Cuadro 82, fueron utilizadas en el análisis de la relación entre los metales pesados y sus propiedades fisicoquímicas más influyentes. Dado que el área se encuentra en una zona tropical con altos contenidos de material coloidal, se incluyeron en el modelo variables como el contenido de arcilla (Arc), materia orgánica (MO), carbonatos ($CaCO_3$), pH y capacidad de intercambio catiónico (CIC) para reflejar las condiciones del suelo adecuadamente.

Por lo que el valor de referencia se calcularía usando la ecuación siguiente:

$$\mathbf{VR = NF + a * Arc + b * MO + c * pH + d*CIC + e*CaCO_3}$$

Sabiendo que VR = representa al valor de referencia.

NF = nivel de fondo que coincide con la media aritmética para metales con distribución normal, y la mediana para metales con distribución no normal.

Arc = %arcilla; MO=materia orgánica, pH y CIC=capacidad de intercambio catiónico; a, b, c, d y e son los coeficientes derivados de las pendientes de las rectas de regresión simple (Cuadro 82).

El análisis revela las correlaciones significativas (ver Cuadro 82). La arcilla (Arc%) presenta una correlación significativamente negativa (P<0,01) y única con el contenido de cadmio. Asimismo, los contenidos de metales, como cobalto, mercurio y bario muestran correlaciones medianamente significativas con la capacidad de intercambio catiónico (CIC). Los contenidos de cadmio, zirconio, bario y titanio están relacionados con los carbonatos ($CaCO_3$) de manera medianamente significativa.

Asimismo, la materia orgánica refleja una correlación medianamente significativa (P<0,01) con los contenidos de Zirconio, Bario y Titanio. Por último, se observa una correlación considerablemente significativa (P<0,01) entre el pH y el metal Molibdeno.

Las ecuaciones lineales establecidas para cada metal pesado evaluado para los suelos estudiados se muestran en el Cuadro 83; y juntamente con los valores de los niveles de referencia calculados a partir de ellas; lo que se determinaron utilizando los valores de los niveles de fondo “NF” obtenidos mediante métodos estadísticos descriptivos y el método UCL95 observado en el Cuadro 45.

Además, los valores promedio considerados para el suelo estándar incluyeron un 43% de arcilla, 9% de materia orgánica, 19% de carbonatos ($CaCO_3$), un pH de 5.5 y 9 cml+/kg para la capacidad de intercambio catiónico (CIC); todos los valores mencionados se sustituyeron en las ecuaciones lineales para obtenerse el valor de referencia correspondiente a cada metal estudiado, teniendo en consideración la distribución estadística de la población de datos (Saldaña, 2020; IHOBE, 1998; Micó, 2005).

Por lo tanto, los valores de referencia “VR” de metales (ver Cuadro 83) propuestos para los suelos superficiales del distrito de Luyando fueron calculados utilizando dos metodologías: X+2DE y regresión, donde se observa los cálculos considerando los NF obtenidos por 2 métodos (estadísticos descriptivos y UCL95).

.

Cuadro 82 Rectas de regresión lineal simple entre los contenidos de metales y las propiedades fisicoquímicas de suelos superficiales de Luyando.

Metal	Arcilla %		Materia Orgánica		pH		CIC		$CaCO_3$	
	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta
Cadmio	-1,00**	5,76-0,083 Arc	-0,875	-	-0,737	-	-0,917	-	-0,875	-
Cobalto	0,178	-	-0,022	-	-0,004	-	0,680**	2,22+0,705 CIC	-0,022	-
Mercurio	0,267	-	0,050	-	-0,339	-	0,594**	0,18-0,008 CIC	0,050	-
Molibdeno	0,267	-	0,410	-	0,768*	-10,10+2,62 pH	-0,245	-	0,410	-
Zirconio	-0,183	-	-0,441*	643,1 - 21,46 MO	-0,147	-	-0,294	-	-0,441*	643,1 - 10,88 $CaCO_3$
Bario	0,185	-	0,640**	-14,35 +25,28 MO	0,185	-	0,385	-	0,640**	-14,35 +12,82 $CaCO_3$
Titanio	0,266	-	-0,459*	8516,90 - 273,37 MO	-0,273	-	-0,082	-	-0,459*	8516,90 - 138,62 $CaCO_3$

****. La correlación es significativa en el nivel 0,05 (bilateral).***

*****. La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).***

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 83. Cálculo de valores de referencia (VR) de metales pesados en suelos superficiales de Luyando.

Metal	Nivel de Fondo		Ecuación Lineal*	VR (ppm)
	Método	Valor (ppm)		
As	Estadístico descriptivo	8	8+2DE	13
	UCL95	10	10+2DE	15
Cu	Estadístico descriptivo	13	13+2DE	23
	UCL95	14	14+2DE	24
Cd	Estadístico descriptivo	2,0	2-0,083 Arc	2
	UCL95	3	3-0,083 Arc	0.57
Pb	Estadístico descriptivo	19	19+2DE	36
	UCL95	22	22+2DE	39
Zn	Estadístico descriptivo	66	66+2DE	134
	UCL95	79	79+2DE	147
Co	Estadístico descriptivo	9	9+0,766 CIC	16
	UCL95	10	10+0,766 CIC	17
Hg	Estadístico descriptivo	0,09	0,0908-0,003 CIC	0,06
	UCL95	0,10	0,103-0,003 CIC	0,08
Mo	Estadístico descriptivo	4,0	4+0,985 pH	9
	UCL95	6,0	6+0,985 pH	11
Ni	Estadístico descriptivo	25	25+2DE	44
	UCL95	28	28+2DE	47
Cr	Estadístico descriptivo	50	50+2DE	68
	UCL95	54	54+2DE	72
Sr	Estadístico descriptivo	67	67+2DE	156
	UCL95	84	84+2DE	173

Mn	Estadístico descriptivo	400	400+2DE	1327
	UCL95	800	800+2DE	1727
Zr	Estadístico descriptivo	422	422 - 10,02 $CaCO_3$	236
	UCL95	470	470 - 10,02 $CaCO_3$	284
Ba	Estadístico descriptivo	205	205 +5,95 $CaCO_3$	316
	UCL95	239	239 +5,95 $CaCO_3$	350
Ti	Estadístico descriptivo	6000	6000 - 106,78 $CaCO_3$	4016
	UCL95	6000	6000 - 106,78 $CaCO_3$	4016
Fe	Estadístico descriptivo	31800	31800+2DE	47767
	UCL95	40000	40000+2DE	55967

Nota. *Cada ecuación lineal propuesta para determinar los valores de referencia de los metales pesados estudiado en suelos superficiales del distrito de Luyando considera el nivel de fondo (calculado por el método estadístico descriptivo y del UCL95) como constante. Para los metales As, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr, Sr, Mn y Fe; se utilizó la ecuación de VR = X + nDE al 95 %, para DE: Desviación estándar y X el Nivel de Fondo. Para los metales Cd, Co, Hg, Mo, Zr, Ba y Ti; se adoptaron el criterio de regresión (ecuaciones lineales). El valor del UCL95 fue calculado descartando los valores discordantes.

Fuente. Elaboración propia.

En el Cuadro 84, se observa los VR finales para suelos superficiales, habiéndose adoptado el criterio de X+2DE para los metales As, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr, Sr, Mn y Fe, debido a la falta de correlación significativa con las propiedades fisicoquímicas; y para los metales Cd, Co, Hg, Mo, Zr, Ba y Ti se utilizó el criterio de regresión por su relación con la arcilla, la materia orgánica, los carbonatos o la CIC

Cuadro 84. VIE para suelos superficiales en el distrito de Luyando.

Metal	VIE-A
As	13
Cu	23
Cd	0.57
Pb	36
Zn	134
Co	17
Hg	0,075
Mo	11
Ni	44
Cr	68
Sr	156
Mn	1327
Zr	284
Ba	350
Ti	4016
Fe	47767

Nota: Valores expresados en (ppm).
Para efectos de valoración el VR se denota como VIE-A.
Fuente. Elaboración propia.

Con el mismo criterio se muestran los VR correspondientes para suelos agrícolas y de bosque respectivamente en los Cuadros 85 y 86.

Habiéndose definido valores medios del suelo agrícola; para arcilla 46%; para M.O 8,4%; para el pH 5.7 y 12,5 cml+/kg para la C.I.C. Se calcularon los VR en base a dos criterios (X+2DE y de regresión), en los casos de los metales As, Pb, Zn, Mo, Mn, Zr, Ba; Ti y Fe se adoptó el criterio de X+2DE, (no existe correlación y/o la

correlación no es significativa); en cuanto a los metales Cu, Cd, Co, Hg, Ni, Cr y Sr; se adoptó el criterio de regresión (ecuaciones lineales), por la relación significativa con la arcilla y materia orgánica; además la buena relación con el pH y la CIC.

Cuadro 85. VIE para suelos agrícolas en el distrito de Luyando.

Metal	VIE-A
As	16
Cu	31
Cd	1.78
Pb	26
Zn	117
Co	17
Hg	0.105
Mo	8
Ni	37
Cr	96
Sr	189
Mn	1297
Zr	643
Ba	411
Ti	7534
Fe	50910

Nota: Valores expresados en (ppm).
Para efectos de valoración el VR se denota como VIE-A.
Fuente. Elaboración propia.

Habiéndose definido valores medios del suelo de bosque; para arcilla 46%; para M.O 9%; para el pH 5.8 y 9 cml+/kg para la C.I.C. Se calcularon los VR, en base a dos criterios (X+2DE y de regresión), en los casos de los metales As, Cu, Cd, Pb, Zn, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Ti se adoptó el criterio de X+2DE, (no existe correlación y/o la correlación no es significativa); en cuanto a los metales Co y Fe; se adoptó el criterio de regresión (ecuaciones lineales), por la relación significativa del cobalto y el hierro con la arcilla, y buena relación con la CIC, para estos dos metales; no se identificó relación significativa con los carbonatos, pH y la materia orgánica.

Cuadro 86. VIE para suelos de bosque en el distrito de Luyando.

Metal	VIE-A
As	26
Cu	29
Cd	6
Pb	37
Zn	143
Co	22
Hg	0,28
Mo	10
Ni	64
Cr	82
Sr	461
Mn	1429
Zr	633
Ba	472
Ti	7773
Fe	64525

Nota: Valores expresados en (ppm).
Para efectos de valoración el VR se denota como VIE-A.
Fuente. Elaboración propia.

4.1.3.2.1. Valoración de la calidad de los suelos en el distrito de Luyando.

La valoración se enmarca en el sentido de una valoración ambiental; (Kabata Pendías y Pendías, 1992; Pérez, 2000; Quiroz, 2012) dichos resultados se obtuvieron haciendo uso de los contenidos disponibles en los suelos de estudio y los valores litológicos calculados (ver Anexo A.2.3.). Los valores VIE-A propuestos en esta investigación (ver Cuadro 84, 85 y 86) fueron utilizados para realizar la valoración de la calidad del suelo en el distrito de Luyando (ver Cuadros 87, 88 y 89), también se indica en esta valoración, los posibles impactos que podrían afectar el suelo, la actividad agricola productiva, la salud humana; los ecosistemas y el agua.

Con la valoración realizada, se logró conocer sobre la existencia; o no de peligro real y/o potencial de toxicidad de los metales pesados en los suelos estudiados según el grado de contaminación previamente identificados con la clasificación correspondiente, llegando a establecer valores cualitativos (A, B y C) en base a los contenidos disponibles y valores de referencia "VR" calculados (VIE-A), y los posibles impactos por los valores que exceden el VIE-A, en los tres contextos de evaluación.

El VIE-A, se estableció como valor estándar (IHOBE, 1998) relacionado al mayor valor del nivel de fondo "background" del metal pesado presente de forma natural (IHOBE, 1998; CMAJA, 1999). Al encontrarse concentraciones que superan el VIE-A se considera que existe alteración del suelo (IHOBE, 1998), y se encontraría dentro de los rangos del VIE-B, por lo cual sería necesario establecer un control ambiental. En tanto el valor indicativo de evaluación B (VIE-B), nos muestra la concentración límite de un contaminante "metal" en el suelo, por tanto de encontrarse concentraciones con valores por encima del VIE-B; nos revelaría la alteración del suelo , y su posible contaminación critica (IHOBE, 1998), de encontrarse un valor elevado, será necesario realizar un análisis de riesgo propiamente para cada metal identificado, además de sobrepasar el VIE-B el valor estaría comprendido entre los rangos del nivel VIE-C, se considera que el suelo se encuentra contaminado requiriendo una investigación obligatoria (CMAJA, 1999; Quiroz, 2025).

4.1.3.2.1.1. Evaluación de suelos superficiales en el distrito de Luyando.

Con los valores indicativos de evaluación de calidad (VIEC) de suelo superficial en el distrito de Luyando (ver Anexo A.2.4.), se logró determinar la toxicidad real y/o potencial de los metales As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe; presentes en los suelos superficiales estudiados.

Cuadro 87. Valoración de la calidad del suelo superficial de Luyando.

Muestras	V.I.E. (A, B, C)															
	As VR=13	Cu VR=23	Cd VR=0.57	Pb VR=36	Zn VR=134	Co VR=17	Hg VR=0,075	Mo VR=11	Ni VR=44	Cr VR=68	Sr VR=156	Mn VR=1327	Zr VR=284	Ba VR=350	Ti VR=4016	Fe VR=47767
P030-H/SAM1	-	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	B	B	A
P030-H/SBM1	-	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-B/SAM1	-	A	-	A	A	B	A	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-B/SBM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	B	B
P030-MP/SAM1	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	B	B	B	A
P030-MP/SBM1		A	-	A	A	A	B	A	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-SMT/SAM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-SMT/SBM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-ASJT/SAM1	-	A	-	A	A	A	B	A	A	B	A	A	B	A	B	B
P030-ASJT/SBM1	-	B	-	A	A	A	A	-	A	A	A	B	A	B	A	A
P030-SG/SAM1	A	A	B	A	A	A	B	A	B	A	B	B	A	A	A	A
P030-SG/SBM1	A	A	B	A	B	A	B	A	A	A	B	B	B	A	B	A
P030-MA/SAM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-MA/SBM1	A	A	-	A	A	A	B	A	A	B	B	A	B	A	A	A
P030-3EQ/SAM1	-	A	-	A	A	A	B	-	A	B	A	A	B	A	B	A
P030-3EQ/SBM1	B	A	B	B	B	A	B	A	A	A	B	C	B	A	B	A
P030-STR/SAM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-STR/SBM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-GYO/SAM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-GYO/SBM1	-	A	-	A	A	A	B	-	-	A	A	-	B	A	B	A
P030-IK/SAM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-IK/SBM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-MPR/SAM1	A	A	-	A	B	A	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-MPR/SBM1	B	A		B	B	A	B	A	B	B	B	A	B	A	B	A

Nivel VIE A: Valor de referencia (VR), por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable. El valor A normalmente es igual al límite de detección o al contenido natural en promedio. Nivel VIE B: representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo Aceptable. Nivel VIE C: significa el máximo riesgo tolerable, o límite superior de aceptabilidad del riesgo, sobrepasarlo significa peligro grave para la salud. Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); SAM (muestra de suelo agrícola); SBM (muestra de suelo de bosque). VR valores de referencia de metales propuestos expresados en ppm. Fuente. Elaboración propia.

Cabe mencionar que para esta primera valoración de los suelos del distrito de Luyando (ver Cuadro 87); se tomaron 24 muestras de suelos superficiales (12 suelos agrícolas y 12 suelos de bosque); se detalla a continuación la evaluación de cada metal estudiado:

Arsénico.

El VIE-A establecido para el arsénico es 13 ppm, revelando que dos muestras exceden este límite: P030-3EQ/SBM1 (58 ppm) y P030-MPR/SBM1 (32 ppm), lo que indica un riesgo real de toxicidad aceptable, por encontrarse dentro de los rangos del nivel VIE-B. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis de valoración de los impactos del arsénico respecto a las muestras identificadas (suelo de bosque), se tiene que, la presencia de arsénico en estos niveles afectaría la calidad y salud del suelo, tanto en su estructura edáfica y capacidad biológica; como también el potencial productivo al ser absorbido por las plantas y transferido a los frutos, lo que puede generar productos nocivos para el consumo de vida silvestre. Además, los resultados indican la necesidad de un monitoreo más cercano y de investigaciones para evaluar el riesgo para la salud humana asociada a la exposición continua al arsénico (es carcinógeno) y de contaminación del agua superficial y/o subterránea.

Comparativamente, el VIE-A del arsénico es menor respecto a los valores de referencia (VR) de 20 ppm en Andalucía (CMAJA, 1999), 23 mg/kg en el País Vasco (IHOBE, 1994), y 29 mg/kg en Holanda (Stcrt, 2000). Ecuador establece un VR de 12 mg/kg (MAATE, 2015), México de 22 mg/kg (SEMARNAT, 2004), y en Perú de 50 mg/kg (MINAM, 2017). En este estudio, el VIE-B calculado es de 71 ppm. Por otro lado, Holanda establece un VR de 76 mg/kg para suelos (Stcrt, 2013).

Cobre.

El VIE-A establecido para el cobre es 23 ppm, y la muestra P030-ASJT/SBM1 con 26 ppm, supera el límite establecido, indica un riesgo real de toxicidad aceptable, por encontrarse dentro de los rangos del nivel VIE-B. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis de valoración de los impactos del cobre respecto a la muestra identificada (de bosque), se tiene que, esta concentración elevada de cobre estaría

afectando la calidad del suelo, y el desarrollo de especies (inhibe el crecimiento, clorosis, raquitismo) comprometiendo su rendimiento y calidad de productos nativos, además de limitar la capacidad del sustento vegetal (procesos biológicos esenciales), también se compromete la salud del ecosistema (afecta la biodiversidad y la función microbiana del suelo) alterando el equilibrio biológico y disminuyendo la riqueza de especies. Por otro lado, esta contaminación puede también tener efectos adversos en organismos acuáticos y el agua superficial con efectos sobre la salud pública.

Comparativamente, el VIE-A del cobre es menor, con respecto a los valores de referencia (VR) de la CMAJA (1999) de 50 ppm; y el VR de Holanda de 36 mg/kg (Stcrt, 2000), en cuanto a los VR de la Comunidad Autónoma del País Vasco, de 22.5 mg/kg (IHOBE, 1994), el VR en Ecuador de 25 mg/kg (MAATE, 2015), y el VR en México de 22 mg/kg (SEMARNAT, 2004) son relativamente cercanos. Cabe destacar que en Perú no existe un valor de referencia específico para el cobre.

Cadmio.

El VIE-A establecido para el Cd es 0.57 ppm, y las muestras P030-SG/SAM1(2ppm); P030-SG/SBM1(3ppm) y P030-3EQ/SBM1(2ppm) presenta concentraciones que superan el nivel VIE-A, situándose dentro del rango del VIE-B, indicando un riesgo real de toxicidad aceptable, existiría un impacto negativo alto en el suelo.

Del análisis de valoración de impactos del cadmio respecto a las muestras (agricola y de bosque) identificadas, se tiene que, esta concentración elevada de cadmio estaría afectando la calidad y salud del suelo, comprometiéndose así la fertilidad, la capacidad productiva agricola y de especies vegetales. Su acumulación en plantas representa riesgos para la fauna y la salud humana a través del consumo de frutos agrícolas contaminados (cacao, café, etc.). En ecosistemas acuáticos, la toxicidad del cadmio disminuye la biodiversidad y provoca bioacumulación en organismos, alterando redes tróficas y desestabilizando el equilibrio ecológico; asimismo, contamina fuentes de agua, generando riesgos para el consumo humano. Es imperativo realizar un monitoreo continuo y establecer medidas de control para proteger el recurso suelo y agua en la zona de estudio.

En comparación, el VIE-A del Cd, es menor respecto al valor de referencia (VR) establecido por la CMAJA (1999) es de 2 ppm; en cuanto al VR en la CAPV, el

VR es de 0.8 mg/kg (IHOBE, 1994) y en Holanda, el mismo se mantiene en 0.8 mg/kg (Stcrt, 2000) y para el Ecuador fija un VR de 0.5 mg/kg según sus criterios de calidad (MAATE, 2015), este valor es menor al VIE-A; mientras que en Perú el valor de evaluación establecido es de 1.4 mg/kg (MINAM, 2017). Además, comparativamente, el VIE-B de 2.0 ppm es bajo en relación con los valores máximos de México (37 mg/kg, SEMARNAT, 2004) respecto a este estudio de investigación.

Plomo.

El VIE-A establecido para el plomo es de 36 ppm, y las muestras P030-3EQ/SBM1 (98 ppm) y P030-MPR/SBM1 (43 ppm) superan este límite, situándose dentro del rango del nivel VIE-B, lo que indica un riesgo real de toxicidad aceptable. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo estudiado.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del plomo respecto a las 2 muestras (de bosque), identificadas, siendo que referida contaminación por plomo estaría afectando la calidad y salud del suelo; disminuyendo la fertilidad para sostener especies vegetales. En ecosistemas acuáticos, la toxicidad del plomo reduce la biodiversidad y altera las interacciones biológicas, mientras que la bioacumulación en organismos acuáticos compromete la calidad del agua (superficial y subterránea), representando un riesgo para el consumo humano y la agricultura.

En comparación, al VIE-A del Pb; existen valores de referencia mayores como el VR establecido por la CMAJA (1999) es de 100 ppm para suelos ácidos; la CAPV establece un VR de 54.5 mg/kg (IHOBE, 1994), mientras que en Holanda es de 85 mg/kg (Stcrt, 2000), y en el Ecuador, con VR de 19 mg/kg (MAATE, 2015) menor al VIE-A. En Perú, el valor de evaluación es de 70 mg/kg (MINAM, 2017). El VIE-B calculado es de 125.50 ppm. En contraste, México permite concentraciones de hasta 400 mg/kg (SEMARNAT, 2004), lo que representa un límite considerablemente más alto con respecto al VIE-B calculado en esta investigación.

Zinc.

El VIE-A establecido para el Zn es de 134 ppm, y se encontraron concentraciones superiores en 3 muestras: P030-3EQ/SBM1 (679 ppm), P030-MPR/SAM1 (149 ppm) y P030-MPR/SBM1 (294 ppm), indicativas de un riesgo

significativo de toxicidad aceptable, ya que se sitúan en el rango del nivel VIE-B. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del zinc respecto a las 3 muestras (agricola y de bosque), identificadas, se observa que las concentraciones detectadas son alarmantes en el suelo, el Zn podría estar afectando la productividad agrícola al cambiar las propiedades físicas y químicas del suelo, y por acumulación, si bien el contenido total de Zn en suelos oscila entre 10 y 300 mg/kg, concentraciones superiores a 150 mg/kg revelan efectos de reducción del crecimiento, clorosis y sobre absorción de otros nutrientes. Cultivos agrícolas (cacao, café, palto, cítricos, etc.) pueden verse afectados por la absorción y transferencia de Zn a los frutos, comprometiendo la calidad y rendimiento agricola. Respecto al impacto en el agua y los ecosistemas, la toxicidad del zinc afecta hábitats y redes tróficas; además perjudica la calidad del agua superficial y subterránea, representando riesgo alto para la agricultura, la seguridad alimentaria y salud humana.

Comparativamente, el VIE-A del Zn es menor respecto a valores de referencia (VR) como el establecido por la CMAJA (1999) de 200 ppm para suelos ácidos y el VR establecido en Holanda de 140 mg/kg (Stcrt, 2000). Y el VIE-A es mayor respecto al VR fijados en la CAPV de 100 mg/kg (IHOBE, 1994); y al VR del Ecuador de 60 mg/kg (MAATE, 2015), mientras que Perú no tiene un valor de referencia específico en la ECA para este metal. Además, el valor VIE-B calculado para el zinc es de 872 ppm en esta investigación.

Cobalto.

El VIE-A establecido para el Co es de 17 ppm. Ninguna muestra supera este nivel, lo que indica que no existe riesgo de toxicidad. Por lo tanto, no existiría un impacto negativo en el suelo.

Las concentraciones normales mundialmente oscilan, entre valores entre 3 y 15 mg/kg, con una media de 8 mg/kg (Kabata Pendias y Pendias, 2001). Comparativamente, el VIE-A es menor respecto al valor de referencia (VR) en la CMAJA (1999) de 20 ppm para suelos ácidos, y al VR en la CAPV de 18.5 mg/kg (IHOBE, 1994), y el VIE-A sería mayor respecto al VR de Holanda que es 9 mg/kg (Stcrt, 2000) así como el del Ecuador con VR de 10 mg/kg (MAATE, 2015), mientras que Perú no tiene un valor de referencia específico en la ECA para este metal.

Mercurio.

El VIE-A para Hg se establece en 0.075 ppm, y el análisis revela que 14 muestras superan el VIE-A, encontrándose dentro del rango del nivel VIE-B, lo que señala un riesgo de toxicidad aceptable. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado para estos suelos.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del mercurio respecto a las 14 muestras (agrícolas y de bosque) identificadas, las altas concentraciones de Hg estarían afectando la calidad del suelo y la productividad agrícola, disminuyendo la fertilidad y la capacidad para sustentar cultivos y bosques. El Hg afecta la salud de cultivos como cacao, café y plátanos, al ser absorbido se transfiere a los frutos, comprometiendo su calidad y rendimiento. En cuanto a la salud humana, el consumo de productos contaminados presenta un riesgo tóxico significativo. La toxicidad del Hg reduce la biodiversidad en el agua; afecta la dinámica de organismos acuáticos, además de contaminar fuentes de agua superficiales y subterráneas, con riesgos considerables para la salud humana y la cadena alimentaria. En comparación, el VIE-A es menor respecto a los VR sugeridos por CMAJA (1999) de 1 ppm para suelos agrícolas; y VR de la CAPV y Holanda en 0.3 mg/kg (IHOBE, 1994; Stcrt, 2000). Ecuador define un VR de 0.1 mg/kg (MAATE, 2015), y en Perú se establece un valor de 6.6 mg/kg como posible umbral de intervención (MINAM, 2017). México permite hasta 23 mg/kg (SEMARNAT, 2004), siendo el límite más alto.

Molibdeno.

El VIE-A para Mo establecido es de 11 ppm. Para este metal ninguna muestra sobrepasa el nivel VIE-A, mostrando que no existe riesgo de toxicidad. Del análisis se tiene, que no existirían impactos negativos en el suelo. Por tanto, solo se presentan condiciones favorables en términos de contenidos del molibdeno.

En contraste el VIE-A es mayor respecto a otras investigaciones como para el caso de CMAJA (1999) el VR establecido es de 10 ppm para suelos agrícolas; para el caso de la CAPV es de 1.05 mg/kg (IHOBE, 1994). Holanda el valor de 3 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000), en Ecuador establece el valor de 5 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo.

Níquel.

El VIE-A para el níquel se estableció en 44 ppm. El análisis muestra que las muestras P030-SG/SAM1 (46 ppm) y P030-MPR/SBM1 (56 ppm) exceden este límite, ubicándose dentro del rango del VIE-B, lo que indica un riesgo real de toxicidad aceptable. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado para estos suelos.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del níquel respecto a las muestras (agrícolas y de bosque) identificadas, las altas concentraciones estarían afectando negativamente la calidad del suelo y la productividad agrícola de cultivos (cacao, café, plátanos, cítricos) y bosques (especies nativas). El Ni puede acumularse en los frutos, comprometiendo su calidad y rendimiento; en concentraciones elevadas, el níquel inhibe procesos vitales (división celular y la fotosíntesis), causando daños en la germinación, el crecimiento radicular y la producción total. En cuanto a la salud humana, la exposición al Ni por consumo de productos contaminados puede generar toxicidad hepática; y cancerígenas. Además, su presencia en la solución suelo deteriora la calidad del agua y afecta ecosistemas acuáticos, incrementando riesgos para la salud seguridad alimentaria y salud pública. En los ecosistemas forestales, el níquel reduce la biodiversidad y altera hábitats.

En comparación el VIE-A es mayor respecto a otras investigaciones, CMAJA (1999) establece un valor de referencia de 40 ppm para suelos ácidos, mientras que la CAPV lo fija en 37 mg/kg (IHOBE, 1994), y en Holanda es de 35 mg/kg (Stcrt, 2000). Ecuador determina un valor de 19 mg/kg para suelos estándar (MAATE, 2015). El VIE-A es menor frente al VR de México que dispone de un límite máximo de 1600 mg/kg (SEMARNAT, 2004), el más alto encontrado. Aunque los valores tóxicos de níquel varían según la legislación de cada país, generalmente se considera que niveles superiores a 40 mg/kg son peligrosos. En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo de este metal.

Cromo.

El VIE-A establecido para el cromo es 68 ppm. El análisis revela que las muestras, como P030-ASJT/SAM1 (94 ppm), P030-MA/SBM1 (95 ppm), P030-3EQ/SAM1 (83 ppm), P030-MPR/SBM1 (72 ppm) y P030-MPR/SBM1 (142 ppm), exceden este límite, ubicándose dentro del rango de riesgo VIE-B, lo que indica un

peligro real de toxicidad. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del cromo respecto a las muestras (agrícolas y de bosque) identificadas, las altas concentraciones estarían afectando la calidad del suelo y la productividad agrícola; al comprometer la salud del microbiota y sus propiedades fisicoquímicas, resultando en la disminución de la fertilidad y la capacidad para sostener cultivos agrícolas y especies forestales. Asimismo, las concentraciones elevadas de Cr estarían impactando en la salud y rendimiento de cultivos como cacao, café y plátanos, afectando su calidad. La exposición al cromo hexavalente constituye un riesgo significativo para la salud humana, incluyendo efectos carcinogénicos (Rivera y Lázaro, 2022). A nivel ecológico, el Cr perjudica la biodiversidad y altera la dinámica de organismos acuáticos, además de afectar fuentes de agua, aumentando los riesgos para la salud pública y la cadena alimentaria.

En comparación, el VIE-A es menor respecto a otros estudios que han establecido valores de referencia diferentes, CMAJA (1999) señala 100 ppm para suelos ácidos; mientras que en Holanda y Ecuador se indican 100 mg/kg (Stcrt, 2000) y 54 mg/kg (MAATE, 2015) respectivamente. Y mayor en comparación con el VR de la CAPV de 50 mg/kg (IHOBE, 1994); y México permite concentraciones máximas de cromo hexavalente hasta 280 mg/kg (SEMARNAT, 2004), siendo este el límite más elevado encontrado. No obstante, en Perú no se cuenta con un valor establecido en la ECA para suelo. En general los valores tóxicos del Cr en suelos varían según la legislación de cada país, pero generalmente se consideran peligrosos los niveles que estén en rangos de 5 a 30 mg/kg para cromo total establecidos por la EPA valores que ayudan en la determinación de la toxicidad en suelos.

Estroncio.

El VIE-A establecido para el estroncio es 156 ppm. El análisis indica que las muestras P030-SG/SAM1 (546 ppm), P030-SG/SBM1 (1352 ppm), P030-MA/SBM1 (181 ppm), P030-3EQ/SBM1 (416 ppm) y P030-MPR/SBM1 (343 ppm) exceden este límite, ubicándose en un rango de riesgo VIE-B (1352 ppm), lo que sugiere un riesgo real de toxicidad aceptable. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del estroncio respecto a las muestras (agrícolas y de bosque) identificadas, las altas concentraciones estarían afectando negativamente la calidad del suelo agricola y su productividad, llevando a disminuir la fertilidad y la capacidad del suelo para sostener los cultivos agrícolas (cacao, café, palto, cítricos, plátanos, etc.) y especies forestales; asimismo la traslocación del metal por bioacumulación hacia los frutos afectaría su calidad. Además, la contaminación por estroncio afecta la biodiversidad del suelo agricola, y la dinámica de organismos acuáticos, impactando fuentes hídricas (superficiales y subterráneas) con un aumento de los riesgos a la salud pública y la cadena alimentaria. Según el ATSDR (2004), la concentración promedio de estroncio en el suelo es de aproximadamente 240 mg Sr/kg. Sin embargo, no se encontraron valores de referencia establecidos para este metal en otras investigaciones y, en Perú, no existe un valor definido en la ECA para suelos.

Manganeso.

El VIE-A establecido para el manganeso es 1327 ppm. Las muestras analizadas, como P030-ASJT/SBM1 (1400 ppm), P030-SG/SAM1 (1400 ppm), P030-SG/SBM1 (1500 ppm) y P030-3EQ/SBM1 (3100 ppm), superan este límite y se encuentran en el rango de riesgo VIE-B, lo que indica un peligro de toxicidad en suelos superficiales. La muestra P030-3EQ/SBM1 no solo excede el VIE-A, sino que alcanza el nivel VIE-C (2970 ppm), lo que requiere investigación para evaluar riesgos para la salud humana y del suelo. Por lo tanto, existiría un impacto negativo de moderado a alto en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del manganeso respecto a las muestras (agricola y de bosque) identificadas, las altas concentraciones estarían afectando la calidad de los suelos superficiales y su capacidad para sostener ecosistemas locales. Asimismo, comprometen cultivos, como cacao y café, y otros cultivos; especialmente en suelos ácidos (pH < 5.5), alterando la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes, afectando el crecimiento de las plantas (Wyszkowski y Kordala, 2022); en suelos forestales, el Mn puede acumularse en la flora local, perjudicando la biodiversidad y la dinámica del ecosistema en el distrito de Luyando. Asimismo, la lixiviación de manganeso puede comprometer la calidad del agua, impactando ecosistemas acuáticos y la salud pública. No existen valores de referencia

en la literatura para el manganeso; y el Perú carece de un valor estándar para la evaluación de calidad ambiental. Esta ausencia de regulaciones y estándares dificulta la evaluación de riesgos.

Zirconio.

El VIE-A establecido para el Zr es de 284 ppm. Del análisis, se establece que las muestras P030-ASJT/SBM1; P030-SG/SAM1 y P030-MPR/SAM1, con 277 ppm, 236 ppm y 139 ppm respectivamente, no exceden este nivel, indicando una ausencia de riesgo de toxicidad. Sin embargo, más del 87.5% de las muestras (21 en total) superan el VIE-A, situándose en el rango del nivel VIE-B (754 ppm) ver Anexo A.2.4., lo que implica un riesgo de toxicidad aceptable. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del zirconio respecto a las muestras (agrícolas y de bosque) identificadas, las altas concentraciones estarían afectando la calidad del suelo y su capacidad para sustentar ecosistemas locales (agricola y de bosque) además, pueden comprometer la fertilidad del suelo agrícola, interfiriendo en la absorción de nutrientes esenciales como fósforo y calcio, y dañando la estructura del suelo, lo que también afecta la retención de agua; algunas plantas son más vulnerables a estas concentraciones altas, lo que resulta en una menor producción agrícola. En suelos forestales, la contaminación por zirconio puede afectar la salud de la vegetación y la biodiversidad, aumentando los riesgos en la cadena alimentaria y el equilibrio del ecosistema. Aunque no se observan riesgos inmediatos para la salud humana, la exposición prolongada a altos niveles de Zr podría ocasionar problemas de salud relacionados con el consumo de alimentos contaminados; asimismo, la lixiviación de zirconio puede comprometer la calidad del agua y afectar la fauna y flora acuática, así como a las comunidades que dependen de estos recursos. En síntesis, la falta de valores de referencia adecuados para el zirconio en los ECA para suelo del Perú complicaría la gestión y monitoreo de este contaminante, con repercusiones negativas en la salud pública y el medio ambiente.

Bario.

El VIE-A establecido para el Ba es de 350 ppm. Del Análisis de muestras, como P030-H/SAM1 (391 ppm), P030-MP/SAM1 (350 ppm), y P030-ASJT/SBM1 (654

ppm), revelan que superan este límite, ubicándose dentro del rango del VIE-B (ver Anexo: A.2.4.) y evidenciando un riesgo de toxicidad aceptable. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del Bario respecto a las muestras (agrícolas y de bosque) identificadas, la altas concentraciones de Ba estaría afectando negativamente la calidad del suelo y la productividad agrícola al alterar las propiedades fisicoquímicas y microbiota; el Ba puede acumularse en los frutos, comprometiendo su calidad y rendimiento; a concentraciones elevadas inhibe procesos vitales (división celular y la fotosíntesis) causando daños en la germinación, el crecimiento radicular y la producción total. En cuanto a la salud humana, el consumo de productos contaminados con Ba puede generar toxicidad hepática y cancerígena. Además, por su presencia en el suelo puede llegar a deteriorar la calidad del agua (superficial y subterránea) y afecta ecosistemas acuáticos, incrementando riesgos para la salud pública.

Por comparación, el VIE-A es mayor respecto a estudios que indican valores de referencia (VR) como en la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) es de 142.50 mg/kg (IHOBE, 1994), mientras que en Holanda se establece un valor estándar de 160 mg/kg (Stcrt, 2000). En Ecuador, la normativa de calidad establece un VR de 200 mg/kg (MAATE, 2015). En Perú, el único valor de referencia obligatorio es de 750 mg/kg (MINAM, 2017), considerado para evaluación e intervención. Finalmente, en México se permite hasta 5400 mg/kg (SEMARNAT, 2004), siendo este el límite más alto registrado para suelos.

Titanio.

La evaluación del titanio revela existencia de muestras de suelos superficiales que superan el VIE-A de 4016 ppm, con niveles altos en 20 muestras equivalente al 83% del total (ver Cuadro 90). Estas concentraciones se ubican en el rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.4.) indicando un riesgo de toxicidad aceptable. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del Titanio respecto a las muestras (agrícolas y de bosque) identificadas; las altas concentraciones de titanio afectarían la calidad del suelo y su capacidad para sustentar ecosistemas agrícolas y forestales, su acumulación en suelos afecta la biodiversidad y la estabilidad ecológica,

aunque se han realizado pocas investigaciones al respecto (Mendoza et al., 2022) las nanopartículas de dióxido de titanio (TiO_2), utilizadas en fertilizantes y pesticidas, son particularmente preocupantes por su impacto negativo sobre la salud del suelo, la productividad de cultivos y la vida acuática, al alterar el microbiota y la disponibilidad de nutrientes (Castillo et al., 2024), los altos niveles de titanio se asocian con riesgos de bioacumulación y toxicidad en individuos que consumen cultivos contaminados (García et al., 2024). En cuerpos de agua, la lixiviación de titanio deteriora la calidad del agua, amenazando ecosistemas acuáticos y comunidades dependientes, dado que las altas concentraciones de TiO_2 pueden reducir la fotosíntesis algal (Egoavil et al., 2024). En síntesis, la falta de valores de referencia para el titanio, así como la ausencia de un valor referente en los ECA para suelo del Perú, limitan el análisis de riesgos del Titanio, complicando la gestión y monitoreo de este contaminante, con repercusiones negativas en la salud pública y el medio ambiente

Hierro.

El VIE-A establecido para el Fe es de 47767 ppm para suelos superficiales. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-B/SBM1 (48700 ppm) y P030-ASJT/SAM1 (54900 ppm); sobrepasan el nivel VIE-A establecido, encontrándose la concentración del metal en estos suelos superficiales dentro del rango del nivel VIE-B, esto indica un potencial peligro real de toxicidad. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del Hierro respecto a las muestras (agrícolas y de bosque) identificadas; se tiene que, elevadas concentraciones de Fe deterioran la calidad del suelo y su capacidad para sustentar ecosistemas agrícolas y forestales. Este exceso puede afectar negativamente la fertilidad del suelo y la productividad de cultivos como cacao, café, cítricos y plátanos al interferir con la disponibilidad de nutrientes esenciales como magnesio, zinc y calcio, lo que compromete el crecimiento de las plantas y la seguridad alimentaria (Castillo et al., 2024). En suelos forestales, el exceso de hierro puede resultar tóxico para las plantas, perjudicando la biodiversidad y las interacciones entre especies, afectando así la estabilidad del ecosistema (Mendoza et al., 2022). Además, la exposición a altos niveles de hierro conlleva riesgos para la salud pública, incluyendo enfermedades hepáticas y daño orgánico (García et al., 2024); la lixiviación de hierro hacia fuentes

de agua puede deteriorar su calidad y resultar tóxica para organismos acuáticos, comprometiendo la potabilidad y generando riesgos para las comunidades que dependen de estos recursos

En contraste a otras investigaciones Sánchez (2017) establece un VR para el Hierro el Límite superior de 72787 mg/kg en suelo de tipo Cambisol. Por otra parte, Iribarren et al. (2008), definió el VR90 igual a 3750 mg/kg en Aragón (España) con presencia abundante de los tipos de suelos Cambisoles. En el Perú no se cuenta con el valor establecido en los ECA para suelo esto dificulta la evaluación y gestión de estos riesgos.

4.1.3.2.1.2. Evaluación de suelos agrícolas en el distrito de Luyando.

Con los VIEC de suelos agrícolas (ver Anexo A.2.5.) se logró determinar la existencia de toxicidad real y/o potencial de los metales estudiados en suelos agrícolas (Cuadro 88), el cálculo se basó en 24 muestras de suelos tomadas en 2 estratos de estudio (superficiales y profundos); se detalla a continuación la evaluación de cada metal estudiado:

Arsénico.

El VIE-A establecido para el arsénico es 16 ppm, el análisis de valoración indica que ninguna muestra supera este límite en suelos agrícolas, lo que sugiere que no existe riesgo de toxicidad (despreciable). Por lo tanto, no existe impacto negativo en estos suelos agrícolas.

Del análisis de valoración de los impactos del Arsénico respecto al suelo agricola la concentración del arsénico en las muestras no superan el VIE-A propuesto, sin embargo, es esencial continuar el monitoreo para prevenir acumulaciones futuras de arsénico, especialmente en cultivos que podrían afectar la cadena alimentaria.

Este VIE-A se alinea con márgenes aceptables, en comparación el VIE-A es menor respecto a estudios que indican valores de Referencia (VR) para suelos agrícolas, con un VR de 20 ppm para Andalucía (CMAJA, 1999) y 23 mg/kg para la Comunidad Autónoma del País Vasco (IHOBE, 1994).

Cuadro 88. Valoración de la calidad de suelos agrícolas de Luyando.

Muestras	V.I.E. (A, B)															
	As VR=16	Cu VR=31	Cd VR=1.78	Pb VR=26	Zn VR=117	Co VR=17	Hg VR=0,105	Mo VR=8	Ni VR=37	Cr VR=96	Sr VR=189	Mn VR=1297	Zr VR=643	Ba VR=411	Ti VR=7534	Fe VR=50910
P030-H/SAM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-B/SAM1	-	A	-	A	A	B	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-MP/SAM1	A	A	-	B	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-SMT/SAM1	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-ASJT/SAM1		A	-	A	A	A	B	-	B	A	A	A	A	A	B	B
P030-SG/SAM1	A	A	B	B	B	A	A	A	B	A	B	B	A	A	A	A
P030-MA/SAM1		A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-3EQ/SAM1		A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-STR/SAM1		A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-GYO/SAM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-IK/SAM1		A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-MPR/SAM1	A	A	-	A	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-H/SAM2		A	-	A	A	A	B	-	B	A	A	A	A	A	A	A
P100-B/SAM2		A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-MP/SAM2	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	B	A	A
P100-SMT/SAM2	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-ASJT/SAM2	A	A	-	A	A	A	B	-	B	B	A	A	A	A	B	B
P100-SG/SAM2	A	A	B	B	B	A	B	-	B	A	B	B	A	A	A	A
P100-MA/SAM2		A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-3EQ/SAM2		A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-STR/SAM2	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-GYO/SAM2	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P100-IK/SAM2		A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-MPR/SAM2	A	A		A	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A

Nivel VIE A: Valor de referencia, por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable. El valor A normalmente es igual al límite de detección o al contenido natural en promedio. Nivel VIE B: representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo Aceptable. Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); P100 (profundidad de muestreo >100 cm); SAM (muestra de suelo agrícola). VR valores de referencia de metales expresados en ppm. Fuente. Elaboración propia.

En Alemania, el VR es de 40 mg/kg, mientras que en Holanda es de 29 mg/kg para suelos con 10% de materia orgánica y más del 25% de arcilla (Stcrt, 2000). En Ecuador, el estándar es de 12 mg/kg (MAATE, 2015) y en Chile varía entre 10 y 20 mg/kg según el pH del suelo. Por otro lado, un estudio en Ccahuanhuire-Apurímac reportó un VR de 138.9 mg/kg para suelos agrícolas (Fajardo et al., 2019). En Perú, el valor de referencia es de 50 mg/kg según la ECA para suelo, considerado un criterio de evaluación y posible intervención.

Cobre.

El VIE-A establecido es de 31 ppm. Del análisis de valoración ninguna de las muestras estudiadas supera este umbral, lo cual indica que no hay riesgo de toxicidad. Por lo tanto, no existiría impacto negativo en estos suelos agrícolas.

Del análisis de valoración de los impactos del Cobre; los niveles actuales de cobre en los suelos agrícolas estudiados no generan preocupación sobre la calidad del suelo, así como la salud de plantas y cultivos agrícolas.

Este VIE-A se alinea con márgenes aceptables, situándose por debajo del valor de referencia (VR) de la CMAJA (1999), que es de 50 ppm, en Holanda de 36 mg/kg (Stcrt, 2000). Y es mayor respecto al VR de la CAPV de 22.5 mg/kg (IHOBE, 1994), y Ecuador de 25 mg/kg (MAATE, 2015). Sin embargo, investigaciones como la de Fajardo et al. (2019) han reportado concentraciones significativamente más elevadas en suelos agrícolas de ciertas regiones del Perú, con valores que llegan hasta 227.8 mg/kg en Ccahuanhuire. Es importante señalar que, en la normativa peruana, aún no se ha definido un VR específico para el cobre en suelos agrícolas.

Cadmio.

El VIE-A establecido para el cadmio en suelos agrícolas es de 1.78 ppm. El análisis de valoración indica que 2 muestras P030-SG/SAM1 (2ppm) y P100-SG/SAM2 (2ppm) presentan concentraciones que superan el nivel VIE-A, situándose dentro del rango del VIE-B, indicando un riesgo real de toxicidad aceptable, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis de valoración de impactos del cadmio respecto a las muestras identificadas, se tiene que, dichas concentraciones estarían afectando la calidad y salud del suelo, comprometiéndose la fertilidad y la capacidad para sustentar especies

agrícolas. Su acumulación en plantas representa riesgos para la fauna y la salud humana a través del consumo de frutos agrícolas contaminados (cacao, café, etc.); asimismo, afectaría los ecosistemas acuáticos disminuyendo la biodiversidad, y los contamina, generando riesgos para el consumo humano. Por ello, es imperativo realizar un monitoreo continuo y establecer medidas de control para proteger el suelo y agua en la zona de estudio.

Este VIE-A es coherente con los valores de referencia (VR) establecidos, siendo menor al de 2 ppm según CMAJA (1999). El VR en México es considerablemente más alto, alcanzando 37 mg/kg (SEMARNAT, 2004). Comparado con los estándares de otros países, el VIE-A resulta elevado, dado que el VR en la CAPV y en Holanda es de 0.8 mg/kg (IHOBE, 1994; Stcrt, 2000), y de 0.5 mg/kg en Ecuador (MAATE, 2015). Respecto al VR de los ECA en Perú para suelos agrícolas es de 1.4 mg/kg, por tanto, en comparación el VIE-A seria relativamente alto, lo que indica un posible requerimiento de investigación obligatoria.

Plomo.

El VIE-A establecido es de 26 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-MP/SAM1 (30 ppm), P030-SG/SAM1(33 ppm), y P100-SG/SAM2 (32 ppm) sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad aceptable; encontrándose estas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.5.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del plomo respecto a las 3 muestras identificadas. Las altas concentraciones estarían afectando la calidad y salud del suelo agricola (fertilidad y capacidad productiva), comprometiendo así la seguridad alimentaria y la salud pública. Respecto al impacto en la salud humana también seria moderada (por la ingesta de productos contaminados), en cuanto al impacto en el agua y los ecosistemas (afecta la biodiversidad de flora y fauna), se alteran las relaciones biológicas entre organismos), y contamina el agua (superficial y subterránea) comprometiendo su calidad y representando un riesgo para el consumo humano y la agricultura.

En comparación el VIE-A establecido en esta investigación es bajo y se encuentra entre rangos aceptables para suelos agrícolas en comparación con el VR

establecido por CMAJA (1999) de 100 ppm para suelos ácidos; para el caso de la CAPV el VR de 54.5 mg/kg (IHOBE, 1994). El VR para Holanda es de 85 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000). Respecto al VR en México de 400 mg/kg (SEMARNAT, 2004), este valor sería el más elevado en relación con los demás VR mencionados para suelos agrícolas. El VIE-A; es alto con respecto al valor de referencia; para el Ecuador de 19 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). Se reportan valores altos en comparación al VIE-A calculado en nuestro estudio, por ejemplo, Fajardo et al. (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuanhuire (75.62 mg/kg), Huanacopampa (38.04 mg/kg), Tambulla y Lahuani (85.9 mg/kg) en el departamento de Apurímac. En el Perú el valor de referencia es de 70 mg/kg para suelos agrícolas, fue establecido en la ECA para suelo (MINAM, 2017) y es considerado como valor de evaluación y posible intervención; en comparación con los VIEC se consideraría como valor del nivel de VIE-B (ver Anexo A.2.5.), para los suelos agrícolas en estudio.

Zinc.

El VIE-A establecido para Zn es de 117 ppm. Del análisis de valoración se tiene muestras que superan el límite: P030-SG/SAM1 (125 ppm), P030-MPR/SAM1 (149 ppm), P100-SG/SAM2 (119 ppm) y P100-MPR/SAM2 (181 ppm), lo que indica un riesgo real de toxicidad aceptable para estos suelos, encontrándose estas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.5.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo agricola.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del Zinc respecto a las muestras identificadas, las concentraciones de zinc estarían afectando la productividad agrícola; resultando en la reducción del crecimiento de plantas, clorosis y una menor absorción de nutrientes; siendo afectados los cultivos como cacao, café y cítricos, comprometiéndose la calidad y rendimiento. Del impacto sobre el agua y los ecosistemas, referidas concentraciones del Zn provocarían disminución de biodiversidad y bioacumulación en organismos acuáticos, además afectan hábitats y redes tróficas; como también deteriora la calidad del agua (superficial y subterránea), constituyéndose como riesgo elevado para la salud humana y la agricultura por el consumo de productos contaminados.

En tanto el VIE-A establecido se encuentra entre rangos aceptables para suelos agrícolas, en comparación con el VR de 200 ppm para suelos ácidos según CMAJA (1999), y 140 mg/kg en Holanda (Stcrt, 2000). El VIE-A seria mayor respecto al VR de 60 mg/kg en Ecuador (MAATE, 2015), y de la CAPV con VR de 100 mg/kg (IHOBE, 1994), los estudios de Fajardo et al. (2019) indican variaciones en los VR (94 – 402ppm) en diversas zonas en el departamento de Apurímac. Actualmente, el Perú no tiene un VR específico para el zinc en suelos agrícolas.

Cobalto.

El VIE-A establecido para el cobalto en suelos agrícolas es de 17 ppm, del análisis de valoración se tiene que ninguna muestra supera este límite, lo que indica que no existe riesgo de toxicidad. Por lo tanto, no existe impacto negativo en el suelo agricola.

En tanto el VIE-A establecido se encuentra entre rangos aceptables para suelos agrícolas, comparado con el VR de 20 ppm establecido por CMAJA, (1999) para suelos ácidos y 18.5 mg/kg por CAPV (IHOBE, 1994). El VIE-A es significativamente alto en comparación con el VR de 9 mg/kg en Holanda (Stcrt, 2000) y VR de 10 mg/kg en Ecuador (MAATE, 2015), respectivamente. Estudios previos, como el de Fajardo et al. (2019), también muestran valores de referencia más bajos (9.7 a 11.72 ppm) en zonas agrícolas de Perú (Apurímac). Actualmente, Perú carece de un VR específico en los ECA para el cobalto en suelos agrícolas.

Mercurio.

El VIE-A para el mercurio se establece en 0.105 ppm. El análisis de valoración de muestras revela que diferentes muestras del estrato superficial y profundo superan este límite, incluyendo:P030-ASJT/SAM1 (0.184 ppm), P030-GYO/SAM1 (0.116 ppm), P100-H/SAM2 (0.118 ppm), P100-ASJT/SAM2 (0.287 ppm), P100-SG/SAM2 (0.120 ppm), P100-3EQ/SAM2 (0.135 ppm), y P100-GYO/SAM2 (0.208 ppm). Esta situación indica un riesgo real de toxicidad aceptable en estos suelos. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo agricola.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del mercurio respecto a las muestras identificadas; la contaminación altas concentraciones de mercurio estarían afectando la calidad del suelo y su capacidad para sustentar cultivos agrícolas, (cacao,

café, plátanos, etc.), y debido a la bioacumulación de Hg en los frutos, afecta la calidad y rendimiento. Además, el consumo de productos contaminados representa un riesgo significativo para la salud humana. En términos de impacto ecológico, la toxicidad del Hg, incluso en bajas concentraciones, reduce la biodiversidad del suelo y altera la dinámica de organismos acuáticos. Asimismo, la contaminación puede perjudicar las fuentes de agua superficial y subterránea, constituyendo un riesgo considerable para la salud humana, agricultura y la cadena alimentaria. Por lo tanto, es esencial realizar más investigaciones en las áreas con suelos que superan el VIE-A

En tanto el VIE-A establecido se encuentra en rangos aceptables, en comparación con los valores de referencia (VR) de 1 ppm según CMAJA (1999), 0.3 mg/kg en la CAPV (IHOBE, 1994) y Holanda (Stcrt, 2000), 0.1 mg/kg en Ecuador (MAATE, 2015), En el Perú de 6.6 mg/kg para suelos agrícolas (MINAM, 2017), y 23 mg/kg en México (SEMARNAT, 2004), siendo este último el límite más alto. Estos valores destacan la preocupación sobre la toxicidad y la necesidad de evaluación y posibles intervenciones en suelos agrícolas contaminados.

Molibdeno.

Para este metal el VIE-A establecido es de 8 ppm. Del análisis de valoración se tiene que ninguna muestra sobrepasa el VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, no existe riesgo de toxicidad. Asimismo, no existiría un impacto negativo en el suelo agricola.

En contraste a otras investigaciones el VIE-A calculado representa un valor aceptable para suelos agrícolas con respecto a los valores de referencia establecidos, por CMAJA (1999) de 10 ppm; al VR de la CAPV de 1.05 mg/kg (IHOBE, 1994), al VR en Holanda de 3 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000), el VR en Ecuador de 5 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Molibdeno en suelos agrícolas.

Níquel.

En suelos agrícolas, el VIE-A establecido es de 37 ppm, el análisis de valoración revela que cinco muestras que superan el límite establecido siendo P030-ASJT/SAM1 (37 ppm), P030-SG/SAM1(46 ppm); P100-H/SAM2 (61 ppm), P100-

ASJT/SAM2 (43 ppm), P100-SG/SAM2 (45 ppm). Esto confirma un riesgo real de toxicidad aceptable, encontrándose estas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.5.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo agricola.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del níquel respecto a las muestras identificadas, las concentraciones altas de Ni estarían afectando negativamente la calidad del suelo, con disminución de la fertilidad y capacidad productiva para especies como cacao, café, cítricos, plátanos, etc.; su acumulación y traslocación puede llevar a la contaminación de los frutos, afectando su calidad y rendimiento; las altas concentraciones inhiben la división celular, reduce la fotosíntesis y la respiración provocando daño oxidativo afectando la germinación y el crecimiento de las raíces. En términos de salud humana, la exposición al níquel por consumo de alimentos contaminados puede causar toxicidad hepática y ser potencialmente cancerígeno. Además de afectar la calidad del agua, perjudica ecosistemas acuáticos y aumenta los riesgos para la salud pública y seguridad alimentaria.

En contraste a otras investigaciones el VIE-A representa un valor aceptable para suelos agrícolas con respecto al VR establecido por CMAJA (1999) es de 40 ppm para suelos ácidos; para el caso de la CAPV el VR es de 37 mg/kg (IHOBE, 1994). Para Holanda el VR es de 35 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000). El VIE-A de esta investigación es alto con respecto al VR de 19 mg/kg establecido en el Ecuador (MAATE, 2015). Y el VIE-A es menor, con respecto al VR establecido en México de 1600 mg/kg (SEMARNAT, 2004), este valor sería el más elevado en relación con los demás VR mencionados. En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Niquel en suelos agrícolas.

Cromo.

El VIE-A para el cromo se ha establecido en 96 ppm; el análisis de valoración revela que la muestra P100-ASJT/SAM2 (100 ppm) excede este límite, lo que implica un riesgo aceptable de toxicidad. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo agricola.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del cromo respecto a la muestra identificada, la alta concentración de cromo impacta negativamente la calidad del suelo y la productividad agrícola, afectando el microbiota y las propiedades

fisicoquímicas, lo que resulta en una disminución de la fertilidad y la capacidad para sustentar cultivos, su exposición puede causar fitotoxicidad, interferir con la absorción de nutrientes y el desarrollo radicular, comprometiendo la producción de cultivos como cacao, café y plátanos, además de provocar bioacumulación en los frutos, disminuyendo su calidad. La exposición al cromo hexavalente representa un riesgo significativo para la salud humana, incluyendo efectos carcinogénicos (Rivera y Lázaro, 2022). También, el cromo reduce la biodiversidad y altera la dinámica de organismos acuáticos, afectando fuentes de agua y aumentando los riesgos para la salud pública y la cadena alimentaria. Los niveles de cromo en el suelo, que superan los 100 ppm en comparación con estándares internacionales, indican la necesidad de establecer límites más estrictos para su regulación en suelos agrícolas.

En comparación con otros estudios, este VIE-A es aceptable en relación con el valor de referencia (VR) de 100 ppm establecido por CMAJA (1999) y Holanda (Stcrt, 2000), mientras que el VR de CAPV es de 50 mg/kg (IHOBE, 1994), y 54 mg/kg en Ecuador (MAATE, 2015). Otros estudios han reportado valores significativamente más bajos, como el de Fajardo et al. (2019), que indican valores de referencia de 12.55 a 15.7 mg/kg en varias zonas de Apurímac. En Perú, el valor de referencia para cromo hexavalente se fija en 0.4 mg/kg que es considerado como valor de evaluación y posible intervención según la ECA (MINAM, 2017), sin un valor específico aún establecido para cromo total en referencia a suelos agrícolas.

Estroncio.

El VIE-A establecido para el estroncio es 189 ppm. Del análisis se tiene que las muestras P030-SG/SAM1 (546 ppm) y P100-SG/SAM2 (959 ppm), sobrepasan este límite, indicando un riesgo aceptable de toxicidad en el suelo agrícola, encontrándose estas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.5.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo agricola.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del estroncio respecto a las muestras identificadas; las altas concentraciones estarían afectando posiblemente la calidad del suelo y la productividad agrícola, consecuentemente la capacidad del suelo para sostener los cultivos agrícolas (cacao, café, palto, cítricos, plátanos, etc.), la biodiversidad del suelo agricola, como también la dinámica de organismos acuáticos, impactando fuentes hídricas (superficiales y subterráneas) con un aumento de los

riesgos a la salud pública y la cadena alimentaria. Aunque no hay un riesgo inmediato de toxicidad por estroncio en los suelos agrícolas analizados, se enfatiza la necesidad de realizar más investigaciones y aplicar medidas de gestión sostenible para mitigar los efectos del estroncio en la agricultura y los ecosistemas locales.

La normativa global sobre valores de referencia (VR) del estroncio en suelos agrícolas es inconsistente, lo que dificulta la comparación con nuestro estudio; existiendo tanto valores altos como bajos de VR. Por ejemplo, Plaza (2018) reportó una mediana de 304 ppm en suelos de una viña en Chile, mientras que Fajardo et al. (2019) encontraron valores mucho más bajos, variando entre 10.22 y 15.67 mg/kg en suelos agrícolas de Apurímac. Además, Bravo et al. (2014) registraron concentraciones en rangos desde 183.06 a 444.65 mg/kg en suelos calizos de Castilla de la Mancha. Por su parte Thomsen y Andreasen (2019) en su estudio analizaron cómo la aplicación de cal agrícola afecta las variaciones isotópicas naturales de estroncio en suelos; los valores encontrados pueden ser comparables con los de otras regiones del país, toda vez se realice su determinación en estudios futuros. A pesar de la variabilidad de los datos, aún no se ha establecido un valor de referencia específico del estroncio para suelos agrícolas en Perú.

Manganeso.

El VIE-A establecido para el manganeso es de 1297 ppm. El análisis indica que las muestras del estrato superficial P030-SG/SAM1 (1400 ppm) y del estrato profundo P100-SG/SAM2 (1800 ppm) superan este límite, indicando un riesgo aceptable de toxicidad para este suelo agrícola; encontrándose dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.5.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo agricola.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del manganeso respecto a las muestras identificadas. Las altas concentraciones de manganeso afectarían negativamente la calidad del suelo agrícola y su capacidad para sustentar ecosistemas; además de comprometer cultivos como cacao y café, especialmente en suelos ácidos (pH<5.5), provocando síntomas como clorosis, necrosis foliar y deficiencias nutricionales, particularmente de hierro, lo que impacta el crecimiento. Además, el manganeso altera el microbiota, favoreciendo el crecimiento de microorganismos resistentes a la toxicidad y eliminando aquellos más sensibles, lo que afecta la

diversidad y abundancia del microbiota y también deteriora las propiedades fisicoquímicas del suelo, reduciendo su fertilidad y la capacidad de soportar diversos cultivos. La exposición a niveles elevados de manganeso representa riesgos para la salud, asociados al consumo de productos contaminados (Wyszkowski & Kordala, 2022). La lixiviación de manganeso contamina cuerpos de agua, impactando su calidad y perjudicando ecosistemas acuáticos y comunidades que dependen de estos recursos.

Comparado con otros estudios, el VIE-A es alto pero aceptable en relación con los valores de referencia (VR) establecidos por Mico, (2005) de 289 mg/kg, Peris (2006) con 557 mg/kg e Iribarren (2008) con 715 ppm. Asimismo, Saldaña (2020) determinó un VR de 966 mg/kg. Saleem et al. (2024) informan concentraciones de manganeso entre 664.7 y 1699 mg/kg en suelos agrícolas de Pakistán, con una media de 1191 mg/kg, sugiriendo que estas concentraciones podrían derivarse de fuentes antropogénicas. Aunque se reportan concentraciones seguras generalmente entre 20 y 100 mg/kg, valores superiores a 300 mg/kg son preocupantes en la agricultura, pues pueden impactar negativamente el crecimiento de las plantas y la salud del suelo (Saleem et al., 2024). En comparación, Fajardo et al. (2019) reportan valores de referencia en suelos de Apurímac que oscilan entre 679.9 mg/kg y 1300 mg/kg. Hasta la fecha, en los estándares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el manganeso en suelos agrícolas. Es urgente adoptar un enfoque multidimensional en la gestión de suelos y establecer regulaciones más estrictas para mitigar los efectos del manganeso en la salud y el medio ambiente, especialmente por la falta de valores de referencia y normas específicas en Perú.

Zirconio.

El valor de referencia VIE-A establecido para el Zr es de 643 ppm. Del análisis de valoración se revela que la concentración en las muestras P030-GYO/SAM1 (662 ppm) y P100-GYO/SAM2 (762 ppm), exceden el umbral VIE-A para suelos agrícolas, lo que implica un riesgo potencial de toxicidad aceptable. encontrándose dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.5.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo agricola.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del zirconio respecto a las muestras identificadas. Los niveles altos de zirconio pueden interferir con la absorción de nutrientes esenciales como fósforo y calcio, afectando así el crecimiento y la

producción de cultivos clave como cacao, café, cítricos y plátanos. Además, la lixiviación de zirconio hacia cuerpos de agua puede comprometer la calidad del agua para usos humano y agricola; además de impactar los ecosistemas acuáticos, generando problemas de salud para la fauna y flora. Aunque los niveles actuales no presentan un riesgo inmediato para la salud humana, es fundamental realizar un monitoreo de los suelos con concentraciones que superen el VIE-A para prevenir efectos adversos.

A diferencia de otros estudios, este VIE-A se considera un valor razonable para suelos agrícolas. Gómez (2024) determinó en provincias de Castilla la Mancha valores de referencia con rangos de 334.1 a 600.8 mg/kg, tomando muestras alejadas de influencias antrópicas y anomalías geoquímicas. Taylor y McLennan (1995) reportan un promedio de 190 ppm de zirconio en la corteza continental, mientras que Plaza (2018) encontró una concentración mediana de estroncio de 71.90 ppm en suelos de viñas en la provincia de San Antonio, Chile. Se observa una escasez de investigaciones dedicadas a este metal en suelos agrícolas, tanto a nivel nacional como internacional. Cabe resaltar que en los estándares de calidad ambiental del suelo en Perú aún no se ha definido un valor de referencia específico para el zirconio en suelos agrícolas.

Bario.

El VIE-A establecido para el Ba es de 411 ppm. El análisis de valoración revela que solo la muestra P100-MP/SAM2, que presenta 551 ppm, excede este límite establecido, indicando un riesgo de toxicidad aceptable para suelos agrícolas. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo agricola.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del Bario respecto a la muestra identificada. Las concentraciones altas estarían afectando la calidad del suelo y su capacidad para sustentar ecosistemas agrícolas. Esta muestra, proveniente del estrato profundo, podría tener un impacto moderado en la productividad de cultivos clave en el distrito, como cacao y café, al alterar la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes, lo que compromete la salud de los cultivos y podría influir en la seguridad alimentaria. La lixiviación de Ba puede contaminar aguas subterráneas, comprometiendo su potabilidad y la salud de los ecosistemas acuáticos, deteriorando la calidad del agua y afectando a las comunidades que dependen de estos recursos

Comparativamente, el VIE-A calculado es alto, pero se considera aceptable según normas de otras regiones; en la CAPV el valor de referencia es de 142.50 mg/kg (IHOBE, 1994), y en Holanda se establece en 160 mg/kg (Stcrt, 2000). Ecuador fija un VR de 200 mg/kg para suelos agrícolas (MAATE, 2015). En su estudio Plaza (2018) sobre suelos de viñas en San Antonio, Chile, se reportó una mediana de 369 ppm, menor que el VIE-A de este estudio. Por otro lado, Fajardo et al. (2019) encontraron valores de referencia en Apurímac, con máximos de 231.9 mg/kg. La guía de calidad del suelo de Canadá establece un VR de 750 mg/kg (CCME, 2020). Lange et al. (2024) mencionan que, en Brasil se consideraron elevadas concentraciones de Ba de hasta 200 mg/kg, siendo los límites regulatorios en suelos agrícolas entre 20 y 112 mg/kg. En México, se permiten hasta 5400 mg/kg (SEMARNAT, 2004), siendo este el límite más alto. En Perú, el valor de referencia para el Ba es de 750 mg/kg, según la ECA para suelos (MINAM, 2017) considerado para evaluación e intervención.

Titanio.

El VIE-A establecido para el Ti es 7534 ppm. El análisis de valoración revela que las muestras del estrato superficial P030-ASJT/SAM1 (11800 ppm) y del estrato profundo P100-ASJT/SAM2 (8300 ppm), superan este límite, indicando un riesgo aceptable de toxicidad para el suelo agrícola; encontrándose dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.5.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo agricola.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del Titanio respecto a las muestras identificadas que, las altas concentraciones estarían afectando la calidad del suelo y su capacidad para sustentar ecosistemas agrícolas. Las nanopartículas de dióxido de titanio (TiO_2), comunes en fertilizantes y pesticidas, son especialmente preocupantes debido a su potencial impacto negativo en la salud del suelo, la productividad de cultivos y la vida acuática. El incremento de titanio puede comprometer la fertilidad del suelo, afectando cultivos clave para la economía local, como el café y el cacao, al alterar el microbiota del suelo y la disponibilidad de nutrientes (Castillo et al., 2024). En cuanto a los cuerpos de agua, el lixiviado de titanio deteriora su calidad, amenazando los ecosistemas acuáticos y las comunidades dependientes, ya que altas concentraciones de TiO_2 pueden reducir la fotosíntesis de las algas (Egoavil et al., 2024). Aunque los niveles actuales en suelos agrícolas no

superan límites críticos de toxicidad, sugieren un riesgo de toxicidad que requiere medidas inmediatas (implementar monitoreo continuo y regulaciones más rigurosas).

Comparativamente, el VIE-A del titanio se considera aceptable en diversas investigaciones. Taylor y McLennan (1995) establecen una concentración media de 4100 ppm (0.41 wt%) en la corteza continental. Plaza (2018) reporta una mediana de 9300 ppm (0.93 wt%) en su estudio de suelos de viñas en San Antonio, Chile. Sin embargo, Fajardo et al. (2019) encontraron valores más bajos con rangos entre 714 a 1223 mg/kg para suelos agrícolas en Apurímac. La investigación sobre este metal en suelos agrícolas es escasa tanto a nivel nacional como internacional. Además, en los estándares de calidad ambiental del Perú aún no fijan un valor de referencia específico para el titanio en suelos agrícolas.

Hierro.

Para este metal el VIE-A establecido es de 50910 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-ASJT/SAM1 (54900 ppm), y en estrato profundo la muestra P100-ASJT/SAM2 (67500ppm) sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad aceptable para estos suelos; por encontrarse dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.5.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo agricola.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del Hierro respecto a las muestras identificadas, se estaría perjudicando la calidad del suelo y su capacidad para mantener ecosistemas agrícolas, debido a que las altas concentraciones de hierro pueden afectar la fertilidad y productividad de cultivos (cacao, café, cítricos, plátanos, etc.) al disminuir la disponibilidad de nutrientes esenciales como magnesio, zinc y calcio, comprometiendo así el crecimiento vegetal y la seguridad alimentaria (Castillo et al., 2024). Además, la exposición a niveles elevados de hierro se asocia con riesgos para la salud pública, como enfermedades hepáticas y de daño orgánico (García et al., 2024). La lixiviación de hierro hacia cuerpos de agua puede deteriorar su calidad, volviéndose tóxico para organismos acuáticos y afectando la potabilidad, lo que representa un riesgo para las comunidades dependientes de estos recursos.

En contraste a otras investigaciones el VIE-A calculado representa un valor alto pero aceptable para suelos agrícolas; con respecto al VR de 13178 mg/kg

establecido por Mico (2005). Peris (2006) establece VR de 26584 mg/kg; Sánchez (2017) establece el Límite superior (VR) de 72787 mg/kg (ppm). Por su parte Plaza (2018) en su estudio de suelos en una viña en la Provincia de San Antonio - Chile determino concentración de Ba con una mediana de 56700ppm (5.67wt%). Fajardo et al. (2019) determinaron valores de referencia con rangos entre 21616 a 27837mg/kg en tres zonas de estudio con suelos agrícolas en el departamento de Apurímac. En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Hierro en suelos agrícolas.

4.1.3.2.1.3. Evaluación de suelos de bosque en el distrito de Luyando.

Con los VIEC (ver Anexo A.2.6.) del suelo de bosque se logró determinar la existencia de toxicidad real y/o potencial de los metales en estudio (Cuadro 89), el cálculo se basó en 24 muestras de suelos tomadas en 2 estratos de estudio (superficiales y profundos), se detalla a continuación la evaluación de cada metal estudiado.

Arsénico.

El VIE-A establecido para el metal es 26 ppm. Del análisis de valoración, las muestras superficiales P030-3EQ/SBM1 (58 ppm), P030-MPR/SBM1 (32 ppm), y del estrato profundo P0100-3EQ/SBM2 (80 ppm) y P100-MPR/SBM2 (37 ppm), superan el VIE-A, indicando un riesgo real de toxicidad para estos suelos de bosque natural; encontrarse dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.6.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del arsénico respecto a las muestras identificadas que la presencia de altas concentraciones de arsénico compromete la calidad del suelo (la estructura edáfica y capacidad biológica), afectando su salud (por absorción) que impacta negativamente en las especies nativas forestales, generando contaminación nociva para especies de fauna y alterar la composición de productos silvestres.

Cuadro 89. Valoración de la calidad de los suelos de bosque de Luyando.

Muestras	V.I.E. (A, B)															
	As VR=26	Cu VR=29	Cd VR=6	Pb VR=37	Zn VR=143	Co VR=22	Hg VR=0,28	Mo VR=10	Ni VR=64	Cr VR=82	Sr VR=461	Mn VR=1429	Zr VR=633	Ba VR=472	Ti VR=7773	Fe VR=64525
P030-H/SBM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-B/SBM1	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-MP/SBM1	-	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-SMT/SBM1	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-ASJT/SBM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	B	A	A
P030-SG/SBM1	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	B	A	A	A	A
P030-MA/SBM1	A	A	-	A	A	A	A	A	A	B	A	A	A	A	A	A
P030-3EQ/SBM1	B	A	A	B	B	A	A	A	A	A	A	B	A	A	A	A
P030-STR/SBM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-GYO/SBM1	-	A	-	A	A	-	A	-	-	A	A	A	B	A	A	A
P030-IK/SBM1	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-MPR/SBM1	B	A	-	B	B	A	A	A	A	B	A	A	A	A	A	A
P100-H/SBM2	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-B/SBM2	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-MP/SBM2	-	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-SMT/SBM2	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-ASJT/SBM2	-	A	-	A	A	B	A	-	A	A	A	B	A	B	A	A
P100-SG/SBM2	A	A	A	A	B	A	A	A	A	A	B	A	A	A	A	A
P100-MA/SBM2	A	A	-	A	A	A	A	A	A	B	A	-	A	A	A	A
P100-3EQ/SBM2	B	B	A	B	B	A	B	A	B	A	A	B	A	A	A	A
P100-STR/SBM2	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-GYO/SBM2	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	-	B	A	A	A
P100-IK/SBM2	A	A	-	A	A	A	A	A	B	B	A	A	A	A	A	A
P100-MPR/SBM2	B	A	-	B	B	A	B	A	A	B	B	A	A	A	A	A

Nivel VIE A: Valor de referencia, por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable. El valor A normalmente es igual al límite de detección o al contenido natural en promedio. Nivel VIE B: representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo Aceptable. Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); P100 (profundidad de muestreo >100 cm); SBM (muestra de suelo de Bosque). VR valores de referencia de metales expresados en ppm.

Fuente. Elaboración propia.

Respecto a las muestras del estrato profundo estas podrían estar contaminando el agua subterránea por lixiviación del metal, estos niveles anómalos indican la necesidad urgente de intervenciones de remediación para evitar impactos en la biodiversidad del bosque y en los servicios ecosistémicos que proporciona, así como posibles efectos en la salud humana

Comparando con investigaciones previas, los valores de referencia para suelos naturales varían significativamente; por ejemplo, el VR en Andalucía es de 2 a 5 ppm (CMAJA, 1999), Iribarren (2008) establece un VR90 de 26 ppm para suelos de Aragón, mientras que Sánchez, (2017) menciona un VR de 587.56 mg/kg para suelos naturales en Chile. En Perú, aún no hay un valor de referencia específico para arsénico en suelos de bosque natural.

Cobre.

El VIE-A establecido para el Cu es 29 ppm. Sin embargo, una muestra del estrato profundo P100-3EQ/SBM2 presenta una concentración de 34 ppm, superando este umbral y sugiriendo un riesgo de toxicidad aceptable. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis de valoración de los impactos del cobre respecto a la muestra identificada; se tienen que estas concentraciones altas en el suelo estarían afectando la calidad del suelo, impactando negativamente la biodiversidad y la calidad del hábitat. Además, el riesgo de contaminación de las fuentes hídricas subterráneas puede resultar en efectos acumulativos sobre los ecosistemas acuáticos, comprometiendo la disponibilidad de agua para la flora y fauna, como también fuentes de agua potable; y la salud pública en zonas adyacentes.

Comparativamente para el VIE-A, existen diversas referencias para el cobre en suelos forestales, influenciadas por factores geográficos y climáticos. Según la CMAJA (1999), los niveles de referencia varían de 17 a 100 mg/kg, con valores de intervención entre 100 y 800 mg/kg. Por otro lado, Iribarren (2008) establece un VR de 28 ppm para suelos naturales en Aragón. Asimismo, Eneque et al. (2019) determinaron niveles de referencia de 18.45 mg/kg en un área natural protegida en Osheki. Este contexto resalta la variabilidad en la determinación de valores de referencia según las características del suelo. Finalmente, en Perú aún no se ha establecido un VR específico para el cobre en suelos de bosque natural.

Cadmio.

El VIE-A establecido para el cadmio es 6 ppm, y ninguna de las muestras analizadas excede este límite, esto indica que el riesgo de toxicidad es despreciable. Por lo tanto, no existiría un impacto negativo en los suelos de bosque estudiados

Si bien no hay un riesgo inmediato, el monitoreo es esencial ya que el cadmio puede acumularse en el suelo, esto podría darse en el caso de las muestras P030-SG/SBM1 (3ppm), P100-3EQ/SBM2 (5ppm) con concentraciones considerables de cadmio, por ende, afectarían en las especies forestales, comprometiendo la salud del suelo de bosque, el agua y el ecosistema a largo plazo y posibles efectos en la salud humana.

En comparación el VIE-A, es alto pero aceptable para condiciones naturales de suelo, respecto a otros estudios, la CMAJA, (1999) establece que los niveles de referencia para suelos forestales varían entre 0.5 y 3.0 mg/kg, y los niveles de intervención superan los 15 mg/kg en parques naturales; mientras que Macias y Calvo de Anta (2009) proponen un Nivel Genérico de Referencia de 1 mg/kg para Galicia. Iribarren (2008) define un valor de referencia de VR90 de 0.4ppm y VR95 de 0.6 ppm para suelos naturales de Aragón (España). En Perú, aún no se ha establecido un valor de referencia específico para el cadmio en suelos de bosque natural.

Plomo.

El VIE-A establecido para el plomo es 37 ppm, pero las muestras P030-3EQ/SBM1 (98 ppm), P030-MPR/SBM1 (43 ppm), P100-3EQ/SBM2 (128 ppm) y P100-MPR/SBM2 (62 ppm) superan este umbral, lo que indica un riesgo real de toxicidad; por encontrarse dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.6.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del plomo respecto a las muestras identificadas, se estaría afectando la calidad del suelo de bosque; consecuentemente la fauna y flora (biodiversidad), con impactos en las funciones ecológicas del ecosistema, así como la calidad del agua en las áreas circundantes y, por ende, afectarían a las especies forestales a largo plazo.

En comparación el VIE-A, es aceptable, respecto a otros estudios. Según la CMAJA (1999) los niveles de referencia para suelos forestales deben oscilar entre 10 y 50 mg/kg, con niveles de intervención superiores a 1000 mg/kg en parques. Algunas investigaciones como las

de Iribarren (2008) menciona un VR90 de 36 ppm, y Sánchez (2017) determina un VR límite superior de 78.29 mg/kg. Macias y Calvo de Anta (2009) establecen un Nivel Genérico de Referencia de 80 mg/kg en Galicia, y Saldaña (2020) halló valores de hasta 62 mg/kg. Eneque et al., (2019) encontraron un NR de 32.53 mg/kg en áreas naturales. Actualmente, Perú no tiene un valor de referencia específico para el plomo en suelos de bosque natural.

Zinc.

El VIE-A establecido para el zinc es 143 ppm, con muestras que exceden este límite: P030-3EQ/SBM1 (679 ppm), P030-MPR/SBM1 (294 ppm), P100-SG/SBM2 (146 ppm), P100-3EQ/SBM2 (1028 ppm) y P100-MPR/SBM2 (373 ppm), indicando un riesgo real de toxicidad aceptable; por encontrarse dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.6.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del zinc respecto a las muestras identificadas, indica que las concentraciones detectadas son elevadas, lo que sugiere que el zinc estaría afectando las propiedades físicas y químicas del suelo, también afecta la fertilidad del suelo forestal, con efectos sobre el crecimiento y la absorción de nutrientes. Respecto al impacto en el agua y los ecosistemas, se perjudicaría la calidad del agua superficial y subterránea representando alto riesgo a la salud humana y del ecosistema (disminución de biodiversidad, bioacumulación en especies acuáticas, efectos sobre los hábitats y red trófica).

En comparación el VIE-A, es aceptable, respecto a otros estudios en suelos de bosque; para CMAJA (1999) los valores de referencia oscilan entre 60 y 300 mg/kg, con valores de intervención de 120 a 3000 mg/kg para diferentes usos. Bowen (1980) reporta rangos de 1 a 900 mg/kg para suelos naturales, y en otras investigaciones, como las de Iribarren (2008) establece VR90 de 130 ppm y Saldaña (2020) estableció un VR mediante 2 métodos de cálculo valores de 542 mg/kg (Estadístico Descriptivo) y 552mg/kg (UCL95) considerando suelo estándar. Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un NGRecosistemas de 200 mg/kg en Galicia. Eneque et al. (2019) determinó un NR de 60.45 mg/kg y de 79.80 mg/Kg en zonas de bosque. Por tanto, los VR mencionados varían significativamente. Actualmente, el Perú no tiene un VR establecido para el zinc en los ECA para suelo de bosque natural.

Cobalto.

El VIE-A establecido para el cobalto es de 22 ppm, y solo la muestra P100-ASJT/SBM2 (31 ppm) supera este límite, indicando un riesgo real de toxicidad aceptable en suelos de bosque. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del cobalto respecto a la muestra identificada, las concentraciones altas podrían estar alterando los ecosistemas del suelo forestal y comprometiendo la salud de la flora y fauna en estos hábitats. Además, se estaría contaminando el agua superficial y subterránea en el bosque, consiguiendo afectar fuentes de agua para consumo de la fauna silvestre, humano y de uso agricola en zonas adyacentes.

En comparación el VIE-A, es aceptable, respecto a otros estudios en suelos de bosque. Según CMAJA (1999) la contaminación comienza a partir de 10 mg/kg (VR), con umbrales de intervención de 40 a 240 mg/kg y superiores a 300 mg/kg para parques y zonas forestales. Otros estudios, establecen valores de referencia con rangos entre 10 mg/kg (Canadá) y 20 mg/kg (Holanda). Iribarren (2008) establece VR90 y VR95 de 15 y 18 ppm, respectivamente, para Aragón; mientras que Macias y Calvo de Anta, (2009) fijan un Nivel Genérico de Referencia de 40 mg/kg en Galicia. Eneque et al. (2019) determinan un NR para el cobalto de 9.71 mg/kg y 79.80 mg/kg en diferentes sitios. El Perú aún no cuenta con un VR específico para el cobalto en suelos de bosque natural.

Mercurio.

El VIE-A establecido para mercurio es 0.28 ppm. En el análisis, las muestras del estrato profundo, como P100-3EQ/SBM2 (0.389 ppm) y P100-MPR/SBM2 (0.318 ppm), superan este límite, indicando un riesgo real de toxicidad para los suelos naturales. Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del mercurio respecto a las muestras identificadas, indican que esta contaminación afectaría la calidad del suelo en sus características fisicoquímicas y microbiota, comprometiendo la fertilidad y la capacidad del suelo forestal para sustentar diversas especies. Aunque el impacto en la salud humana sería mínimo, dado que no existe contacto directo como en la agricultura, la fauna que consuma frutos contaminados podría enfrentar riesgos de enfermedades, asociadas a la bioacumulación de Hg. Además, la alta toxicidad del mercurio compromete la biodiversidad del suelo y altera la dinámica de

organismos acuáticos, afectando tanto las fuentes de agua superficiales como subterráneas dentro del ecosistema forestal, lo que implica un riesgo considerable para la salud humana y la cadena alimentaria. En consecuencia, es fundamental realizar investigaciones adicionales en áreas con suelos que superan el VIE-A.

En comparación el VIE-A, es aceptable, respecto a otros estudios en suelos de bosque. Para la CMAJA (1999) los niveles de referencia oscilan entre 0.3 y 2 mg/kg, con un umbral de intervención establecido en 2 mg/kg. En suelos de parques y áreas forestales, se consideran niveles de intervención para valores superiores a 15 mg/kg. Otros estudios en Francia y el Reino Unido estiman el VR en 1 mg/kg (Barth y Hermite, 1987). Iribarren (2008) fijó VR90 en 0.06 ppm y VR95 en 0.08 ppm en Aragón, mientras que Macías y Calvo de Anta (2009) proponen un nivel de 1 mg/kg en Galicia. Eneque et al. (2019) determinaron un NR para el mercurio de 0.246 mg/kg en suelos naturales. Actualmente, en Perú no se cuenta con un VR específico para el mercurio en suelos de bosque natural.

Molibdeno.

El VIE-A establecido para Mo es 10 ppm, y ninguna muestra analizada excede este límite, lo cual indica que no existe riesgo de toxicidad en suelos de bosque. Por lo tanto, no existiría un impacto negativo en los suelos de bosque estudiados.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del molibdeno en los suelos de bosque estudiados. Aunque los niveles de molibdeno son seguros, se requiere un constante monitoreo y gestión para asegurar la salud del suelo y salud humana por posible contaminación del agua.

Comparativamente el VIE-A, es aceptable, respecto a otros estudios en suelos de bosque, como la de CMAJA (1999), indican que los niveles de referencia para este metal oscilan entre 1 y 10 mg/kg, con una considerable variabilidad en los niveles de intervención que abarca de 4 a 200 mg/kg. Para suelos de parques y áreas forestales, los umbrales de intervención pueden superar los 200 mg/kg (CMAJA, 1999). Adicionalmente, en otros contextos, se establecen valores de referencia de 10 mg/kg en Holanda. Iribarren (2008) reporta niveles de referencia de 3 ppm (VR90) y 4 ppm (VR95) en Aragón, mientras que Macias y Calvo de Anta (2009) proponen un NGR de 5 mg/kg en Galicia. Es importante señalar que, hasta la fecha, no se ha definido un valor de referencia específico para el molibdeno en suelos de bosque natural en Perú.

Níquel.

El VIE-A establecido para Ni es 64 ppm, el análisis revela que las muestras del estrato profundo P100-3EQ/SBM2 (68 ppm) y P100-IK/SBM2 (159 ppm) superan este límite, lo que implica un riesgo real de toxicidad aceptable en estos suelos, por encontrarse dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.6.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del níquel respecto a las muestras identificadas, indicando que las altas concentraciones de níquel podría estar afectando la calidad del suelo, generando efectos adversos en la flora y fauna de los ecosistemas forestales, al reducir la biodiversidad y alterar hábitats, lo que facilita la dispersión de metales pesados; además esta contaminación del suelo también impactaría la calidad del agua, deteriorando ecosistemas acuáticos y aumentando riesgos para la salud pública, particularmente en fuentes de agua superficial y subterránea.

Comparando con otros estudios el VIE-A, es aceptable. CMAJA (1999) establece niveles de referencia para níquel entre 10 y 50 mg/kg, mientras que, en suelos de parques y zonas forestales, los niveles de intervención son mayores a 500 mg/kg. Según otras fuentes, en Alemania, los rangos son de 30 a 50 mg/kg (Barth y Hermite, 1987). Iribarren (2008) propone valores de 40 ppm (VR90) y 49 ppm (VR95) para la comunidad de Aragón, mientras que Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un Nivel Genérico de Referencia de 75 mg/kg en Galicia. Eneque et al. (2019) determinó valores de NR para el Ni en rangos de 13,1 de 15,51 mg/kg para suelos de zonas naturales. En el Perú, aún no se ha definido un valor de referencia específico para el níquel en suelos de bosque natural.

Cromo.

El VIE-A establecido para el cromo es 82 ppm. Las muestras P030-MA/SBM1 (95 ppm), P030-MPR/SBM1 (142 ppm) y del estrato profundo P100-MA/SBM2 (115 ppm), P100-IK/SBM2 (334 ppm) y P100-MPR/SBM2 (174 ppm) superan este límite, indicando un riesgo real de toxicidad aceptable en los suelos de bosque, encontrándose dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.6.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del cromo respecto a las muestras identificadas, siendo que, las altas concentraciones de Cr podrían impactar negativamente la biodiversidad y los ciclos de nutrientes en los ecosistemas de suelos forestales; (inhibe el crecimiento de plantas y perjudica la fauna local). Además, los árboles en suelos contaminados pueden acumular metales pesados, afectando la biodiversidad y la estabilidad de hábitats cercanos a cultivos contaminados, donde se produce la lixiviación de contaminantes hacia fuentes hídricas; amenazando la calidad del agua, perjudicando ecosistemas acuáticos y la salud de las comunidades que dependen de estos recursos.

Comparativamente el VIE-A, es aceptable, respecto a otros estudios en suelos de bosque. Según CMAJA (1999), los niveles de referencia para Cr en suelos naturales oscilan entre 37 y 600 mg/kg, con niveles de intervención superiores a 130 mg/kg a 1000mg/kg. Barth y Hermite (1987) establecieron valores de referencia de 30 a 100 mg/kg para Alemania, mientras que Iribarren (2008) reporta un VR90 de 80 ppm y VR95 de 98 ppm para suelos en Aragón. Macias y Calvo de Anta (2009) estipulan un NGR de 80 mg/kg en Galicia. Eneque et al. (2019) determinaron rangos de 21,01 a 41,65 mg/kg para suelos de zonas naturales. En Perú, aún no hay un valor de referencia específico para el cromo en suelos de bosque.

Estroncio.

El VIE-A establecido para el Sr es 461 ppm. El análisis revela que las muestras del estrato superficial P030-SG/SBM1 (1352 ppm) y del estrato profundo P100-SG/SBAM2 (840 ppm) y P100-MPR/SBM2 (625 ppm) superan este límite, lo que indica un riesgo de toxicidad aceptable en los suelos de bosque; encontrándose dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.6.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del estroncio respecto a las muestras identificadas, las altas concentraciones de Sr estarían afectando la calidad del suelo y ecosistema forestal; impactando sobre el microbiota y las propiedades fisicoquímicas del suelo, reduciendo su fertilidad y capacidad de sustentar flora nativa; la bioacumulación de estroncio puede afectar los frutos de especies nativas, impactando a la fauna que los consume; además la lixiviación de este metal puede contaminar ecosistemas acuáticos, comprometiendo el suministro de agua potable y la salud de esos hábitats, lo que afecta a las comunidades

dependientes. Aunque no se detecta un riesgo inmediato en los suelos analizados, es crucial realizar más investigaciones y adoptar estrategias de gestión sostenible para mitigar sus efectos.

Comparativamente el VIE-A, es aceptable, respecto a otros estudios en suelos de bosque. Kabata Pendias y Pendias (2001) indican que las concentraciones de estroncio en horizontes superficiales varían entre 715 y 1000 ppm. Govindaraju (1994) reporta un rango de referencia de 26 a 150 ppm en suelos de China, y hasta 675 ppm en la Ex Unión Soviética. Jiménez et al. (2010) menciona una media mundial de 220 ppm. Según Rudnick y Gao (2014), el valor medio es de 320 mg/kg. Eneque et al. (2019) determinan rango de valor de referencia de 4.221 mg/kg a 10.92 mg/kg para suelos de zonas naturales. Hasta la fecha, Perú no cuenta con un valor de referencia específico para el estroncio en suelos de bosque natural.

Manganeso.

El VIE-A establecido para el manganeso es 1429 ppm. El análisis revela que las muestras P030-SG/SBM1 (1500 ppm), P030-3EQ/SBM1 (3100 ppm), P100-ASJT/SBM2 (1500 ppm) y P100-3EQ/SBM2 (8200 ppm), superan este límite, indicando un riesgo real de toxicidad aceptable en los suelos de bosque; encontrándose dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.6.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del manganeso respecto a las muestras identificadas, indica que las altas concentraciones estarían afectando la calidad de los suelos de bosque y su capacidad para sustentar ecosistemas, indicando una situación alarmante ya que niveles elevados de manganeso en suelos ácidos (pH< 5.5) pueden perjudicar la vegetación y la fauna, comprometiendo la salud y el equilibrio de los ecosistemas forestales. Además, el manganeso altera el microbiota del suelo, favoreciendo microorganismos resistentes a expensas de los más sensibles, lo que reduce la diversidad microbiana y la fertilidad del suelo. La exposición al manganeso también representa riesgos para la salud de la fauna asociados al consumo de productos silvestres contaminados (Wyszkowski y Kordala, 2022), asimismo, su lixiviación puede deteriorar la calidad del agua, amenazando los recursos hídricos y la salud de las comunidades silvestres que dependen de ellos.

Comparando el VIE-A, es aceptable, respecto a otros estudios en suelos de bosque. Kabata Pendias y Pendias (2001) reportan un valor medio de referencia para suelos forestales

en China de 840 ppm y en EE. UU. de 654 ppm, con rangos de 150 a 1500 ppm. Iribarren (2008) establece valores de referencia de 715 ppm (VR90) y 890 ppm (VR95) en Aragón, mientras que Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un NGR (Nivel Genérico de Referencia) de 850 mg/kg en Galicia. Gómez (2024) determina valores en Castilla-La Mancha, variando desde 917.3 hasta 1256.9 mg/kg. Adicionalmente, Saldaña (2020) sugiere un VR de 966 ppm y Sánchez (2017) establece un valor de 2007 ppm para concentraciones naturales. Por último, Eneque et al. (2019) indican rangos de valores de referencia de 630.9 mg/kg a 947.2 mg/kg para diferentes áreas naturales. En Perú, aún no se ha definido un valor de referencia específico para el manganeso en suelos de bosque natural.

Zirconio.

El VIE-A establecido para el zirconio es 633 ppm. El análisis revela que la concentración de Zr en las muestras P030-GYO/SBM1 (867 ppm), y muestra P100-GYO/SBM2 (663 ppm), superando el umbral VIE-A, lo que implica un riesgo potencial de toxicidad para estos suelos, encontrándose dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.6.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del zirconio respecto a las muestras identificadas, las altas concentraciones de Zr estarían afectando la calidad del suelo forestal y su capacidad para mantener ecosistemas; las concentraciones elevadas, pueden deteriorar la fertilidad del suelo y la absorción de nutrientes esenciales, limitando el crecimiento de especies nativas, por otro lado su acumulación en plantas nativas compromete la salud vegetativa y la biodiversidad, generando riesgos en la cadena alimentaria. Además, la lixiviación de zirconio hacia cuerpos de agua puede deteriorar la calidad del agua potable y afectar los ecosistemas acuáticos, representando un peligro para la fauna, la flora y las comunidades que dependen de estos recursos.

Comparando el VIE-A, es alto, respecto a otros estudios en suelos de bosque. Kabata Pendias y Pendias (2001) reportan que las concentraciones de Zr en la corteza oscilan entre 20 y 500 ppm, siendo más bajas en rocas ultramáficas y sedimentos calcáreos. Según Taylor y McLennan (1995), el promedio de Zr en la corteza continental es de 190 ppm. Este elemento generalmente deriva de la roca madre, presentando variaciones significativas según el tipo de suelo (Mendoza, 2020). Siendo la zona de estudio, caracterizada por rocas sedimentarias, las

concentraciones de Zr en sedimentos arcillosos están entre 160 y 200 ppm; en calizas y dolomitas, alrededor de 20 ppm; en lutitas, de 150 a 200 ppm; y en areniscas, entre 180 y 220 ppm (Kabata Pendias y Pendias, 2001; Mendoza et al., 2020). Cabe destacar que, actualmente, en los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el zirconio en suelos de bosque natural.

Bario.

El VIE-A establecido para el Ba es de 472 ppm. Los análisis de valoración revelan que las muestras P030-ASJT/SBM1 (654 ppm) y P100-ASJT/SBM2 (690 ppm) superan este umbral, lo que implica un riesgo de toxicidad aceptable para los suelos de bosque natural; encontrándose dichas concentraciones dentro del rango del nivel VIE-B (ver Anexo A.2.6.). Por lo tanto, existiría un impacto negativo moderado en el suelo.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del Ba respecto a las muestras identificadas, indican que las concentraciones elevadas de Ba afectan la calidad de los suelos forestales y su capacidad para sustentar ecosistemas; este metal puede comprometer la fertilidad del suelo al alterar la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes, lo que a su vez perjudica la salud de las especies forestales y potencialmente impacta la cadena trófica y la diversidad biológica local. En cuanto a los efectos en el agua, la lixiviación de bario puede comprometer la potabilidad de los cuerpos hídricos y dañar los ecosistemas acuáticos, afectando la salud y la reproducción de los organismos al acumularse en sus tejidos.

En comparación, el VIE-A calculado se sitúa dentro de rangos aceptables para suelos naturales. Según Kabata Pendias y Pendias (2001), el Ba en la corteza terrestre entre 400 y 1200 ppm, con un promedio de 550 ppm reportado por Taylor y McLennan (1995). En suelos forestales, las concentraciones de Ba son 560 ppm en Rusia, 631 ppm en Bulgaria y 669 ppm en Canadá (Kabata Pendias y Pendias, 2001). Govindaraju (1994) documenta variaciones en el contenido de Ba en suelos de China (180-1210 ppm) y EE.UU. (290-2240 ppm).

En el contexto de rocas sedimentarias, se identifican rangos de 500-800 ppm para sedimentos arcillosos, 50-200 ppm en calizas y dolomitas, y 100-320 ppm en areniscas (Kabata Pendias y Pendias, 2001). Otros estudios como el de Saldaña (2020) determinan un VR de 161 ppm, mientras que Iribarren (2008) establece VR90 y VR95 de 890 ppm y 1295 ppm, respectivamente, en Aragón. Macías y Calvo de Anta (2009) sugieren un NGR de 400 mg/kg

en Galicia. Gómez (2024) reporta valores de NGR entre rangos de 471.6mg/kg a 541.8mg/kg en provincia de Castilla-La Mancha. Por último, Eneque et al. (2019) determinó un NR para el Ba de 46.88 mg/kg y 94.26 mg/Kg en suelos de bosque del Perú. En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Bario en suelos de bosque.

Titanio.

El VIE-A establecido para el titanio es de 7773 ppm. Las evaluaciones realizadas sobre muestras de suelos revelan que ninguna muestra superan este umbral, lo que sugiere que no hay riesgo de toxicidad asociado con este metal. Por lo tanto, no existiría impacto negativo en los suelos de bosque.

En comparación con otras investigaciones, el VIE-A se encuentra dentro de rangos aceptables para suelos naturales de bosque. Kabata Pendias y Pendias (2001) informan que el Ti es un elemento común en las rocas; (Mendoza et al., 2020) con concentraciones que oscilan entre 0.03% (300 ppm) y 1.4% (14000 ppm), y en suelos superficiales las concentraciones varían entre 0.1% y 0.9%, con una media de 0.35%. En el contexto de suelos forestales, se registra una media de 0.57% (5700 ppm) en Rusia (Kabata Pendias y Pendias, 2001). Gómez (2024) ha documentado concentraciones que oscilan entre rangos de 0.5% (5000 ppm) a 1.2% (12000 ppm) de Ti en Castilla-La Mancha. Eneque et al. (2019) establecieron un nivel de referencia de 178.6 mg/kg y de 138.9 mg/kg en zonas de bosque natural. En los estándares de calidad ambiental del Perú aún no se han fijado valores de referencia específicos para el Ti en suelos de bosque natural.

Hierro.

El VIE-A establecidos para el hierro es de 64525 ppm. El análisis revela que ninguna muestra, supera este umbral, lo que indica que no existe riesgo de toxicidad para el suelo de bosque. Por lo tanto, no existiría impacto negativo en el suelo de bosque.

Del análisis se tiene la valoración de los impactos del Hierro, aunque los niveles actuales en suelos de bosque no superan límites del VIE-A. Se sugiere realizar más investigación para conocer las formas del hierro presentes en los suelos de bosque en el distrito de Luyando.

Comparativamente, el VIE-A se sitúa en rangos que son generalmente aceptables para suelos naturales. Según Kabata Pendias y Pendias (2001), el hierro es el componente principal de la corteza terrestre, con una concentración aproximada del 5% (50000 ppm), y en suelos, se encuentra en concentraciones que oscilan entre 0,5% y 5%. En rocas sedimentarias, las concentraciones varían; por ejemplo, en sedimentos arcillosos van del 3.3 al 4.7%, y en areniscas entre 1.0% y 3.0%. Taylor y McLennan (1995) reportan niveles medios de 3.5% (35000 ppm). Mendoza (2020) indica que la concentración de hierro se distribuye según la litología, siendo 6000 mg/kg en lutitas y esquistos. Gómez (2024) ha documentado concentraciones que oscilan entre rangos de 0.6% (6000 ppm) a 1.2% (12000 ppm), encontrando concentraciones de hasta 6,4% (64000 ppm) de Fe en Castilla-La Mancha. Iribarren (2008) establece un VR90 de 3750 ppm y un VR95 de 4485 ppm para Aragón. Eneque et al. (2019) reportan valores de 42032 mg/kg y 34982 mg/kg para el hierro. En el Perú, no se han fijado estándares específicos de referencia para el hierro en suelos de bosque natural.

Por último, cabe mencionar en resumidas cuentas que los aportes de la investigación, se dan acorde a las justificaciones planteadas; entre las que se destacan:

El aporte teórico significativo de conocimiento sobre la calidad del suelo en el distrito de Luyando, estableciéndose como un referente científico a nivel local, regional y nacional. Se sistematizan los resultados en una propuesta de valoración ambiental al determinar los valores de referencia para metales pesados (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe) en suelos superficiales, agrícolas y de bosque (ver Anexo A.2.7.). Dado que no se ha efectuado un estudio similar en el distrito, esta investigación es considerada inédita y original.

Ante la carencia de investigaciones sobre la valoración de la calidad de suelos por la presencia y bio-disponibilidad de metales pesados en el distrito de Luyando. El estudio realiza un aporte metodológico significativo que contribuye al campo científico al proporcionar un instrumento de recolección de datos diseñado según las características de la población muestral y el contexto estudiado. El análisis estadístico, especialmente el de componentes principales, identifica patrones en la distribución de metales pesados y parámetros edáficos, subrayando la influencia de procesos naturales y antropogénicos en la variabilidad del suelo. Asimismo, el análisis de correlaciones permite distinguir entre aportes naturales y antropogénicos, ofreciendo una base para la comprensión de la dinámica del suelo. Se destaca la validación del método ProUCL95 para calcular el UCL95, mejorando la estimación de niveles de fondo en suelos

contaminados y sirviendo como base para estrategias de manejo y remediación ambiental. Al proponer niveles de fondo y valores de referencia, se facilita la identificación de áreas vulnerables y se orientan las intervenciones ambientales, contribuyendo a la gestión sostenible del suelo. Este enfoque metodológico proporciona una base para futuras investigaciones que permitan comparaciones consistentes en el análisis de la calidad del suelo en Luyando.

Como también, la investigación ofrece un aporte práctico mediante la provisión de datos cuantitativos y cualitativos sobre los niveles de metales pesados (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe) en suelos superficiales, agrícolas y de bosque (forestales) del distrito de Luyando. Además, incluye información sobre la caracterización y clasificación de estos suelos según su grado de contaminación y los impactos potenciales asociados con las concentraciones de metales pesados. Esto permite una evaluación más precisa de la calidad del suelo y proporciona información sobre su distribución y variabilidad, fundamentando futuras estrategias de gestión sostenible. Asimismo, establece un marco para contrastar científicamente investigaciones posteriores sobre la calidad de suelo y analizar variaciones en los contenidos de metales, tanto en los suelos de Luyando como en otros con características similares.

4.2. Prueba de hipótesis.

4.2.1. Hipótesis general.

Se estableció la hipótesis alterna; **Ha:** El análisis de la condición del suelo, fundamentado en la detección y disponibilidad biológica de dieciséis metales pesados en estudio, permite reconocer posibles concentraciones tóxicas y definir umbrales de referencia que favorezcan una gestión sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando.

El uso del suelo en el distrito de Luyando ha tomado importancia debido al incremento demográfico, lo cual ha generado el aumento de la extensión del área agrícola, por lo que el distrito se ha vuelto un referente en la producción de cultivos agrícolas como el café, cacao, cítricos, plátano, paltas, maíz, yuca, arroz entre otros productos, consecuentemente, en el área de estudio el cambio de uso de los suelos de protección y/o producción forestal hacia el uso agrícola y/o pecuarios, ha incrementado la preocupación de la calidad del suelo debido, al aumento de la intervención antrópica sobre el suelo, por las diversas labores culturales en la producción de dichos cultivos agrícolas, como también por actividades de extracción de madera y otros recursos naturales presentes en el distrito de Luyando.

Acorde a lo analizado; se llega a afirmar que la hipótesis general es correcta porque al realizar la evaluación "valoración" de la calidad del suelo llegamos a identificar fácilmente los valores potenciales de toxicidad en base a los niveles de fondo con los que establecimos los niveles de referencia de metales pesados para suelos agrícolas y de bosque del distrito, considerando esta valoración como la primera de su tipo realizada en el ámbito de estudio, por tanto las propuestas presentadas en este documento servirán para fortalecer la gestión sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando, y ser referente para otros estudios de suelos a nivel nacional, ya que se proponen los niveles de fondo y de referencia para los 16 metales pesados estudiados en esta investigación.

4.2.2. Hipótesis específicas.

1. **Existen relaciones estadísticas relevantes entre los atributos fisicoquímicos como el pH, la materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), los carbonatos, el contenido de arcilla y los contenidos de metales pesados estudiados en los suelos del distrito de Luyando, lo que permite reconocer los factores que condicionan su disponibilidad biológica.**

Al realizar el análisis de correlaciones estadísticas, para los suelos estudiados, agrícolas y de bosque del distrito de Luyando, se puede afirmar que la hipótesis se cumple en la mayoría de los casos, habiéndose llevado a cabo en cada proceso de correlación, el previo análisis de normalidad de los datos, habiéndose considerado en el análisis bivarial las correlaciones altas (>0.7) y muy altas(>0.9), para las muestras de suelos (ver acápite 4.1.1.2. sección B), confirmándose la relación entre los parámetros examinados (Figura 73) se realizó el análisis multivarial (ver acápite 4.1.1.2. sección C), donde también se muestra el análisis factorial correspondientes (ver Cuadro 34 y 35).

Se detalla lo siguiente:

Nivel de significancia (α): 5% = 0.05.

Estadístico de prueba: para datos con distribución Normal "Correlación de Pearson" y datos con distribución No normal "Correlación de Spearman"

Luego del contraste de hipótesis realizado, se evidencia que los valores de la probabilidad son menores a 0.05, existiendo la evidencia estadística al 95% de confianza para aceptar H1, es decir, existe correlaciones altas y muy altas entre los metales pesados y los

parámetros fisicoquímicos de los suelos estudiados en el distrito de Luyando, permitiéndonos identificar factores que influyen en su biodisponibilidad.

2. La caracterización estadística de los metales pesados estudiados posibilita establecer niveles de referencia y valores de fondo representativos, lo que contribuye a fortalecer la gestión sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando.

Se puede afirmar que al conocer la distribución estadística representativa de los metales pesados en los suelos superficiales y profundos se puede determinar normalmente los niveles de fondo y de referencia de metales pesados en los suelos del distrito de Luyando; por tanto, la hipótesis se cumple para todos los casos estudiados luego del proceso estadístico de los datos en estudio (correlaciones). Habiéndose llevado a cabo en cada proceso de correlación, el previo análisis de normalidad de los datos cabe mencionar que respecto a las muestras que mostraban contenidos totales de metales pesados altos, se identificaron y descartaron para el respectivo tratamiento estadístico (valores discordantes), con el fin de establecer los niveles de fondo, para todos los casos analizados, estos niveles de fondo se lograron determinar al identificarse claramente la distribución estadística (normal y no normal) para cada metal; lo que nos indicó que parámetro estadístico de medida utilizar para definir el nivel de fondo; siendo la media aritmética para los de distribución normal; y la mediana para los de distribución no normal. En tanto con este análisis de distribución estadística se logró calcular adecuadamente los niveles de fondo y valores de referencia; para calcular los niveles de fondo se utilizaron métodos estadísticos como los descriptivos y método de cálculo del UCL95. Y para determinar los valores de referencia se utilizaron los métodos convencionales como:

a. X±2DE (BOE, 2005) indica que el 95% de la población de fondo se encuentra incluida en este intervalo

b. X±3DE (Saldaña, 2020; Mico, 2005; Miller y Miller, 1993). Indica que el 99.7% se encuentra en este intervalo;

c. VR=[(3°I-1°I)*1.5] fórmula estadística basada en los intercuartiles (De Miguel et al., 2002). (ver Acápite 4.1.2.).

También, se puede afirmar que con el establecimiento de los valores de referencia de metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Se, Mn, Sn, Ba, Be y Fe; se contribuye con el fortalecimiento de la gestión sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando; ya

que esta investigación es original y no existe alguna que considere el establecimiento de los valores de referencia para los metales pesados estudiados en el distrito.

Por tanto, la hipótesis se cumple para todos los casos estudiados luego del proceso estadístico de los datos en estudio, llegando a establecerse valores de referencia para los metales pesados en estudio para suelos agrícolas y de bosque para el distrito de Luyando (detallado en el acápite 4.1.2.). En la determinación de los valores de referencia se ha utilizado el método de ecuaciones lineales con el objetivo de determinar los valores de referencia específicos de los metales en estudio, considerando las propiedades fisicoquímicas llegando a ser una determinación más real por considerarse las características fisicoquímicas del suelo que intervienen en el comportamiento (movilidad, disponibilidad y/o biodisponibilidad) de los metales en los suelos en general (cuadro 61, cuadro 76).

Estos valores de referencia serán de utilidad en la gestión sostenible del recurso suelo, sugiriendo su consideración e implementación en todos los proyectos que consideren la intervención al recursos suelo, ya sea como el uso agrícola (productos bandera como café, cacao, plátanos, yuca, paltos, cítricos “naranjos, mandarinas y limones”, maíz, arroz y otros); como el aprovechamiento de bosque natural (producción forestal, recreación, turismo, entre otros), además estos valores propuestos serán referentes a considerarse en los futuros estudios de investigación del suelo tanto agrícola o de bosque en el distrito de Luyando; también servirá de modelo de investigación para otros distritos de la provincia, a su vez a nivel regional y nacional para la buena gestión sostenible del recurso suelo en el país, y además en la implementación de los ECA para suelos agrícolas y de bosque natural considerando los metales estudiados, y con respecto al ámbito internacional serán referentes en el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030.

3. La categorización de los suelos de acuerdo con su grado de contaminación por metales pesados estudiados facilita la identificación de niveles de toxicidad actuales y potenciales; asimismo, este análisis muestra que las concentraciones de dichos metales se mantienen por debajo de los umbrales de referencia (VIE-A), lo cual sugiere que no hay un riesgo de toxicidad relacionado con su presencia y disponibilidad biológica.

Podemos reafirmar que con la clasificación de los suelos en función al grado de contaminación por presencia de metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Se,

Mn, Sn, Ba, Be y Fe; se pueden establecer y proponer los valores indicativos de toxicidad real y potencial de suelos en el distrito de Luyando. Por tanto, la hipótesis se cumple para todos los casos estudiados luego del proceso de clasificación de los suelos en base al grado de contaminación llegando a establecerse las clases de contaminación para cada metal pesado en estudio de los suelos superficiales agrícolas y de bosque en el distrito de Luyando (ver Acápite 4.1.3). Por otra parte; al realizarse la evaluación de la contaminación del suelo en el distrito de Luyando, se consideraron tres escenarios de análisis para poder contrastar la hipótesis planteada, siendo los escenarios de esta evaluación.

a. Suelos superficiales; la evaluación de las muestras indica que la hipótesis se refuta en la mayoría de los casos, ya que las concentraciones de metales pesados superan los niveles VIE-A establecidos para los suelos superficiales del distrito de Luyando (ver cuadro 87) resaltando que los metales Zr y Hg presentan el mayor número de muestras que exceden este nivel. Seguidas por el Sr y Ba con cinco muestras cada uno; los metales Zn, Cr y Mn con 4 muestras cada una; los metales As, Pb, Ni, Ti y Fe con 2 muestras cada una; los metales Cu, Co, Mo con 1 muestra cada una; y el metal Cd con 1 muestra que sobrepasa el nivel VIE-B. (ver Acápite 4.1.3.2.1.1.)

b. Suelos agrícolas; la evaluación realizada para estas muestras rechaza la hipótesis en la mayoría de las muestras debido a que existen concentraciones de los metales pesados que sobrepasan el nivel VIE-A establecidos para los suelos agrícolas del distrito de Luyando (ver Cuadro 88), resaltando que para el metal Hg tienen el mayor número de muestras que sobrepasan el nivel VIE-A (14 muestras). Seguidas del Ni con 5 muestras; el Zn con 4 muestras; el Pb con 3 muestras; para los metales Cr, Sr, Mn, Zr, Ti y Fe con 2 muestras cada una; para el Co y Ba con 1 muestra cada una (ver Acápite 4.1.3.2.1.2.)

c. Suelos de bosque natural; la evaluación realizada para estas muestras rechaza la hipótesis en la mayoría de las muestras debido a que existen concentraciones de los metales pesados que sobrepasan el nivel VIE-A establecidos para los suelos de bosque natural del distrito de Luyando (ver Cuadro 89), resaltando que los metales Zn y Cr tienen el mayor número de muestras que sobrepasan el nivel VIE-A con 5 muestras cada una. Seguidas del As, Pb y Mn con 4 muestras cada metal; para el Sr con 3 muestras; para los metales Hg, Ni, Zr y Ba con 2 muestras cada una; para el Cu, Co y Fe con 1 muestra para cada una) (ver Acápite 4.1.3.2.1.3.)

Por tanto, la hipótesis no se cumple para todos los casos evaluados, por lo que, se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alterna: Si existe peligro real de toxicidad, pero

clasifica como riesgo aceptable; por la presencia y disponibilidad de los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe; en los suelos del distrito de Luyando.

CONCLUSIONES

1. Se logró caracterizar las propiedades fisicoquímicas de suelos en el distrito de Luyando, y a la vez se determinaron las correlaciones estadísticas con las concentraciones de los 16 metales (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe) estudiados, existiendo correlaciones altas (>0.7) y muy altas(>0.9), para las muestras de suelos.

2. Se determinó los niveles de fondo de los metales pesados en los suelos estudiados (superficiales, agrícolas y de bosque natural), a través del método estadístico descriptivo y el cálculo del UCL95; luego con el uso de ecuaciones lineales donde se consideran los niveles de fondo y las propiedades fisicoquímicas de mayor correlación estadística, se llegó a proponer los valores de referencia "VR" para los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe, con el fin de fortalecer la gestión sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando.

3. Se clasificó los suelos en estudio en función al grado de contaminación por presencia de los metales pesados; y en base a los valores indicativos de evaluación se determinó la existencia del peligro de toxicidad en función a los contenidos disponibles de los metales pesados, observándose rangos de niveles de toxicidad entre ligeras y moderadas (aceptables), resaltando un número considerable de muestras identificadas con niveles de toxicidad moderada en los escenarios de valoración (detallado en el acápite 4.1.3.1.). Aun así, existe la necesidad de contar con sistemas de regulación y monitoreo que permitan proteger la salud del suelo, la salud pública y la integridad de los ecosistemas en el distrito de Luyando.

4. La valoración ambiental de la calidad del suelo en el distrito de Luyando proporciona información clave para la gestión sostenible del suelo (detallado en el acápite 4.1.3.2.) tornándose fundamental para la evaluación y mitigación de los efectos de la contaminación por metales pesados. Este estudio se alinea con los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 y promueve la realización de investigaciones más rigurosas en el campo de la valoración

ambiental de suelos. Su principal aporte radica en caracterizar el estado de salud y calidad del suelo en una zona con alto potencial agrícola destinada a la producción sostenible y agroexportación de cacao, café y plátano, así como para el ecoturismo, lo que subraya la importancia de conservar los suelos forestales, esenciales para la integridad de los ecosistemas y el bienestar humano. En este sentido, el presente estudio constituye un paso determinante para garantizar la preservación del recurso suelo y fortalecer la seguridad alimentaria a nivel local, regional y nacional.

RECOMENDACIONES

1. Incentivar y apoyar más investigaciones sobre la contaminación de suelos, en todo el ámbito nacional, enfatizando en la variabilidad geográfica y altitudinal por ende las características fisicoquímicas de los suelos, debiendo ser estudios más minuciosos donde se consideren realizar la extracción secuencial de los metales pesados, con el fin de determinar las concentraciones que indique biodisponibilidad para las plantas en las áreas con suelos agrícolas y/o suelos naturales de bosque a nivel local, regional y nacional.

Su implementación se lograría, promoviendo la investigación a través de la creación de programas de financiamiento dedicados a estudiar la variación geográfica y altitudinal de los suelos. Se sugiere establecer colaboraciones con Universidades, Centros de Investigación Agrícola y Ambiental, Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego, Ministerio del Ambiente e INGEMMET para llevar a cabo análisis minuciosos, incluida la extracción secuencial de metales pesados, para evaluar su biodisponibilidad en suelos agrícolas y naturales.

2. Evaluar el efecto de los metales pesados en cultivos de las áreas agrícolas en el distrito de Luyando, específicamente las áreas de producción referente de los cultivos de cacao, café, plátanos, paltos y cítricos; ya que estos se comercializan en el mercado local, regional, nacional e internacional.

Se puede implementar, desarrollando estudios específicos que analicen el efecto de los metales pesados en cultivos clave como cacao, café, plátanos, paltos y cítricos. Este estudio debe incluir la recolección de muestras y análisis de estos cultivos para determinar la concentración de metales pesados y su impacto en la salud de los productos, garantizando así su comercialización segura. Sugiriéndose establecer colaboraciones con la Universidad

Nacional Agraria de la Selva, Centros de Investigación Agrícola y Ambiental, Cooperativas Agrarias, Ministerio del Ambiente y el Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego.

3. Elevar las propuestas de los niveles de fondo y valores de referencia determinados con el fin de implementarlos en la normativa de evaluación de la calidad de los suelos agrícolas y de bosque en el Perú.

Se implementarían, proponiendo la creación de una normativa que integre los niveles de fondo y valores de referencia para metales pesados en suelos agrícolas y de bosque (forestales). Esto podría lograrse a través de diálogos con organismos reguladores y la inclusión de expertos en legislación ambiental en el proceso de formulación, con el objeto de presentar un proyecto de Ley ante el poder Legislativo. Debiendo establecerse colaboraciones entre los Gobiernos locales y regionales, Ministerios del Ambiente y de Desarrollo Agrario y Riego, las Universidades del ámbito de estudio y el Congreso de la República.

4. Realizar la difusión de los resultados de esta investigación, con el fin de lograr el conocimiento de las autoridades a cargo de las instituciones competentes con la gestión sostenible del recurso suelo, para la toma de decisiones pertinentes al momento de implementar proyectos de desarrollo sostenible en bien de las comunidades del distrito de Luyando.

Se puede implementar, realizando una campaña de divulgación para presentar los resultados de la investigación a las autoridades y comunidades locales. Esta campaña puede incluir talleres, publicaciones y materiales educativos que resalten la importancia de la gestión sostenible del suelo y las implicancias de la contaminación por metales pesados, fomentando decisiones informadas en proyectos de desarrollo sostenible. Se sugiere establecer colaboraciones entre los Gobiernos locales y regionales, Universidades del ámbito de estudio, Ministerio del Ambiente, Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego y prensa local.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abregú Gonzales, M., Castro Tejeda, J., Varea Carbajal, A., Huari Huaman, O., & Chamorro Cuestas, A. (2025). Contaminación con metales de los suelos de la reserva nacional de Junín – Perú. Ciencia Del Suelo, 43(1), 150–165. https://doi.org/10.64132/cds.v43i1.878

Acevedo, I. y Sánchez, A. (2021). Evaluación del nivel de degradación del suelo en dos sistemas productivos en la depresión de Quíbor. II. calidad del suelo. Bioagro, 33(2), 127-134. https://doi.org/10.51372/bioagro332.6

Adimalla, N., Qian, H., & Wang, H. (2019). Assessment of heavy metal (HM) contamination in agricultural soil lands in northern Telangana, India: an approach of spatial distribution and multivariate statistical analysis. Environmental monitoring and assessment, 191(4), 246. https://doi.org/10.1007/s10661-019-7408-1.

Adriano, D.C. (2001). Trace Elements in the Terrestrial Environment: Biogeochemistry, Bioavailability and risk of metals. 2nd edn., Springer-Verlag.

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) 2004. Resumen de salud pública Estroncio CAS#: 7440-24-6. www.atsdr.cdc.gov/es T

Álam, I., Alam, M., Khan, A., Haq, S., Ayaz, A., Jalal, A., … & Bhat, J. (2021). Biochar supplementation regulates growth and heavy metal accumulation in tomato grown in contaminated soils. Physiologia Plantarum. https://doi.org/10.1111/ppl.13414

Alloway, B. J. 2013. Heavy Metals in Soils. (ed. Alloway B.J.), (ser. Environmental Pollution, no. ser. 22), 3.a ed., edit. Springer Netherlands, 2013, 613 p., ISBN 978-94-007-4469-1, http:// dx.doi.org/10.1007/978-94- 007-4470-7.

Alloway, B. J. (1995). Heavy Metals in Soils. 2nd ed. Blackie, Glasgow. England. 368 p.

Arellano D, J. (2002). “Introducción a la Ingeniería Ambiental”. México: Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V.

Arévalo-Gardini, Enrique, Obando-Cerpa, Meyier E., Zúñiga-Cernades, Luis B., Arévalo-Hernández, Cesar O., Baligar, Virupax, & He, Zhenli. (2016). Metales pesados en suelos de plantaciones de cacao (Theobroma cacao L.) en tres regiones del Perú. Ecología Aplicada, 15(2), 81-89. https://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.747

Arévalo-Hernández, C.; Arévalo-Gardini, E; Farfán-Pinedo, A; Baligar V.; He, Z. (2017). Metales pesados en suelos, hojas y granos de zonas cacaoteras del Perú/ 2017 International Symposium on Cocoa Research (ISCR), Lima, Peru, 13-17 November 2017.

Arévalo, Y. y Loján, P. (2023). Identificación morfológica de hongos micorrízicos arbusculares en poblaciones nativas de cinchona officinalis en la provincia de loja, ecuador. Cedamaz, 13(2), 148-157. https://doi.org/10.54753/cedamaz.v13i2.1849

Astonitas Carrasco, L. J., Pariente Mondragón, E., & Milla Pino, M. E. (2021). Evaluación del contenido de metales pesados en suelos periurbanos a partir de parámetros fisicoquímicos. Revista De La Universidad Del Zulia, 12(33), 50-69. https://doi.org/10.46925//rdluz.33.05

Barrezueta-Unda, S., Cervantes-Alava, A., Ullauri-Espinoza, M., Barrera Leon, J., & Condoy-Gorotiza, A. (2020). Evaluación del método de ignición para determinar materia orgánica en suelos de la provincia el Oro-Ecuador. Fave. Sección ciencias agrarias, 19(2), 25-26.

Barth H y L´Hermite P (Ed.). (1987). Scientific Basis for Soil Protection in the European Community. Comission of the European Communities. Elsevier Applied Science. Londres. https://portals.iucn.org/library/node/21122

Basta, N.T. 2004. Heavy metal and trace element chemistry in residual-treated soil: Implications on metal bioavailability and sustainable land application. In: Susteinable land application Conference, January, 4-8, Florida; University of Florida.

Boletín Oficial del País Vasco (BOE) 2005. número 32, de 16 de febrero de 2005

Bowen, H.J.M. 1980. Environmental chemistry of the elements. Academi Press, New York. 333 p.

Bravo, C., Pérez, R., Almeida, J., Reyes, H., Inmunda, M., Rojas, J., & Ibarra, E. (2019). Evaluación del uso de un biocarbono sobre la absorción de cadmio del suelo y la productividad del cultivo de cacao (theobroma cacao l.) en la amazonía ecuatoriana. Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad, 2(1), 6-15. https://doi.org/10.46380/rias.v2i1.33

Bravo, S J.A. Amorós, P.L. Higueras, F.J. García, C. Pérez-de los Reyes, M. Sánchez, (2014). Estroncio (Sr) acumulado en hojas de viña (Vitis vinifera L.) en Castilla-La Mancha.

Brizuela, J., & Jiménez, Y. (2012). Metodologías aplicadas para el establecimiento de los niveles de referencia para metales pesados en la evaluación de la contaminación en suelos. Avances en Química, 7, 101-109. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93323436001

Cala, R.V. y Rodríguez J.S. 1989. Evaluación de diversas soluciones extractantes de metales pesados en suelos como indicadoras de las formas asimilables para las plantas. Anal. Edafol. y Agrobiol. 48:11-21 p.

Calderón-Guevara, M., Carpio-Rivera, N., & Galarza-Mora, W. (2023). Metales pesados cd, pb y hg: una problemática de salud pública en el contexto de las relaciones internacionales e importancia de la academia en su mitigación. Mqrinvestigar, 7(3), 2545-2578. https://doi.org/10.56048/mqr20225.7.3.2023.2545-2578

Calero Hurtado, A., Franklin Traspadini, E. I.., Ferreira de Sousa, F. B. ., Marchioro, V. ., Silva Oliveira, L. S. ., Carvalho Santos, L. ., Olivera Viciedo, D. ., Peña Calzada, K., & Cazzeta, J. O. . (2023). Mejoramiento de las propiedades físicas y químicas de los suelos ácidos con la aplicación de vinaza. Revista Internacional De Contaminación Ambiental, 39, 461–471. https://doi.org/10.20937/RICA.54554

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2020. Canadian Soil Quality Guidelines (CSQG) for the Protection of Environmental and Human Health: Summary Tables.

Cárdenas, A. 2012. Presencia de cadmio en algunas parcelas de cacao orgánico de la cooperativa Agraria Industrial Naranjillo, Tingo María, Perú. Tesis Ingeniero Agrónomo. Universidad Nacional Agraria de la Selva. Huánuco. Perú. 96 p.

Carpio, J. L. G., Zumba, M. D. G., & Granda, B. P. (2024). Amenaza silenciosa: la presencia de metales pesados por fuentes antropogénicas y naturales. implicaciones para la salud pública: Actas Médicas (Ecuador), 34(1), 87-103. https://doi.org/10.61284/181

Castillo, M. A. G., Lezama, M. d. R. D., Infante, P. E. R., Juárez, M. A. R. J., & Juárez, J. D. R. (2024). Valoración de parámetros del suelo que contribuyan a identificar la productividad de unidades de producción agrícola. Revista Biológico-Agropecuaria Tuxpan, 12(2), 232-243. https://doi.org/10.47808/revistabioagro.v12i2.594

Castro-Hinostroza, N., Novoa, C., Vizarreta-Luna, G., Vílchez, P., Barrantes, J., Ríos, J., … & Peramás, L. (2024). Distribución espacial del plomo en el suelo urbano de callao, perú. RICA, 40. https://doi.org/10.20937/rica.54942

Castro-González, N., Sánchez, F., & Marroquín, G. (2023). Análisis espacial de metales pesados en suelos agrícolas de la subcuenca atoyac-zahuapan y riesgos de salud pública. Agricultura Sociedad Y Desarrollo, 21(1). https://doi.org/10.22231/asyd.v21i1.1593

Castro-Sarmiento, A., Vides, F., & Andrade-Pérez, J. (2023). Evolución de las tecnologías utilizadas para la absorción de mercurio con cenizas vegetales en suelos contaminados por la minería de oro. Boletín De Innovación Logística Y Operaciones, 5(2), 40-49. https://doi.org/10.17981/bilo.5.2.2023.04

Castro, W. 2011. Geología, informe temático. Proyecto Zonificación Ecológica y Económica de la Selva de Huánuco, convenio entre el IIAP, DEVIDA y el gobierno regional de Huánuco. Iquitos – Perú

Catzin, J., Barajas, M., Rosales-Martínez, V., Bautista-Ortega, J., & Fraire-Cordero, S. (2023). Sistemas tradicionales y silvopastoriles de escárcega, campeche: fertilidad química del suelo. Avances en Investigación Agropecuaria, 23(Suplemento II). https://doi.org/10.53897/revaia.23.27.51

Cazorla-Vinueza, X., Quisimalin, A., Ortega, M., Quintuña, P., & Cornejo, J. (2024). Soil evaluation through quality indicators. Espoch Congresses the Ecuadorian Journal of S T E a M, 3(2), 55-71. https://doi.org/10.18502/espoch.v4i1.15801

Chambi, Lourdes J., Orsag, Vladimir, & Niura, Amalia. (2012). Evaluación de la Presencia de metales pesados y arsénico en suelos agricolas y cultivos en tres microcuencas del municipio de Poopó. Revista Boliviana de Química, 29(1), 111-119. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-54602012000100012&lng=es&tlng=en.

Chen, R., Han, L., Liu, Z., Zhao, Y., Li, R., Xia, L., y Fan, Y. (2022). Evaluación de la contaminación del suelo por metales pesados y los riesgos para la salud en una zona minera de la provincia meridional de Shaanxi, China. Toxics, 10(7), 385. https://doi.org/10.3390/toxics10070385

Chen, M., Ma,L.Q., and Hanis, W.G. 1999. Background concentrations of 15 trace metals in Florida Soils. J. Environ. Qual. 28, 1173-1181.

Chira, F.J. (2021). Impacto de los metales pesados del río Mantaro en la aptitud de los suelos agrícolas del sector Jauja-Huancayo, Junín, 2020. [Tesis de doctorado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Unidad de Posgrado]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Condori-Apaza, R., Gonzales, L., & Ancca, S. (2023). Niveles de concentración de metales pesados en sedimentos de zona alta del río locumba, Perú. Producción + Limpia, 18(2), 103-115. https://doi.org/10.22507/pml.v18n2a6

Contreras-Santos, JL, Martínez-Atencia, J., Rodríguez-Vitola, JL, Barragán-Hernández, W., Garrido-Pineda, J. y Falla-Guzman, CK (2023). Índice de Calidad de Suelos para Sistemas Agrícolas en el Tropical Seco. REVISTA TERRA LATINOAMERICANA , 41 . https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1694

Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. (CMAJA) 1999. Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación. España. 253 p.

Cuéllar, L., Suárez, L., Torrejano, V., Orduz-Tovar, S., Espinosa, C., & Suárez, J. (2020). Macrofauna del suelo y condiciones edafoclimáticas en un gradiente altitudinal de zonas cafeteras, Huila, Colombia. Revista De Biología Tropical, 69(1). https://doi.org/10.15517/rbt.v69i1.42955

Dabadie, M., Pérez, C., Arturi, M., Goya, J., & Sandoval, M. (2018). Calibración del método de pérdida de peso por ignición para la estimación del carbono orgánico en Inceptisoles del NE de Entre Ríos. Revista de la Facultad de Agronomía, 117(1), 157–162. https://revistas.unlp.edu.ar/revagro/article/view/7330

De La Cruz, J.; Valencia, M. & Boulaugger, E. (1996) - Geología de los cuadrángulos de Aguaytía, Panao y Pozuzo. INGEMMET, Boletín Serie A: Carta Geológica Nacional, 80,136 p.

De Miguel, E., A. Callaba, J.C. Arranz, V. Cala, E. Chacón, E. Gallego, E. Alberruche, C. Alonso, P. Fdez-Canteli, I. Iribarren, and H. Palacios. (2002). Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid. Serie Medio Ambiente. Terrenos contaminados nº 2. Instituto Geológico y Minero de España. 167 p., Madrid.

Dirección Regional de Agricultura – Huánuco (DRA), 2018-2024. Informe Cualitativo de la Producción Agrícola, Región Huánuco. http://www.huanucoagrario.gob.pe/campañasagricolas/2018-2024

Dos Santos, S. N., & Alleoni, L. R. (2013). Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazônia. Environmental Monitoring and Assessment, 185(7), 5737-5748. https://doi:10.1007/s10661-012-2980-7

DS N°013-2010-AG. (2010). "Reglamento para la ejecución de levantamiento de Suelos". Perú: Ministerio de Agricultura y Riego.

DS N°011-2017-MINAM. (2017). "Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo". Perú: El Peruano.

DS N°017-2009-AG. (2009). "Aprueban Reglamento de Clasificación de Tierras por su Capacidad de Uso Mayor". Perú: El peruano. Ministerio del Ambiente.

Dueñas-Jurado, C., Araujo, V., Ayuque-Rojas, J., Poma, K., & Pastrana, P. (2022). Enfermedades asociadas al sector saneamiento. Socialium, 6(2), 130-142. https://doi.org/10.26490/uncp.sl.2022.6.2.1557

Egoavil, C. M., Ávila, K. H., & Egoavil, J. J. (2024). Estudio del uso de fertilizantes artificiales en el suelo agrícola del caserío de pampa encantada para el cultivo del café. High Tech-Engineering Journal, 4(1), 65-74. https://doi.org/10.46363/high-tech.v4i1.8

Eneque P, A., Chuquisengo P, L., Ruíz C, W.J., 2019. Determinación de niveles de fondo y de referencia para metales en áreas de posible afectación de la Locación Osheki, Línea de Flujo y Punto de Apoyo Logístico, del ámbito de influencia del Proyecto de Exploración de hidrocarburos Lote 107 – Locación Osheki, operado por Petrolífera Petroleum del Perú S.R.L. Subdirección de Sitios Impactados. https://repositorio.oefa.gob.pe/handle/20.500.12788/204

European Commission, 2001. Survey of wastes spread on land. Appendix F. Germany. Unión Europea. http://europa.eu.int/comm/environment/pubs/home.htm.

European Commission, 2003. Disposal and recycling routes for sewage sludge-Part Unión Europea. http://europa.eu.int/comm/environment/waste/sludge/sludge_disposal2

Fajardo V, L.W., Ancco P, L.A., Fernández C, J.C., 2019. Determinación de niveles de fondo y de referencia para metales y caracterización de parámetros edáficos en áreas de posible afectación de las comunidades campesinas Ccahuanhuire, Huanacopampa, Tambulla y Lahuani dentro del área de influencia del proyecto de exploración Haquira, ubicado en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac. https://repositorio.oefa.gob.pe/handle/20.500.12788/180

FAO (2021). Manual para la evaluación y gestión de la calidad de suelos agrícolas. Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org/3/cb4249es/cb4249es.pdf

FAO & ITPS. 2017. Global assessment of the impact of plant protection products on soil functions and soil ecosystems. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. http://www.fao.org/3/I8168EN/i8168en.pdf

FAO & ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf

Fassbender Hans W. 1975. "Química de suelos: con énfasis en suelos de América Latina". Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Programa de libros y textos. San José, Costa Rica.

Fernández Ochoa, B. H., Mullisaca Contreras, E., & Huanchi Mamani , L. E. . (2022). Nivel de contaminación del suelo con arsénico y metales pesados en Tiquillaca (Perú). Revista De Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research, 24(2), 131-138. https://doi.org/10.18271/ria.2022.416

Florida Rofner, N. . (2021). Cadmio en suelo y granos de cacao de origen peruano y sudamericano. Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín , 74 (2), 9499–9515. https://doi.org/10.15446/rfnam.v74n2.91107

Galán, E., & Romero, A. 2008. Contaminación de suelos por metales pesados. Macla, 10, 4

García, B., Rangel, C. C. R., & Suárez, D. M. T. (2024). Efecto de los agroquímicos en la actividad enzimática del suelo agrícola: una revisión bibliográfica. Revista Sistemas De Producción Agroecológicos, 15(2). https://doi.org/10.22579/22484817.1082

García, J., Méndez, J., Pásaro, E. and Laffon, B. 2012. Genotoxic effects of lead: An updated review. Environment International, 2(4), p. 623–636.

García, I., and C. Dorronsoro. 2005. Contaminación por Metales Pesados. En Tecnología de Suelos. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada, Granada.

Gjoka, F., Felix-Henningsen, P., Wegener, H.-R., Salillari, I., & Beqiraj, A. (2011). Heavy metals in soils from Tirana (Albania). Environmental Monitoring and Assessment, 172(1-4), 517-527. https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-010-1351-5

Goldschmidt, V. M. (1954): Geochemistry. Oxford University Press, Fair Lawn, N.J. https://www.google.com.pe/books/edition/Geochemistry/7yC0AAAAIAAJ?hl=qu&gbpv=0&bsq=inauthor:%22Victor%20Moritz%20Goldschmidt%22

Gómez Pachón, Mónica Celina 2024. Caracterización geoquímica multielemental de suelos de Castilla-La Mancha mediante fluorescencia de Rayos X portátil: validación y optimización de la metodología. Tesis Doctoral UL https://hdl.handle.net/20.500.14352/109058.

Gómez-Puentes, F., Reyes-López, J., & Amado-Moreno, M. (2020). Fraccionamiento de metales pesados en un suelo contaminado del valle de mexicali. Revista Tecnología en Marcha. https://doi.org/10.18845/tm.v33i4.4586

Gómez M, V. & Sotés, V. 2014: El Manganeso y la Viticultura: Una revisión. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Depósito Legal: M-21419-2014. http://publicacionesoficiales.boe.es/.

Govindaraju, K., 1994. Compilation of working values and sample description for 383 geostandards, Geostand. Newslett., 18, 1-158.

Guía Ambiental para la Restauración de Suelos en Instalaciones de Refinación y Producción Petrolera. (GARSIRPP) 2000. Ministerio de Energía y Minas República del Perú.

Guía de Evaluación de Riesgos Ambientales. 2009. PERU. Ministerio del Ambiente-Viceministerio de Gestión Ambiental - Dirección General de Calidad Ambiental - Lima 27, impreso en Perú, 2010: Página Web: www.minam.gob.pe

Haddad, M. (2024). Leaching behavior of pb, cd, and cu from domestic solid waste over three types of soil columns under different rainfall loading. Journal of Environmental Science and Engineering Technology, 12, 1-10. https://doi.org/10.12974/2311-8741.2024.12.01

Han, C. (2023). Treatment for heavy metal pollution: remediating soil environment by harnessing genetic and biochemical capabilities of bacteria. Theoretical and Natural Science, 6(1), 323-328. https://doi.org/10.54254/2753-8818/6/20230268

Hernández S. Roberto, Fernández C. Carlos y Baptista L. Pilar. (2014). "Metodología de la Investigación – 6ta Edición". México: McGraw Hill.

Hernández Hernández, Adela, 2011. Tesis. "Determinación de metales pesados en suelos de Natividad, Ixtlán de Juárez Oaxaca", Universidad de la Sierra Juárez, Ixtlán de Juárez, Oaxaca. México.

Huamaní-Yupanqui, Hugo Alfredo, y Huauya-Rojas, Miguel ángel, y Mansilla-Minaya, Luis Germán, y Florida-Rofner, Nelino, y Neira-Trujillo, Gilmer Milton (2012). Presencia de metales pesados en cultivo de cacao (Theobroma cacao L.) orgánico. Acta Agronómica,61 (4),339-344.ISSN:01202812.https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=1699/169926831006.

IHOBE, 1998. Calidad del Suelo. Valores Indicativos de Evaluación. IHOBE. Dpto. Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, País Vasco. 119 p.

IHOBE, 1994. Investigación de la Contaminación del Suelo. Plan director para la protección del suelo. Gobierno Vasco – España. 200 p.

Iribarren, I.; Alvaro, A., Pinilla, P. (2008). Determinación de niveles de fondo y niveles genéricos de referencia para metales en suelos de la Comunidad Autónoma de Aragón. Proyecto Nº 406 - Asistencia técnica a la Comunidad Autónoma de Aragón en materia de suelos contaminados, Paginas 124. Código. 63611.(PDF) https://info.igme.es/consultasid/presentacion.asp?Id=130253

Islas, A., Chaves, E., Carmona, D., Martino, S., & Mondino, E. (2024). Caracterización de la comunidad de nematodos de suelo en cuatro sistemas productivos del sudeste bonaerense, argentina. Ecología Austral, 240-255. https://doi.org/10.25260/ea.24.34.2.0.2237

ISO/DIS 19582 (2004). Soil Quality. Guidance on the Determination of Background Values. International Standard Organization (ISO), Switzerland, 23 pp.

Izquierdo Bautista, Jaime y Arévalo Hernández, John. (2021). Determinación del carbono orgánico por el método químico y por calcinación. Ingeniería y Región. 26. 20-28. https://doi.org/10.25054/22161325.2527

Jiménez B. Raimundo. (2017). "Introducción a la contaminación de suelos". España: Mundi-Prensa Libros.

Jiménez, T. C. S. 2015. Estado legal mundial del cadmio en cacao (Theobroma cacao): fantasía o realidad. Producción + Limpia. 10(01): 89- 104.

Jiménez Ballesta, R., Conde Bueno, P., Martín Rubí, J. A., & García Giménez, R. (2010). Niveles de fondo geoquímico e influencia del marco geológico en las concentraciones edafogeoquímicas de base de suelos seleccionados de Castilla-La Mancha. Estudios Geológicos, 66(1), 123–130. https://doi.org/10.3989/egeol.40214.119

Juárez, M.; Cerdán, M.; Sánchez-Sánchez, A. 2007. Hierro en el Sistema Suelo-Planta Depto. Agroquímica y Bioquímica. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 03080. http://hdl.handle.net/10045/1845.

Kabata-Pendias, A. 2010: Trace elements in soils and plants, Ed. CRC press, Third edition ed., pp. 413, Boca Ratón, USA, 2010.

Kabata-Pendias, A. 2004. Soil-Plant transfer of trace elements- an environmental issue. Geoderma. 122: 143-149.

Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. 2001. Trace Elements in Soils and Plants. (3 rd edition) CRC Press. Boca Ratón, Florida, EE. UU. 412 pp.

Kabata-Pendias, A. y H. Pendias.1992. Trace elements in soils and plants. 2a edition. CRC Press, Inc. Boca Ratón, Florida, USA.

Kennedy, V.H.; Sánchez, A.L.; Oughton, D.H.; Rowland, A.P. (1997). Use of single and sequential chemical extractants to assess radionuclide and heavy metal availability from soils for root uptake. Analyst 122, 89-100.

Kiely Gerard. (1999). "Ingeniería Ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión". España: Mc Graw Hill. Pág. 131, 483, 454, 494.

Lange, CN, Freire, BM, Monteiro, LR, Jesus, TA d., Reis, RA d., Nakazato, G., y Batista, BL (2024). Múltiples elementos potencialmente tóxicos en huertos urbanos de una ciudad industrializada brasileña. Geoquímica Ambiental y Salud, 46(2). https://doi.org/10.1007/s10653-023-01808-0

Larios, M. (2014) Niveles de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en los suelos de ribera de la cuenca del Río Turia. Universidad de Lleida. España.

Lasota, J., Błońska, E., Łyszczarz, S., & Tibbett, M. (2020). Forest humus type governs heavy metal accumulation in specific organic matter fractions. Water Air & Soil Pollution, 231(2). https://doi.org/10.1007/s11270-020-4450-0

Leiva-Tafur, D. and Lapa, R. (2022). Metales pesados en la producción ganadera lechera y riesgos a la salud humana. Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar, 6(1), 3629-3645. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v6i1.1758

León, A., Contreras, W., León, R., Durán, Y., Condori, N., & Arapa, H. (2023). Efecto del compostaje de desechos orgánicos municipales en la enmendación del drenaje ácido de mina. Revista Alfa, 7(19), 103-116. https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v7i19.201

Li, J., Zheng, Q., Liu, J., Pei, S., Yang, Z., Chen, R., … & Tian, T. (2024). Bacterial–fungal interactions and response to heavy metal contamination of soil in agricultural areas. Frontiers in Microbiology, 15. https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1395154

Li, T., Li, Y., Liu, H., Wang, J., Li, K., Huang, Y., ⋯ & Wei, M. (2023). Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metal elements in rock‐soil in the mountainous areas of southwest china: a case study of xichang. Geological Journal, 58(10), 3866-3878. https://doi.org/10.1002/gj.4814

Li, J., Tang, S., & Xue-jun, C. (2021). Analysis of the mechanical properties and mechanism of zinc ion‐contaminated red clay. Advances in Materials Science and Engineering, 2021(1). https://doi.org/10.1155/2021/6649691

Li, F., Liu, W., Lu, Z., Mao, L., & Xiao, Y. (2020). A multi-criteria evaluation system for arable land resource assessment. Environmental monitoring and assessment, 192(2), 79. https://doi.org/10.1007/s10661-019-8023-x

Lian, M., Ma, Y., Li, J., Sun, J., & Zeng, X. (2022). Influence of ph on the particulate-bound cd speciation and uptake by plants. Polish Journal of Environmental Studies, 31(6), 5511-5517. https://doi.org/10.15244/pjoes/152224

Lindsay, W. L. y Norvell, W. A. 1978 ''Development of a DTPA SoilTest for Zinc, Iron, Manganese, and Copper1''. Soil Science Society of America Journal, vol. 42, no. 3, 1978, p. 421, ISSN 0361-5995, DOI 10.2136/ aj1978.03615995004200030009x.

Llanos Zevallos, M., Muñiz Paucarmayta, A. A., Muñiz Paucarmayta, M. H., Vílchez Ochoa, G. L., & Cotrina Cabello, G. G. (2024). Contaminación por metales pesados de microcuenca del rio Alto Huallaga y suelos agrícolas. Revista Alfa, 8(22), 41–48. https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v8i22.246

Luque Marín, J. A. (2003). El Lago de Sanabria: un sensor de las oscilaciones climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6.000 años. In Aproximación paleolimnológica II: el 'Loss on ignition' y el contenido en materia orgánica en el sedimento del Lago de Sanabria (pp. 274–276).

Mabrouk, O., Hamdi, H., Sayadi, S., Al-Ghouti, MA, Abu-Dieyeh, MH y Zouari, N. (2023). Reutilización de lodos como enmienda orgánica del suelo: perspectivas sobre la situación actual y los desafíos potenciales. Sustainability, 15 (8), 6773.

Macías Vázquez, F., y Calvo de Anta, R., (2009). Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Editores: Xunta de Galicia- Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. ISBN: 978-84-453-4664-8. https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=700884

McGrath Sp. (1995). En: Heavy Metals in soils. Alloway BJ (ed). Capítulo 7. Blackie Academic and Profesional. Londres.

Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Evaluación de la contaminación por metales pesados, distribución espacial y origen en suelos agrícolas a lo largo de la cuenca del río Sinú, Colombia. Investigación Ambiental, 154, 380-388. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.021.

Martínez-Robaina, A. Y., do Amaral Sobrinho, N. M. B., Febles González, J. M.., Abreu Lima, E. S. y Benítez Odio, M. (2021). Fraccionamiento de metales pesados en suelos cultivados con tabaco en Pinar del Río, Cuba. Acta Agronómica, 69(3). https://doi.org/10.15446/acag.v69n3.81471

Martínez, W.; Valdivia, E. & Cuyubamba, V. (1998) - Geología de los cuadrángulos de Aucayacu, Río Santa Ana y Tingo María. Hojas: 18-k, 18-l y 19-k. INGEMMET, Boletín, Serie A: Carta Geológica Nacional, 112, 204 p. https://hdl.handle.net/20.500.12544/71

Medina Díaz, M. S., & Zapata Flores, M. (2024). Niveles de contaminación por metales pesados en suelo agrícola de Carapongo, Lima, Perú enero, 2023. https://repositorio.uma.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12970/2180/TESIS%20MEDINA-ZAPATA.pdf?sequence=1&isAllowed=y.

Mendoza, L. G., Vera, V., Giler, J. M., & Simbaña ‐ Rivera, K. (2022). Características fisicoquímicas de suelos de uso agrícola y forestal. caso: San Pablo de Tarugo, Chone ‐ Ecuador. Revista Científica Ciencias Naturales Y Ambientales, 16(1). https://doi.org/10.53591/cna.v16i1.1599

Mendoza-Escalona, B. ., Torres-Rodríguez, D., Merú Marcó, L. ., Gómez, C. ., Estanga-Barrios, M. ., & García-Orellana, Y. . (2021). Concentración de metales pesados en suelos agrícolas bajo diferentes sistemas de labranza. Tecnológicas, 24(51), e1738. https://doi.org/10.22430/22565337.1738

Mendoza, O. G., Castellanos, F. y Rincón, A. Y., (2020). Zirconio –(Zr). En: Atlas Geoquímico de Colombia, versión 2020, Bogotá: Servicio Geológico Colombiano

Mendoza, O. G., Ceballos, L., Pérez, A., Castellanos, F. y Rincón, A. Y., (2020). Titanio- (TiO2). En: Atlas Geoquímico de Colombia, versión 2020, Bogotá: Servicio Geológico Colombiano.

Mesías, G., Shakai, G., Martínez, S., & Pilco, C. (2022). Utilización de subproductos agroindustriales para la bioadsorción de metales pesados. Studies in Environmental and Animal Sciences, 3(3), 1590-1611. https://doi.org/10.54020/seasv3n3-022

Micó, C., Recatalá, L., Peris, M., Sánchez, J.C. 2005. Evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos con cultivos vegetales de la comarca del bajo vinalopó (Alicante). CIDE-Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana) http://hdl.handle.net/10550/15038.

Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica de Ecuador (MAATE, 2015) - Acuerdo Nº 97/A - Norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados (Anexo 2, Libro VI de la Calidad Ambiental, del Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente; 2015-07-30)- Decreto Nº 3.516 - Norma de Calidad Ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados.

Miller, J.C.; Miller, J.N. (1993). Estadística para Química Analítica. 2nd Edition, Addison-Wesley Iberoamericana S.A., Delaware, 211 pp.

Mizerna, K. and Król, A. (2023). The importance of time and other determinants in the assessment of heavy metals release during solid waste management. Scientific Reports, 13(1). https://doi.org/10.1038/s41598-023-28926-0

Municipalidad Distrital de Luyando (MDL) 2018. Recuperación del ecosistema degradado del caserío de Bolaina - distrito de Luyando -Leoncio Prado - Huánuco: Expediente técnico https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/4584?show=full

Munive Cerrón, Rubén, Loli Figueroa, Oscar, Azabache Leyton, Andrés, & Gamarra Sánchez, Gilberto. 2018. Fitorremediación con Maíz (Zea mays L.) y compost de Stevia en suelos degradados por contaminación con metales pesados. Scientia Agropecuaria, 9(4), 551-560. https://dx.doi.org/10.17268/sci.agropecu.2018.04.11.

Murga-Orrillo, H., Jorge, M., Rodríguez, C., & Lobo, F. (2021). Gradiente altitudinal y su influencia en las características edafoclimáticas de los bosques tropicales. Madera Y Bosques, 27(3), e2732271. https://doi.org/10.21829/myb.2021.2732271

Murtić, S. (2024). Heavy Metals Dynamics in the Soil-Plant Continuum. In: Kumar, N. (eds) Heavy Metal Toxicity. Environmental Science and Engineering. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-56642-4_2

Naciones Unidas (2018), La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe (LC/G.2681-P/Rev.3), Santiago.

Ni, M., Mao, R., Jia, Z., Dong, R., & Li, S. (2018). Heavy metals in soils of Hechuan County in the upper Yangtze (SW China): Comparative pollution assessment using multiple indices with high-spatial-resolution sampling. Ecotoxicology and environmental safety, 148, 644–651. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.009

Nishikawa, M., Cárdenas, F., & Marín-Gómez, M. (2023). Análisis del adn ambiental en la determinación de la fertilidad del suelo agrícola en la provincia de loja. Revista Ingenio, 6(1), 1-9. https://doi.org/10.18779/ingenio.v6i1.558

NORMA OFICIAL MEXICANA PROY- NOM – 147 - SEMARNAT/SSA1-2004, Que Establece Criterios para Determinar las Concentraciones de Remediación de Suelos Contaminados por Arsénico, Berilio, Cadmio, Cromo Hexavalente, Mercurio, Níquel, Plomo, Selenio, Talio y Vanadio, Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 11 de noviembre de 2005.

Oddi, F., Torres, A., Pompeu, J., Magrach, A., Balbi, S., Villa, F., . & Garibaldi, L. (2023). Plataformas de modelado de servicios ecosistémicos: el norte de la patagonia como un ejemplo de caso aplicando k.lab. Ecología Austral, 33(3), 894-908. https://doi.org/10.25260/ea.23.33.3.0.2257

Okpashi, V. (2024). Estimation of redox-sensitive metals in lafarge cement company's area in akamkpa nigeria: assessment of ecological health risk. Science World Journal, 19(1), 200-209. https://doi.org/10.4314/swj.v19i1.27

Ordóñez-Araque, R., Lopez-Cortez, A., Casa-Lopez, F., Landines-Vera, E., & Fuentes, E. (2020). Análisis de cadmio, plomo, níquel y arsénico en plantas de cacao y derivados: industria alimentaria. Cienciamérica, 9(4), 107-114. https://doi.org/10.33210/ca.v9i4.351

Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). (2016). Identificación de sitios contaminados en el ámbito de la subcuenca del río San Juan. Informe N° 119-2016-OEFA/DE-SDLB-CEAI, OEFA.

Osuna, F., Robles, C., Meza, G., Apodaca, J., Perez, E., Valenzuela‐Quiñónez, W., & Lugo‐Medina, E. (2022). Acumulación de metales pesados en plantas desarrolladas en el norte de Sinaloa para propósitos de fitorremediación. Lat. Ame. Jour. App. Eng., 5(1), 1-8. https://doi.org/10.69681/lajae.v5i1.22

Paris, M. M., Civit, B., & Conte Grand, M. (2022). Valoración económica de los impactos ambientales por el cambio en el uso del suelo en zonas áridas. AJEA (Actas De Jornadas Y Eventos Académicos De UTN), (15). https://doi.org/10.33414/ajea.1039.2022

Pazalja, M., Sulejmanović, J., Begić, S., & Salihović, M. (2023). Heavy metals content and health risk assessment of selected leafy plants consumed in bosnia and herzegovina. Plant Soil and Environment, 69(4), 170-178. https://doi.org/10.17221/42/2023-pse

Peña, M. and Johnson, B. (2023). Evaluación del cambio paisajístico reciente del humedal costero río maipo, chile. Geofocus Revista Internacional De Ciencia Y Tecnología De La Información Geográfica, 32, 27-41. https://doi.org/10.21138/gf.823

Peña Rivera FMA y Beltrán Lázaro (2022) Aplicación de la fitorremediación en suelos contaminados por metales pesados utilizando Helianthus annuss L. en la Estación Experimental El Mantaro. Prospectiva Universitaria En Ingeniería Y Tecnología, 9(1), 31-45. https://doi.org/10.26490/uncp.prospectivauniversitaria.2012.9.34

Pérez, 2000. Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados. Facultad de Farmacia. U.C.M. Edafología. Volumen 7-3. Setiembre 2000. 113-120 p.

Peris M.M., (2006). Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas de la Provincia de Castellón. Tesis Doctoral, Universidad de Valencia, Valencia. http://roderic.uv.es/handle/10550/15104

Plaza Solano, S. (2018).Caracterización geoquímica del suelo de la Viña Malvilla, San Antonio, Región de Valparaíso. https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/159592

Ponce B.D.L. 2018. Tesis: Influencia del complejo metalúrgico la oroya en la calidad del suelo por metales pesados, cianuro libre y cromo hexavalente en la zona de Huaynacancha, Distrito de la Oroya, Provincia de Yauli, Departamento de Junín – UNFV - Facultad de Ingeniería Geográfica, Ambiental y Ecoturismo – EPIA. p. 293. http://repositorio.unfv.edu.pe/handle/UNFV/2285

Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (2003). "Edafología para la agricultura y el medio ambiente". 3ª Edición. Ed. Mundi-prensa. Madrid. 960 p.

Prueb A. (1997). Action values for mobile (NH4NO3-extractable) trace elements in soils based on the German national standard DIN 19730. 415-423. En Prost R. (ed). Contaminated Soils. INRA editions. Paris.

Pueyo, M.; López-Sánchez, F.J.; Rauret, G. (2004). Assessment of CaCl2, NaNO3 and NH4NO3 extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. Analytica Chimica Acta 504, 217-226.

Quintana, I. 2010. Geomorfología, informe temático. Proyecto Mesozonificación Ecológica y Económica para el Desarrollo Sostenible de la selva de Huánuco, convenio entre el IIAP, DEVIDA. Iquitos - Perú

Quispe Quezada, U. R., Quispe Rodríguez, J., Casas Reátegui, R.., Huamani Urpe, I. L., & Hinojosa Benavides, R. A. (2023). Concentración de metales pesados en cultivares de Persea americana, Luricocha, Huanta. Revista Alfa, 7(20), 376–386. https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v7i20.222

Quiroz Ramírez, J. V. (2025). "Valoración de la calidad del suelo: Una herramienta para la gestión ambiental del suelo en Luyando". Tecnohumanismo, 4(4), 1–436. Recuperado a partir de https://tecnohumanismo.online/index.php/tecnohumanismo/article/view/382

Quiroz R.J.V. 2012. "Valoración ambiental de la calidad del suelo en la microcuenca Picuroyacu en el distrito de Rupa Rupa, Leoncio Prado, Huánuco. (Perú)" Tesis de Maestría Universidad Nacional Agraria De la Selva, Tingo María-Perú. http://repositorio.unas.edu.pe/handle/UNAS/891

Ramos, F., Silva, R., & Córdova, T. (2023). Detección y evaluación de metales pesados en suelos agrícolas mediante técnicas de espectrometría de masa. RUCAL. https://doi.org/10.33493/ruca.2023.1196

Rauret, G. (1998). Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. Talanta 46, 449-455.

Raymundo, M., Morales, F., Óliver, J., & Echevarría, L. (2022). Metales pesados hortalizas y suelos agrícolas irrigados con aguas superficiales: una revisión sistemática. Idesia (Arica), 40(3), 33-41. https://doi.org/10.4067/s0718-34292022000300033

Reimann, C. y Caritat, P. de. 1998. Chemical Elements in the Environment. Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist. ix+398 pp. Berlín, Heidelberg, Nueva York, Londres, París, Tokio, Hong Kong: Springer-Verlag. (tapa dura). ISBN 3 540 63670 6. Geological Magazine, 137 (5), 593–598. doi:10.1017/S0016756800264613

Rendana, M., Idris, W., Rahim, S., Rahman, Z., & Lihan, T. (2021). Characterization of physical, chemical and microstructure properties in the soft clay soil of the paddy field area. Sains Tanah - Journal of Soil Science and Agroclimatology, 18(1), 81. https://doi.org/10.20961/stjssa.v18i1.50489

Rieuwerts, J.S. I. Thornton, M.E. Farago & M.R. Ashmore (1998) Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals, Chemical Speciation & Bioavailability, 10:2, 61-75, DOI: 10.3184/095422998782775835

Rivera, F. y Lázaro, E. (2022). Aplicación de la fitorremediación en suelos contaminados por metales pesados utilizando helianthus annuss l. en la estación experimental el mantaro. Prospectiva Universitaria, 9(1), 31-45. https://doi.org/10.26490/uncp.prospectivauniversitaria.2012.9.34.

Rivera, M.H. (2014). Caracterización geoquímica de los intrusivos de las superunidades de Yarabamba-Challaviento y de los volcánicos de los grupos Toquepala y Barroso y análisis correlacional con la mineralización en el sur del Perú. [tesis para optar el grado de magister en geología mención en minas y recursos energéticos]- UNMSM-PERU

Rodrigues, A. (2023). Nuevas tecnologías de adsorción y factores de influencia para iones cd (ii) y pb (ii) – una revisión. Revista Colombiana De Química, 51(3). https://doi.org/10.15446/rev.colomb.quim.v51n3.107361

Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. y Pennock, D. 2019. La contaminación del suelo: una realidad oculta. Roma, FAO.

Ross, SM (1994). Retención, transformación y movilidad de metales tóxicos en suelos. Departamento de Geografía, Universidad de Bristol, Bristol BS8 1SS, Reino Unido. ISBN: 0-471-94279-0 Editorial : John Wiley & Sons Ltd

Rudnick, RL y Gao, S. (2014) Composición de la corteza continental. En: Holland, HD y Turekian, KK, Eds., Tratado de geoquímica, Elsevier, Oxford, 1-51. https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6

Rueda Saa, Germán, Rodríguez Victoria, Jenny Alexandra, & Madriñán Molina, Raúl. (2011).Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: perspectivas para Colombia. Acta Agronómica, 60(3), 203-217. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-28122011000300001&lng=en&tlng=es.

Sahuquillo, A.; Rigol, A.; Rauret, G. (2003). Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. Trends in Analytical Chemistry 22, 152-159.

Salamanca - Rivera, A., Carrero, D., Cardozo-Muñoz, J., Rojas-Sánchez, F., Meléndez-Mazabel, J., & Borda-Chingate, L. (2023). Fitorremediación con brassicaceae y apiaceae en suelos contaminados con metales pesados. Revista De Biología Tropical, 71(1), e51493. https://doi.org/10.1 5517/rev.biol.trop..v71i1.51493

Saleem, M., Pierce, D., Wang, Y., Sens, D., Somji, S., & Garrett, S. (2024). Heavy metal(oid)s contamination and potential ecological risk assessment in agricultural soils. Journal of Xenobiotics, 14(2), 634-650. https://doi.org/10.3390/jox14020037

Salinas García, S. M., Rosero Mosquera, J. D., Andueza Leal, F. D., Burbano Morillo, D. S., Fabara Salazar, D. K., Chamorro Armas, S. E., & Lozada Fiallos, D. D. (2023). Biolixiviación de metales pesados en residuos minero-metalúrgicos. Siembra, 10(2), e5538. https://doi.org/10.29166/siembra.v10i2.5538

Salminen, R. & Batista, M. & M., Bidovec & Demetriades, Alecos & De Vivo, Benedetto & De Vos, Walter & Duris, & A., Gilucis & Gregorauskienė, Virgilija & Halamić, Josip & P., Heitzmann & Lima, Annamaria & Jordan, Gyozo & G., Klaver & P., Klein & J., Lis & Locutura, Juan & K., Marsina & A., Mazreku & Tarvainen, Timo. (2005). FOREGS Geochemical Atlas of Europe, Part 1: Background Information, Methodology and Maps. https://www.researchgate.net/publication/259290724_FOREGS_Geochemical_Atlas_of_Europe_Part_1_Background_Information_Methodology_and_Maps

Salvador-Adriano, M., Ortiz-Villalobos, I., Velázquez-Ovalle, G., Salvador‐Figueroa, M., Salgado-Mora, M., & Adriano-Anaya, L. (2024). Características químicas y biológicas del suelo con manejo orgánico y cultivado con papaya (carica papaya l). Brazilian Journal of Animal and Environmental Research, 7(3), e71559. https://doi.org/10.34188/bjaerv7n3-033

Sánchez, L. F., Puentes. (2017). Concentraciones naturales de metales en suelos de la III Región de Chile (By Universidad de Chile, Universidad de Chile, A. Galdámez Silva, & I. Ahumada Torres). https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/146537

Sánchez Carlessi Hugo & Reyes Meza Carlos. (2015). “Metodología y Diseños en la Investigación Científica”. Lima – Perú: 5ta Edición. Business Support Anneth SRL.

Santos, J., Martinez-Atencia, J., Rodriguez-Vitola, J., Hernández, W., Garrido-Pineda, J., & Falla-Guzmán, C. (2023). Índice de calidad del suelo bajo sistemas agropecuarios en el bosque seco tropical-colombia. Revista Terra Latinoamericana, 41. https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1694

Santos, J., Atencia, J., Guzmán, C., Pineda, J., & Vitola, J. (2021). Characterization of livestock systems in the dry caribbean for quantification of soil quality indicators.. Agronomía Costarricense. https://doi.org/10.15517/rac.v45i2.47768

Santos, J., Martinez-Atencia, J., Torres, J., Yánez, R., & Morelos, R. (2020). Una evaluación de las propiedades fisicoquímicas de suelo en sistema productivo de maíz - algodón y arroz en el valle del sinú en colombia. Revista U D C a Actualidad & Divulgación Científica, 23(2). https://doi.org/10.31910/rudca.v23.n2.2020.1375

Segura-Carmona, J. (2024). Generation of new equations to estimate aerial biomass based on morphological variables obtained from grasses in rangelands of Nuevo León, Mexico. Revista Mexicana De Ciencias Pecuarias, 15(1), 1-16. https://doi.org/10.22319/rmcp.v15i1.6457

Shyam-Sundar, N., Karthi, S., Senthil-Nathan, S., Narayanan, K., Santoshkumar, B., Sivanesh, H., … y Malafaia, G. (2023). Retractado: Biosíntesis ecológica de nanopartículas de tio2 utilizando extracto de Desmostachya bipinnata: potencial larvicida y pupicida contra Aedes aegypti y Spodoptera litura, y toxicidad aguda en organismos no objetivo. Science of the Total Environment, 858, 159512. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159512

Silva, L., Carvalho, G., Hurtado, T., Oliveira, E., & Ignácio, Á. (2024). Concentração de mercúrio em pisciculturas do mato grosso, brasil: uma necessidade de análise para a redução de impactos sobre o pescado. Revista Caderno Pedagógico, 21(5), e4171. https://doi.org/10.54033/cadpedv21n5-146.

Silva-Mori, K. (2024). Fitorremediación con medicago sativa y taraxacum officinale para la recuperación de suelos contaminados con metales pesados de un botadero. Revista Amazónica de Ciencias Ambientales y ecológicas, 3(1), e 649. https://doi.org/10.51252/reacae.v3i1.649

Silva, D., Oliveira, P., & Costa, M. (2021). Fractionation and environmental behavior of zirconium in Brazilian agricultural soils. Science of The Total Environment, 765, 142735. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142735

Silva, C. 2004. Adsorção competitive de cádmio, cobre, níquel e zinco em solos. Tesis Mestre em Agronomia, ärea de concentração: Solos e nutrição de plantas. Piracicaba, Estado de São Paulo, Brazil. 79 p

Singh, A. et al., (2010). Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from wastewater irrigated area of Varanasi, India. Tropical Ecology, 51(2 SUPPL.), pp.375–387. Available at: DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j. fct.2009.11.041

Smith, Pete & Poch, Rosa & Lobb, David & Bhattacharyya, Ranjan & Alloush, Ghiath & Eudoxie, Gaius & Anjos, Lúcia & Castellano, Michael & Georges, Ndzana & Chenu, Claire & Naidu, Ravi & Vijayanathan, Jeyanny & Muscolo, Adele & Studdert, Guillermo & Rodríguez Eugenio, Natalia & Calzolari, Costanza & Amuri, Nyambilila & Hallett, Paul. (2024). Status of the World's Soils. Annual Review of Environment and Resources. 49. 73-104. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030323-075629.

Soil Survey Staff. 2022. Keys to Soil Taxonomy, 13th edition. USDA Natural ResourcesConservation Service

Soledad, B. (2020). Análisis de contaminantes ambientales con polímeros de impronta molecular. Revista Internacional De Contaminación Ambiental, 36(1), 197-207. https://doi.org/10.20937/rica.2020.36.32101

Soledad-Rodríguez, Beatriz. (2009). Contaminación ambiental y sus consecuencias toxicológicas. DOI:10.13140/2.1.4989.2645.

Soria, E., Delgado, A., & Arteaga, J. (2023). Efectos de la contaminación por metales pesados en la calidad de los suelos agrícolas en la región de La Libertad, Perú. Science of The Total Environment. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.155448

Sposito, G. 1989. The chemistry of soils. New York: Oxford University. 277 p.

Stcrt, 2013: Circulaire bodemsanering per-1 juli 2013 (Government Gazette 2013, 16675, 27 juni 2013)

Stcrt, 2000: Streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (Government Gazette No. 39,24 February 2000): Dutch Target and Intervention Values, DTIV (2000) ANNEXES Circular on target values and intervention values for soil remediation Version, februari 4th, 2000.

Steinnes E. (1995). En: Heavy Metals in soils. Alloway BJ (ed). Capítulo 11. Blackie Academic and Profesional. Londres.

Talabi, A., Odunaike, R., & Ajiboye, O. (2023). Studies of contaminant factors of heavy metals content in subsistence farmlands at akinyele local area in Oyo state, southwestern Nigeria using geochemical indices. Indonesian Journal of Social and Environmental Issues (Ijsei), 4(1), 89-99. https://doi.org/10.47540/ijsei.v4i1.780

Tang, M., Wang, C., Ying, C., Shuai, M., Tong, T., Ma, Y., … & Wang, Q. (2023). Research on cultivated land quality restriction factors based on cultivated land quality level evaluation. Sustainability, 15(9), 7567. https://doi.org/10.3390/su15097567

Taylor, S. R. and McLennan, S. M. (1995). The geochemical evolution of the continental crust. Reviews of Geophysics, 33(2), 241-265. https://doi.org/10.1029/95rg00262

Tessier, A.; Campbell, P.G.C.; Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry 51, 844-851.

Thomsen, E. and Andreasen, R. (2019). Agricultural lime disturbs natural strontium isotope variations: implications for provenance and migration studies. Science Advances, 5(3). https://doi.org/10.1126/sciadv.aav8083

Torres, L., Pedraza, A., & González, L. (2024). Impacto de diferentes prácticas agrícolas sobre las características fisicoquímicas del suelo: un análisis crítico. Revista Ambiental Agua Aire Y Suelo, 15(1), 90-105. https://doi.org/10.24054/raaas.v15i1.2916

Trujillo, A., Manchola, L., y Santofimio, E. (2020). Metales en suelos productores de arroz del distrito juncal, huila – colombia. Suelos Ecuatoriales, 50(1y2), 1-12. https://doi.org/10.47864/se(50)2020p1-12_121

Uchida R. y Hue, NV (2000). Acidez del suelo y encalado. En: Silva, JA y Uchida, R. (eds): Manejo de nutrientes de las plantas en suelos hawaianos: Enfoques para la agricultura tropical y subtropical. CTAHR, Universidad de Hawai en Manoa. Pp. 101-112.

Ure, A.M.; Quevauviller, Ph.; Muntau, H.; Griepink, B. (1993). Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission ot the European Communities. International Journal of Analytical Chemistry 51, 135-151.

Ure AM y ML Berrow, 1982. “Los constituyentes elementales de los suelos”, en: HJM Bowen, Ed., Química ambiental, Royal Society of Chemistry, Londres, vol. 2, págs. 92-204.

USDA (2014). Claves para la Taxonomía de Suelos. 12 Ed. EE. UU - Servicio de Conservación de Recursos Naturales. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos.

USDA United States Department of Agriculture. (1999). Soil Quality Test Kit Guide. https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSEDOCUMENTS/stelprdb1044790.pdf.

USEPA. 2022. ProUCL: software estadístico para aplicaciones ambientales para conjuntos de datos con y sin observaciones no detectadas. Versión 5.2. https://www.epa.gov/land-research/proucl-software , 2022.

USEPA. 2005. United States Environmental Protection Agency. Ecological Soil Screening Level (Eco-SSL) Guidance and Documents Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (OSWER Directive 9285.7-55) (Feb 2005) (85pp, 3MB, PDF). https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/ecossl_guidance_chapters.pdf.

Vásquez, Icíar & Rubí, J.A. & García, A. & Parra, J.González. (2002). "Calculation of reference values of trace elements in soils in the Community of Madrid". Man and Soil at the Third Millenium. II. 1675-1684. https://www.researchgate.net/publication/259704279_Calculation_of_reference_values_of_trace_elements_in_soils_in_the_Community_of_Madrid

Villegas V. Leonardo, Marroquín P. Roberto, Narro V. del Castillo, Sánchez Q. Rogil. (2011). "Teoría y praxis de la investigación científica. Tesis de Maestría y Doctorado". Lima: San Marcos.

Viro, PJ. 1995. Use of ethylene díaminetetraacetic acid in soil analysis. R. Determination of soil fertilíty. Soil Science 80:69-74. https://journals.lww.com/soilsci/citation/1955/07000/USE_OF_ETHYLENEDIAMINETETRAACETIC_ACID_IN_SOIL.8.aspx

Waganov, P. A. and Nizharadze, T. N., On microelements in the loesslike and Cretaceous sediments, Geokhimiya, 1, 149, 1981 (Ru).

Wang, J., Fu, H., Xu, D., Mu, Z., & Fu, R. (2022). The remediation mechanisms and effects of chemical amendments for heavy metals in contaminated soils: a review of literature. Polish Journal of Environmental Studies, 31(5), 4511-4522. https://doi.org/10.15244/pjoes/146705

Wanjala, F. O., Hashim, N. O., Otwoma, D., Nyambura, C., Kebwaro, J., Ndege, M., & Bartilol, S. (2020). Environmental assessment of heavy metal pollutants in soils and water from Ortum, Kenya. Environmental monitoring and assessment, 192(2), 118. https://doi.org/10.1007/s10661-020-8070-3

Wierzba, S., Makuchowska-Fryc, J., Kłos, A., Ziembik, Z., & Ochędzan‐Siodłak, W. (2022). Role of calcium carbonate in the process of heavy metal biosorption from solutions: synergy of metal removal mechanisms. Scientific Reports, 12(1). https://doi.org/10.1038/s41598-022-22603-4

Wu, Y., Tian, X., Wang, R., Zhang, M., & Wang, S. (2023). Effects of vegetation restoration on distribution characteristics of heavy metals in soil in karst plateau area of guizhou. Peerj, 11, e15044. https://doi.org/10.7717/peerj.15044

Wuana, R., & Okieimen, F. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemsitry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. Ecology, 20. doi:10.5402/2011/402647

Wyszkowski, M. and Kordala, N. (2022). Role of different material amendments in shaping the content of heavy metals in maize (zea mays l.) on soil polluted with petrol. Materials, 15(7), 2623. https://doi.org/10.3390/ma15072623

Xia, Xian, et al. Microbial Cd (II) and Cr (VI) resistance mechanisms and application in bioremediation. Journal of Hazardous Materials, 2021, vol. 401, p. 123685. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123685

Xu, D., Fu, R., Wang, J., Yu-xiang, S., & Guo, X. (2021). Chemical stabilization remediation for heavy metals in contaminated soils on the latest decade: available stabilizing materials and associated evaluation methods — a critical review. Journal of Cleaner Production, 321, 128730. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128730

Yang, X., Cheng, B., Gao, Y., Zhang, H., & Liu, L. (2022). Heavy metal contamination assessment and probabilistic health risks in soil and maize near coal mines. Frontiers in Public Health, 10. https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.1004579

Yang, H., Huang, K., Zhang, K., Weng, Q., Zhang, H., & Wang, F. (2021). Predicting heavy metal adsorption on soil with machine learning and mapping global distribution of soil adsorption capacities. Environmental Science &Amp; Technology, 55(20), 14316-14328. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02479

Yang, Y., Ma, H., Chen, X., Zhu, C., & Li, X. (2020). Effect of incineration temperature on chromium speciation in real chromium-rich tannery sludge under air atmosphere. Environmental Research, 183, 109159. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109159

Zhang, K. and Zhang, S. (2024). Feasibility study of applying enzyme-induced carbonate precipitation (eicp) without calcium source for remediation of lead-contaminated loess. Buildings, 14(6), 1810. https://doi.org/10.3390/buildings14061810

Zhang, H., Wang, K., Liu, X., Yao, L., Chen, Z., & Han, H. (2024). Exopolysaccharide-producing bacteria regulate soil aggregates and bacterial communities to inhibit the uptake of cadmium and lead by lettuce. Microorganisms, 12(11), 2112. https://doi.org/10.3390/microorganisms12112112

Zhang, S., Chen, B., Du, J., Wang, T., Shi, H., & Wang, F. (2022). Distribution, assessment, and source of heavy metals in sediments of the qinjiang river, china. International Journal of Environmental Research and Public Health, 19(15), 9140. https://doi.org/10.3390/ijerph19159140

Zhao, H., Wu, Y., Lan, X., Yang, Y., Wu, X., & Du, L. (2022). Comprehensive assessment of harmful heavy metals in contaminated soil in order to score pollution level. Scientific Reports, 12(1). https://doi.org/10.1038/s41598-022-07602-9

Zhou, W., Han, G., Liu, M., & Li, X. (2019). Effects of soil ph and texture on soil carbon and nitrogen in soil profiles under different land uses in mun river basin, northeast thailand. Peerj, 7, e7880. https://doi.org/10.7717/peerj.7880

Zeng, X., Xu, H., Lu, J., Chen, Q., Li, W., Ling, W., … & Ma, L. (2020). The immobilization of soil cadmium by the combined amendment of bacteria and hydroxyapatite. Scientific Reports, 10(1). https://doi.org/10.1038/s41598-020-58259-1

Zeng, F., Ali, S., Zhang, H., Ouyang, Y., Qiu, B., Wu, F., & Zhang, G. 2011. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. Environmental Pollution, 159(1), 84-91.

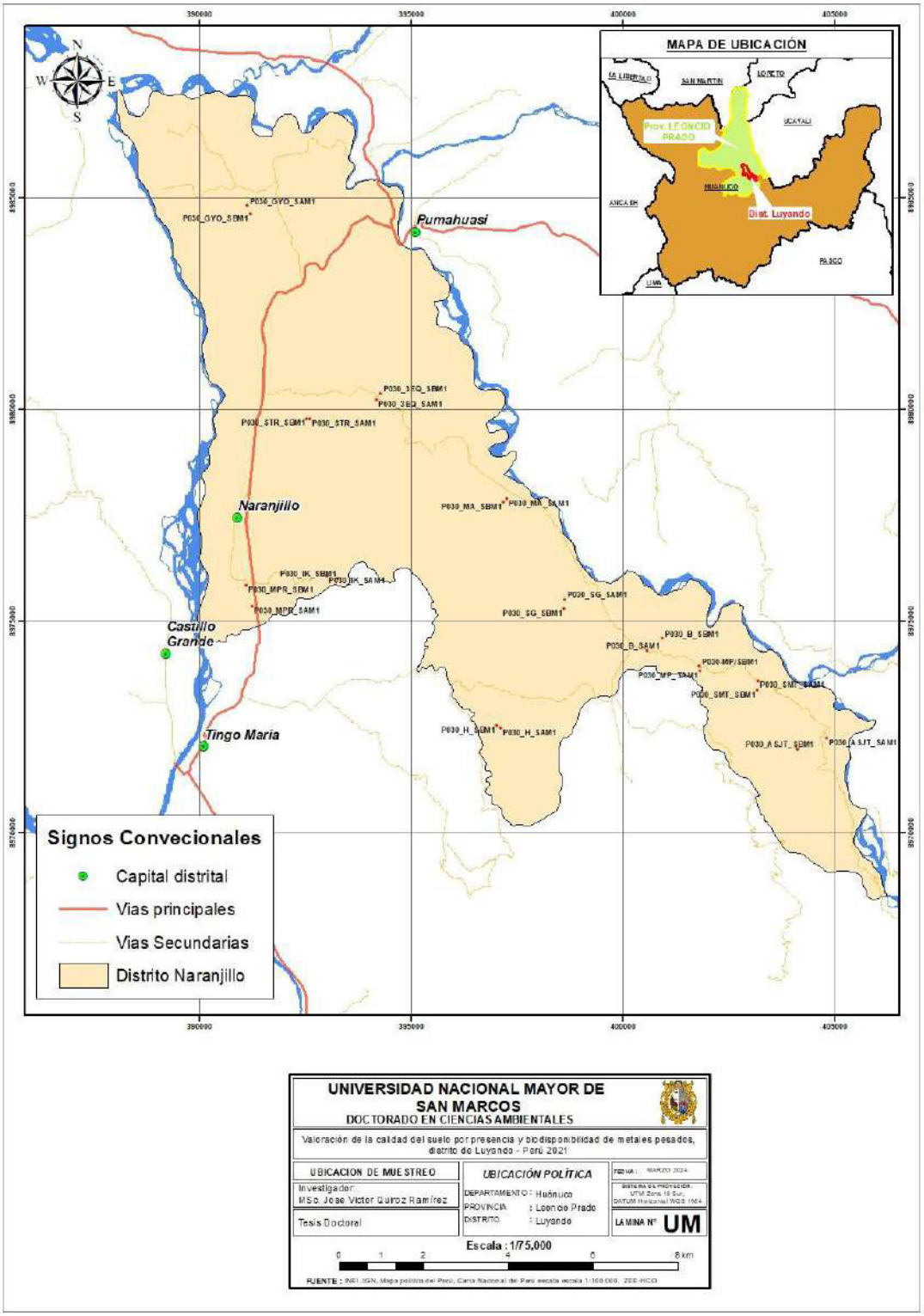
Zevallos, M., Paucarmayta, A., Paucarmayta, M., Ochoa, G., & Cabello, G. (2024). Contaminación por metales pesados de microcuenca del rio alto huallaga y suelos agrícolas. Revista Alfa, 8(22), 41-48. https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v8i22.246

ANEXOS.

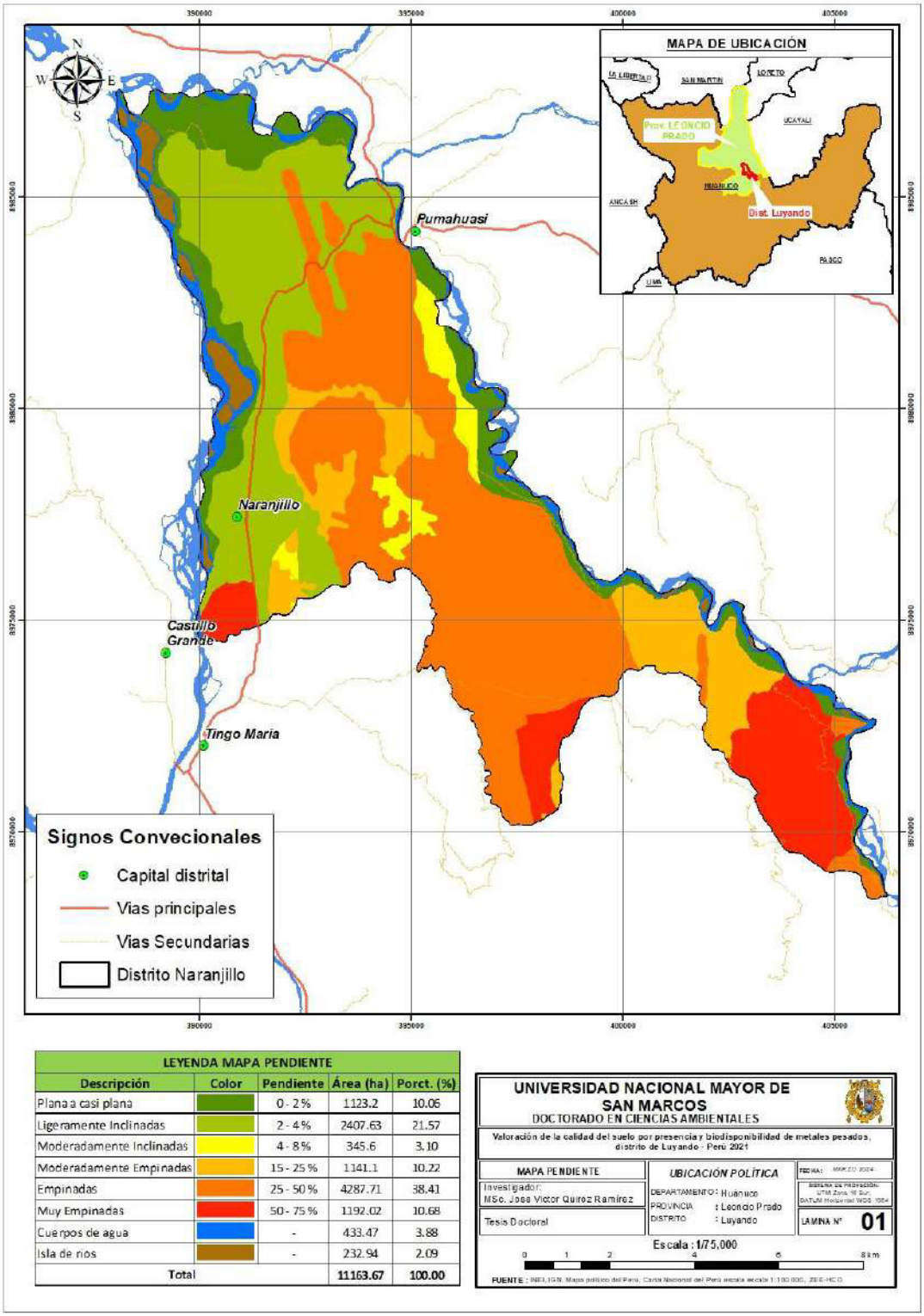
ANEXO N° 1.

MAPAS DE PENDIENTES, FISIOGRÁFICO, GEOMORFOLÓGICO Y GEOLÓGICO

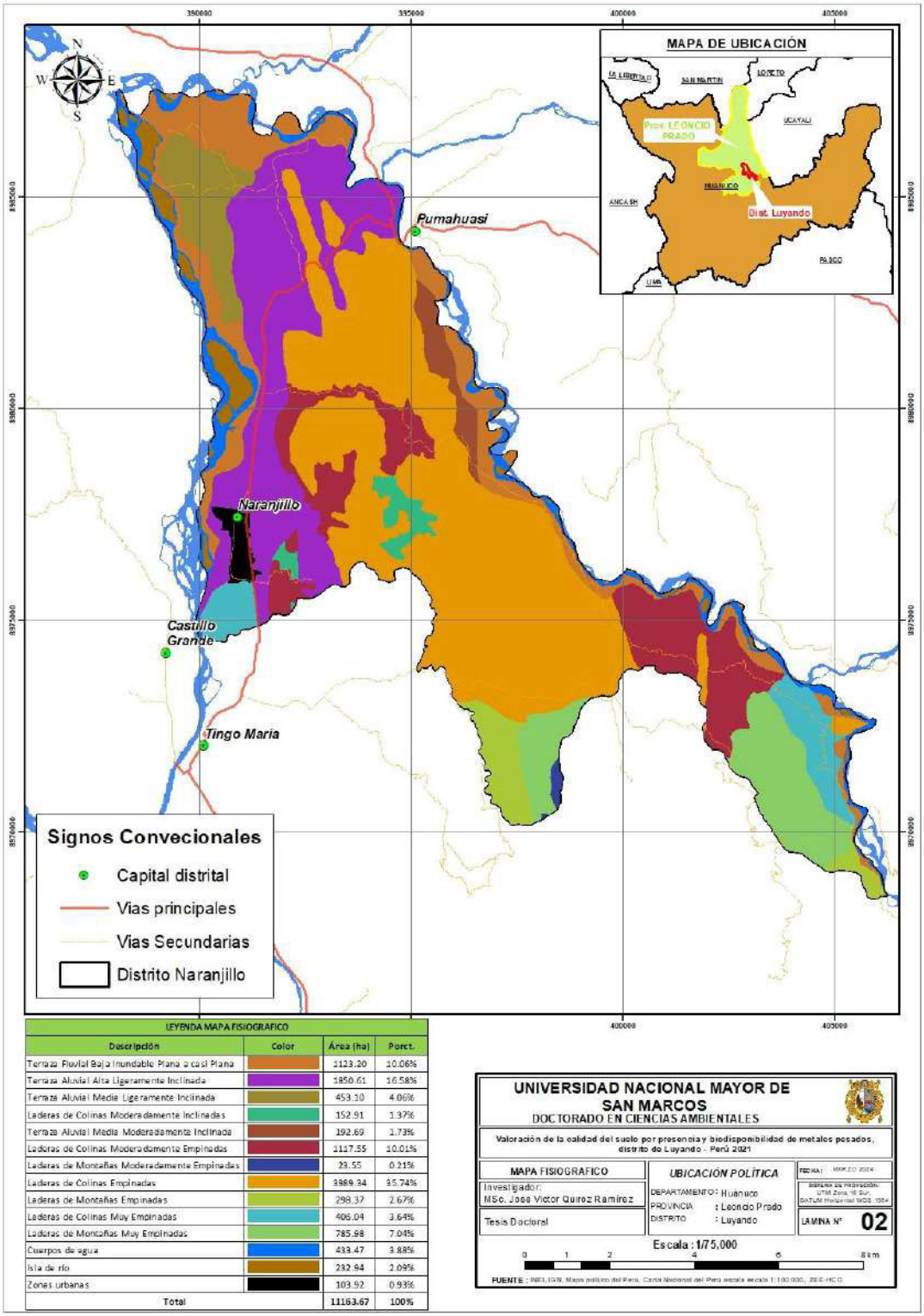
A.1.1. Mapa de ubicación de muestreo en el distrito de Luyando



A.1.2. Mapa de Pendientes del Distrito de Luyando

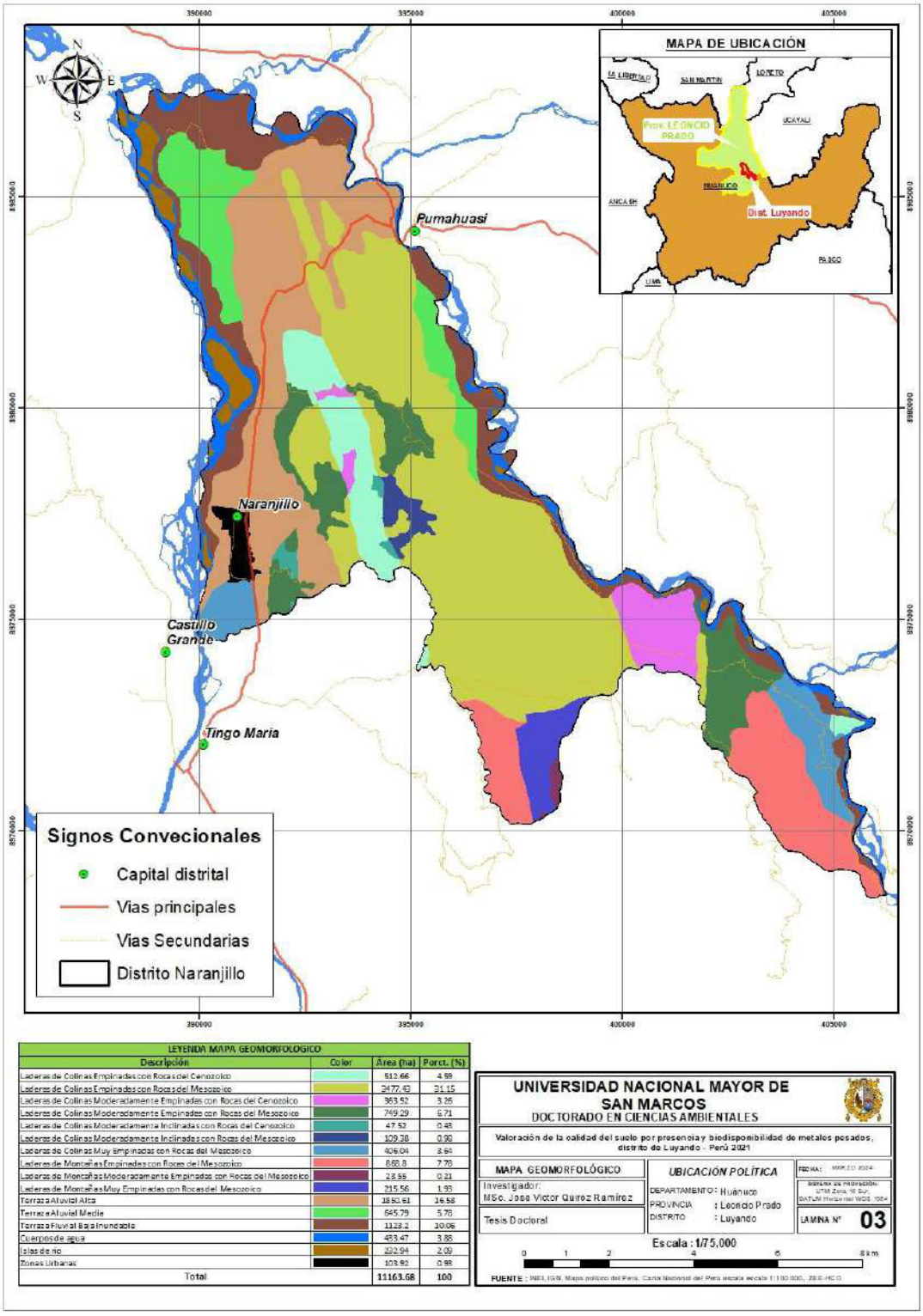


A.1.3 Mapa Fisiográfico del Distrito de Luyando.

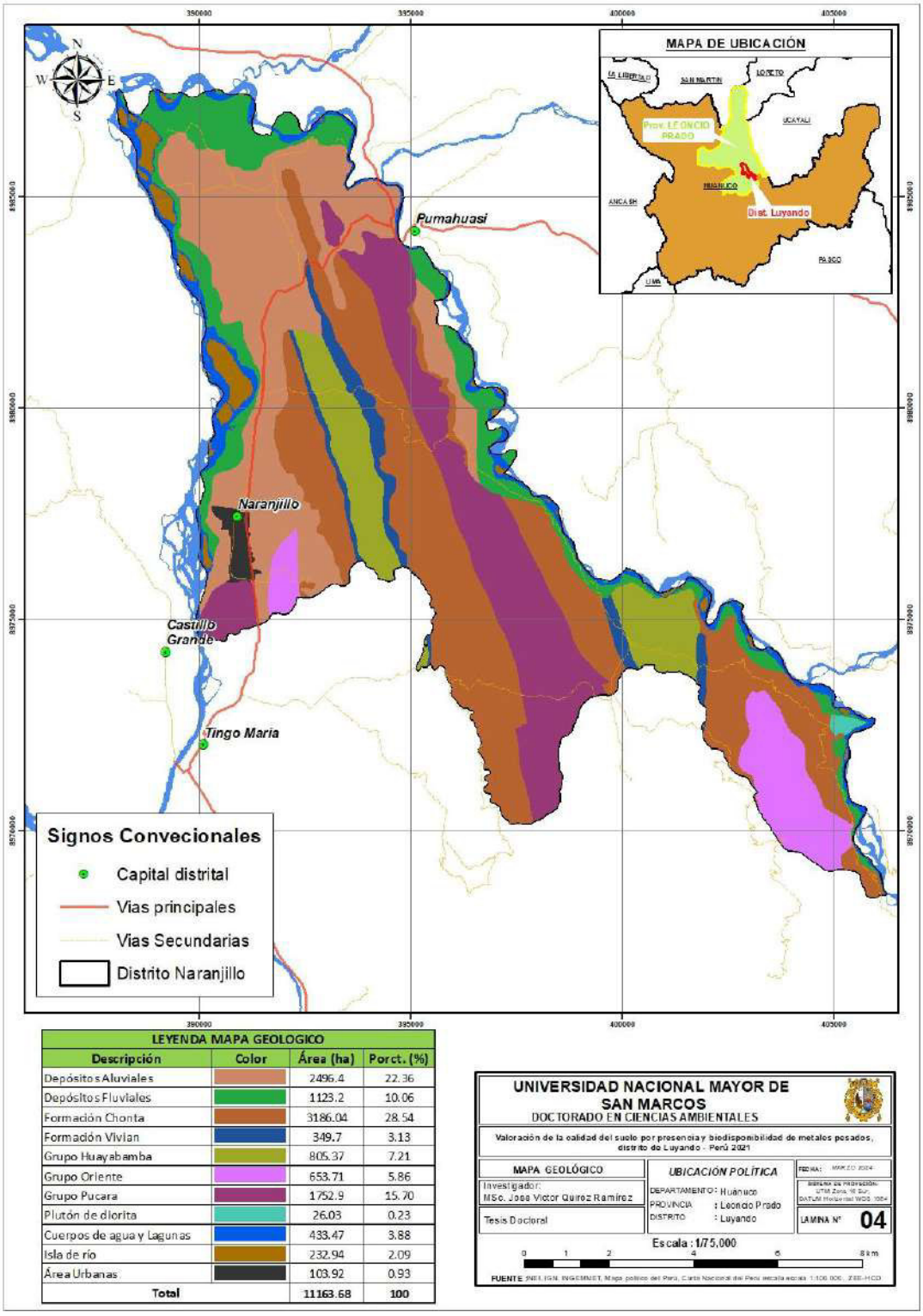


LEYENDA MAPA FISIOGRAFICO			
Descripción	Color	Área (ha)	Porct.
Terraza Fluvial Baja Inundable Plana a casi Plana		1123.20	10.06%
Terraza Aluvial Alta Ligeramente Inclinada		1850.61	16.58%
Terraza Aluvial Media Ligeramente Inclinada		453.10	4.06%
Laderas de Colinas Moderadamente Inclinadas		152.91	1.37%
Terraza Aluvial Media Moderadamente Inclinada		192.69	1.73%
Laderas de Colinas Moderadamente Empinadas		1117.55	10.01%
Laderas de Montañas Moderadamente Empinadas		23.55	0.21%
Laderas de Colinas Empinadas		3989.34	35.74%
Laderas de Montañas Empinadas		298.37	2.67%
Laderas de Colinas Muy Empinadas		406.04	3.64%
Laderas de Montañas Muy Empinadas		785.98	7.04%
Cuerpos de agua		433.47	3.88%
Isla de río		232.94	2.09%
Zonas urbanas		103.92	0.93%
Total		11163.67	100%

A.1.4. Mapa Geomorfológico del Distrito de Luyando.

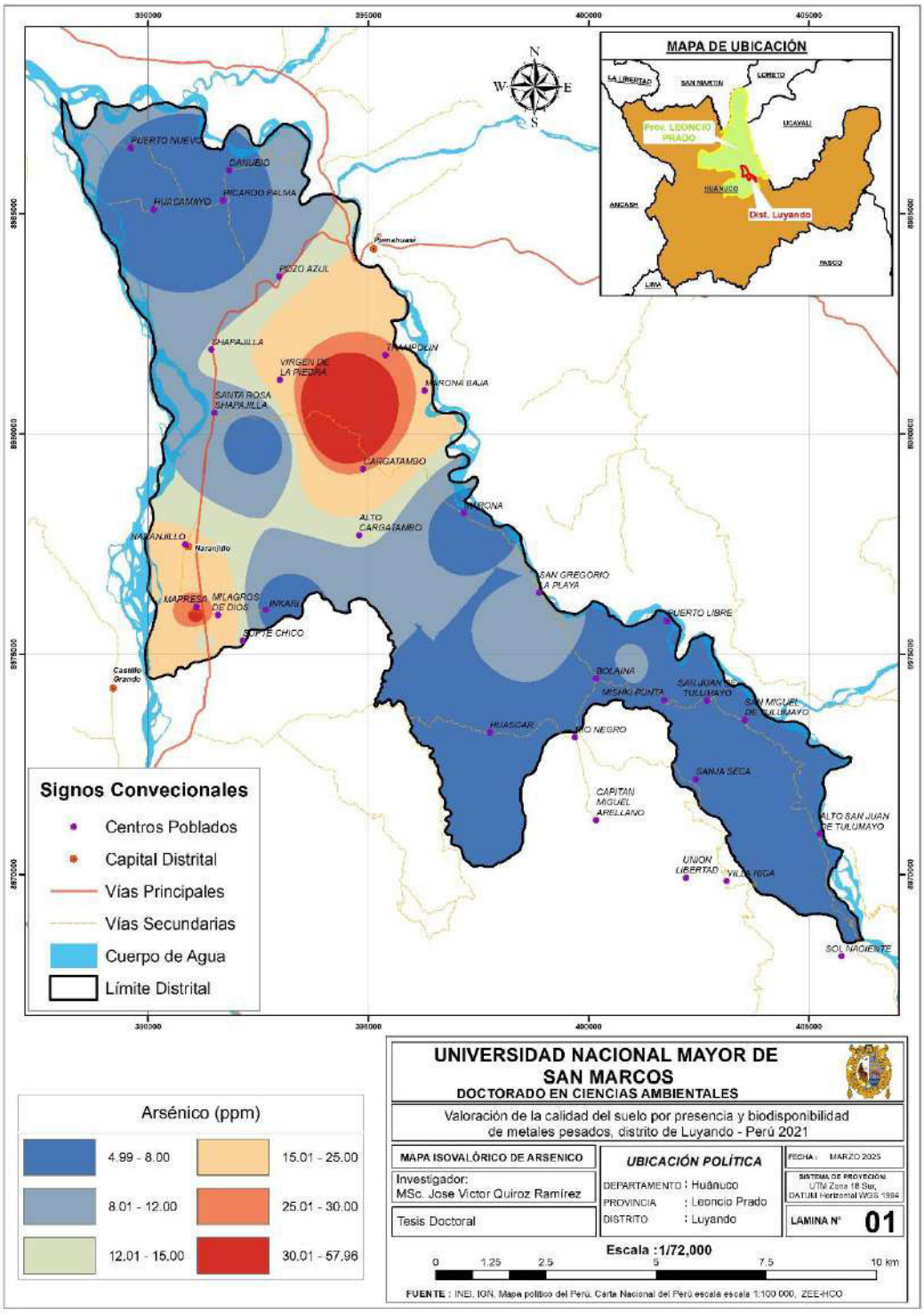


A.1.5. Mapa Geológico del Distrito de Luyando

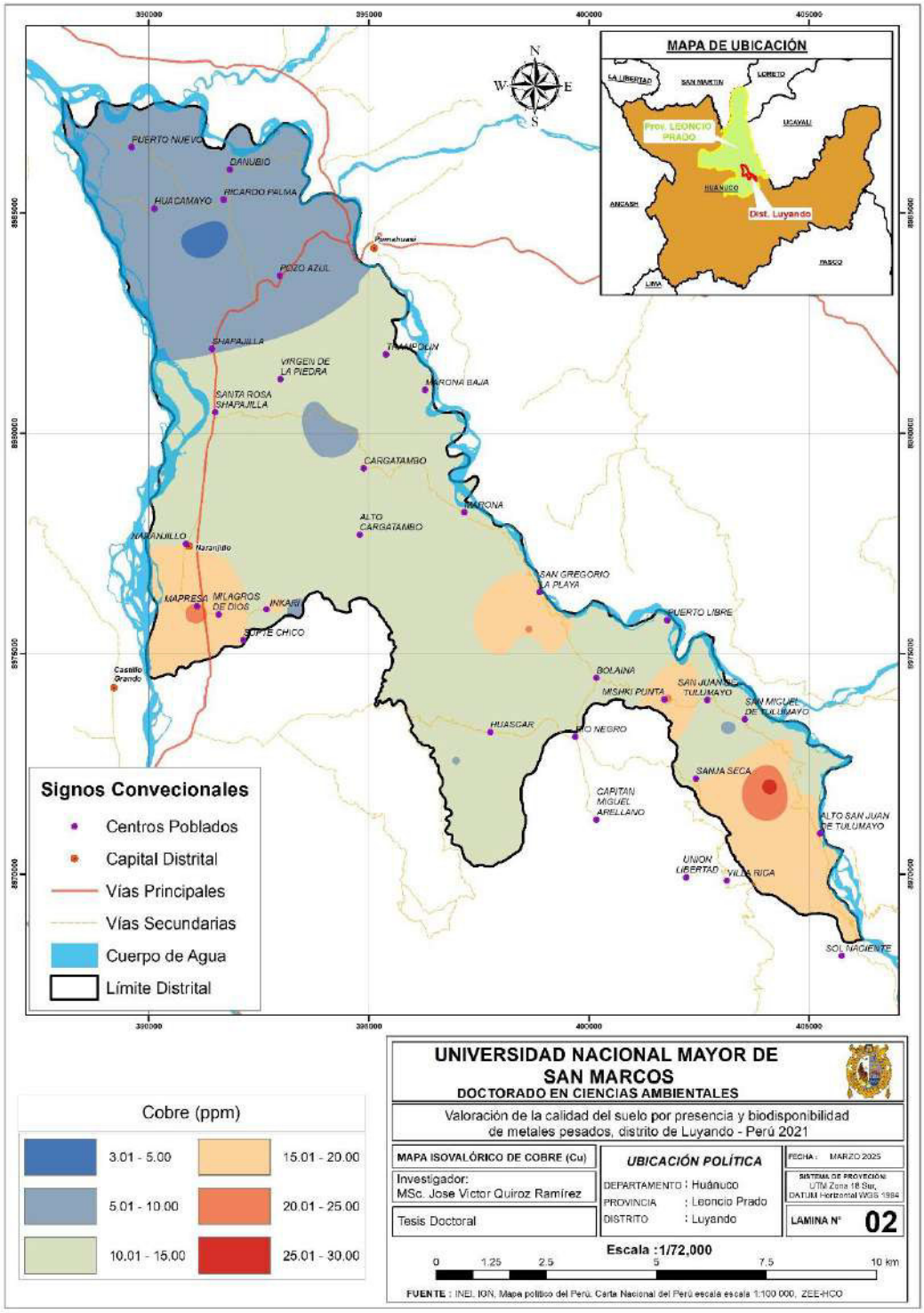


MAPAS DE DISPERSIÓN DE METALES PESADOS

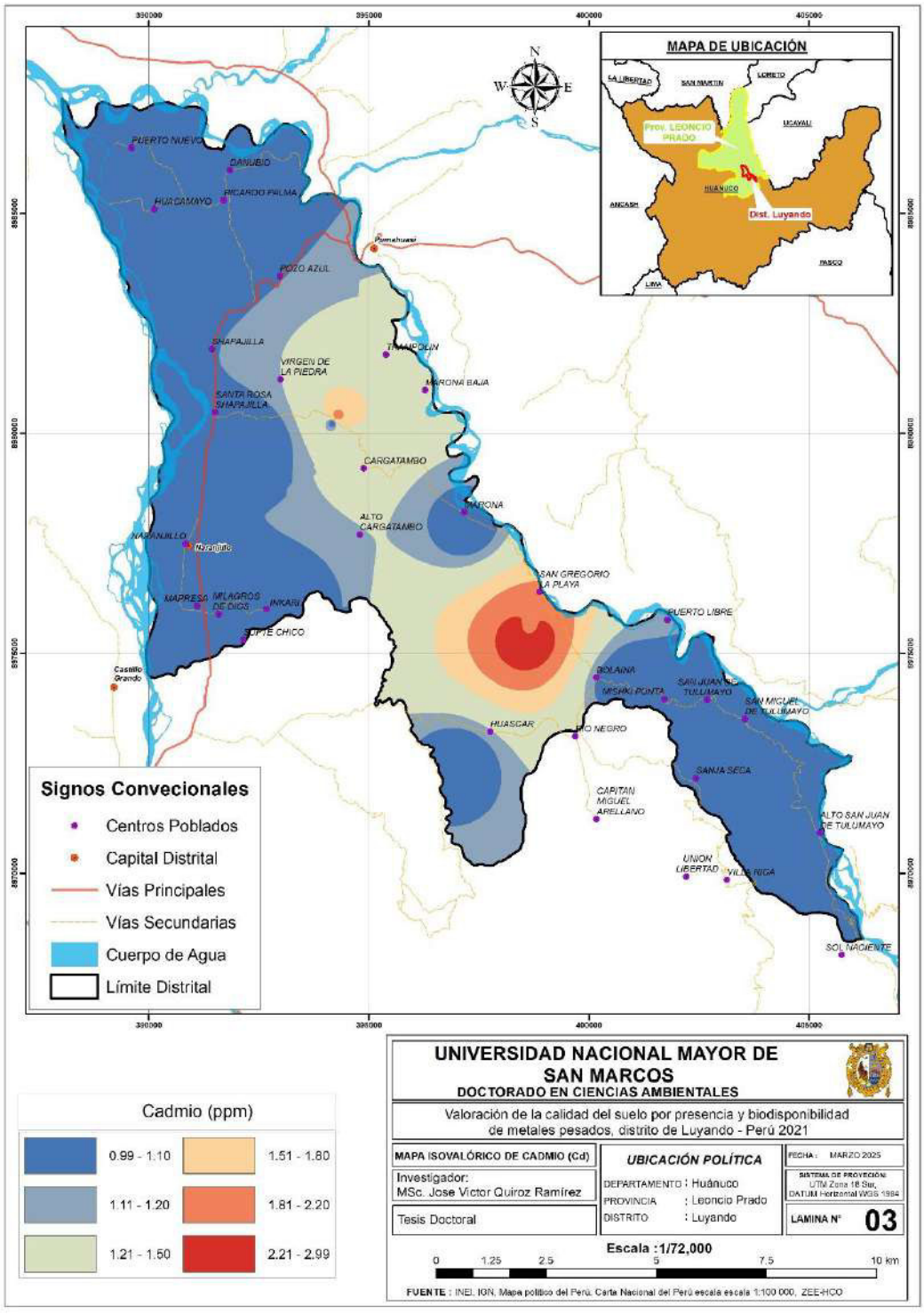
A.1.6. ***Mapa isovalórico del arsénico en suelos superficiales de Luyando.***



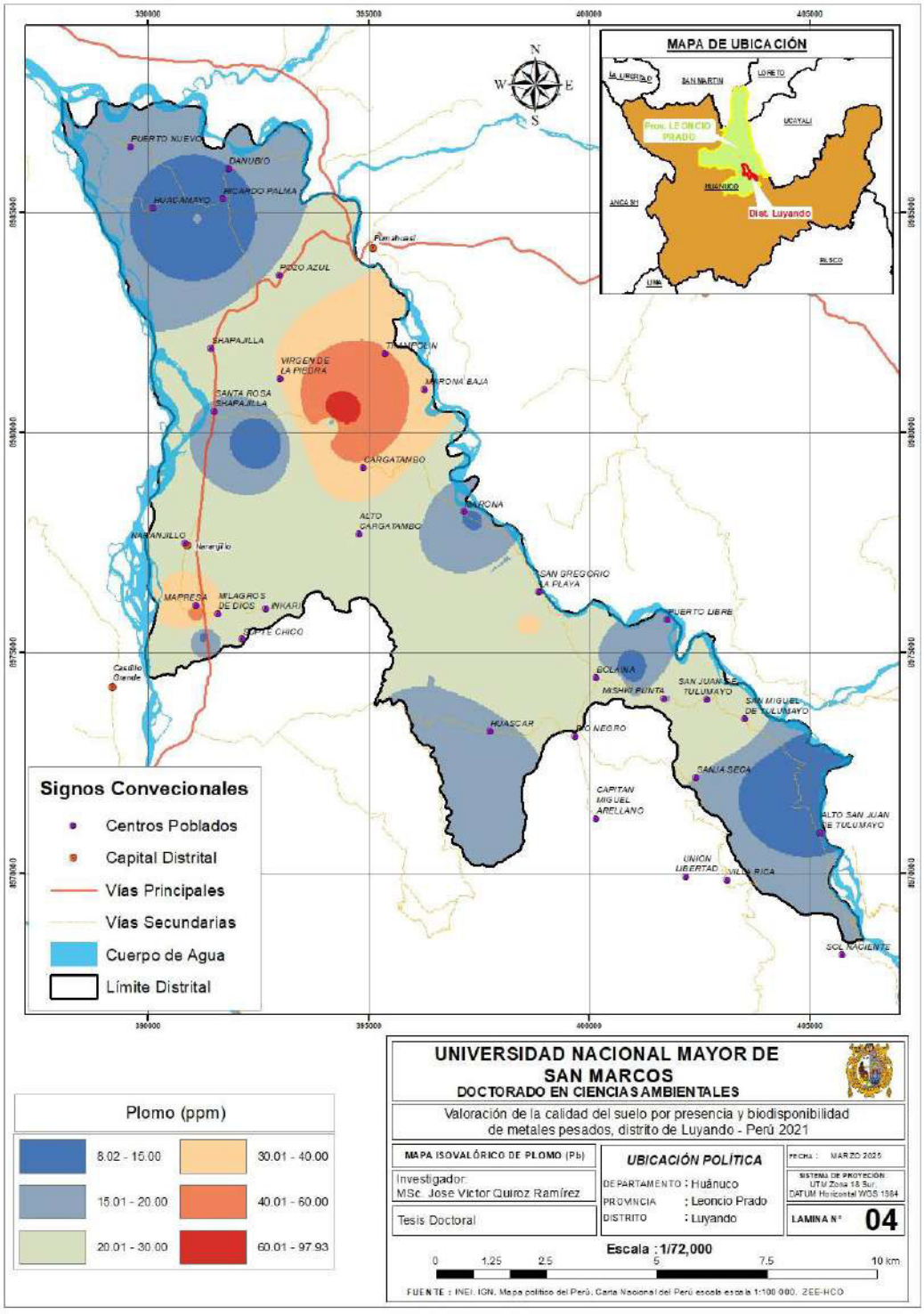
A.1.7. ***Mapa isovalórico del cobre en suelos superficiales de Luyando.***



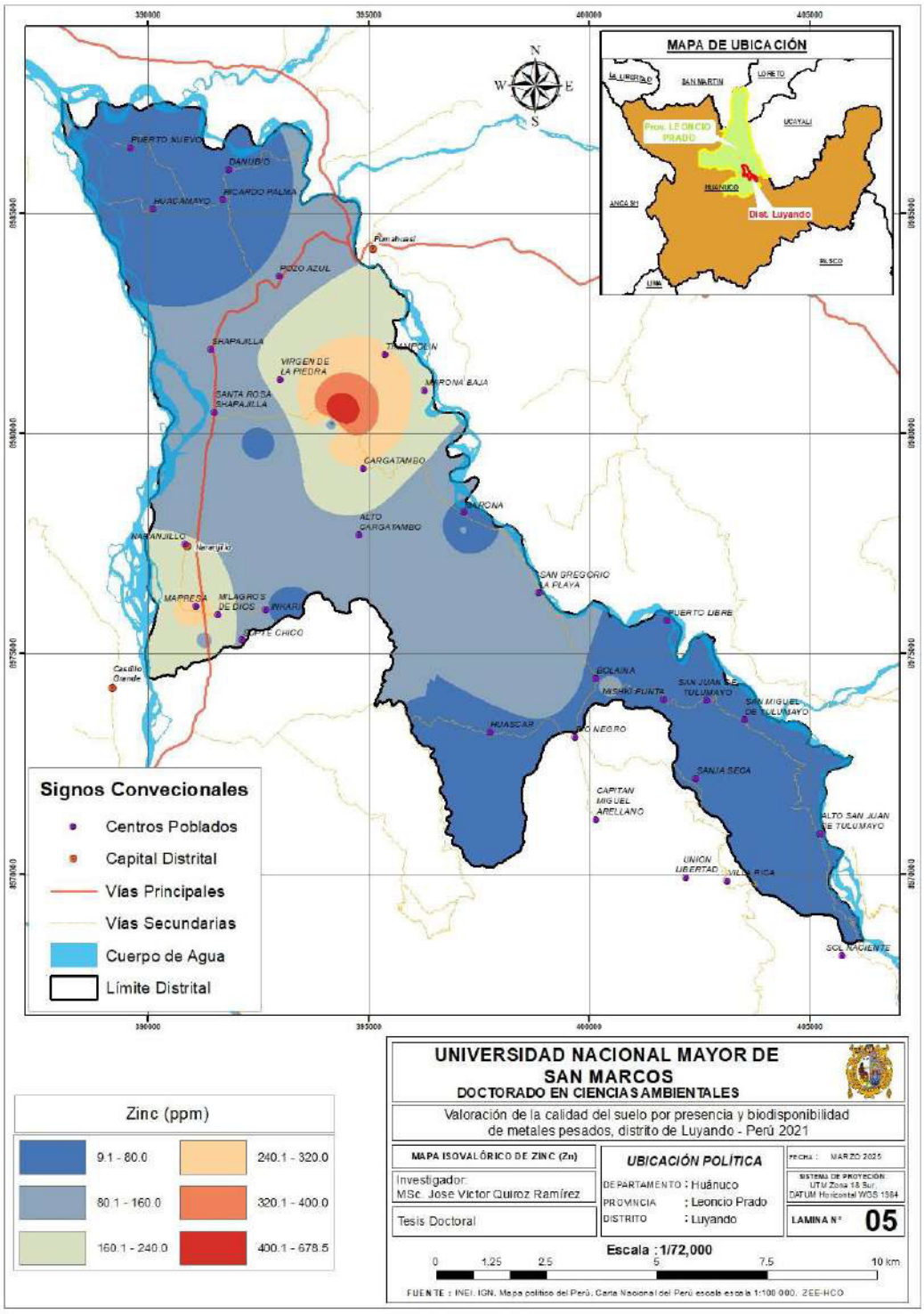
A.1.8. *Mapa isovalórico del cadmio en suelos superficiales de Luyando.*



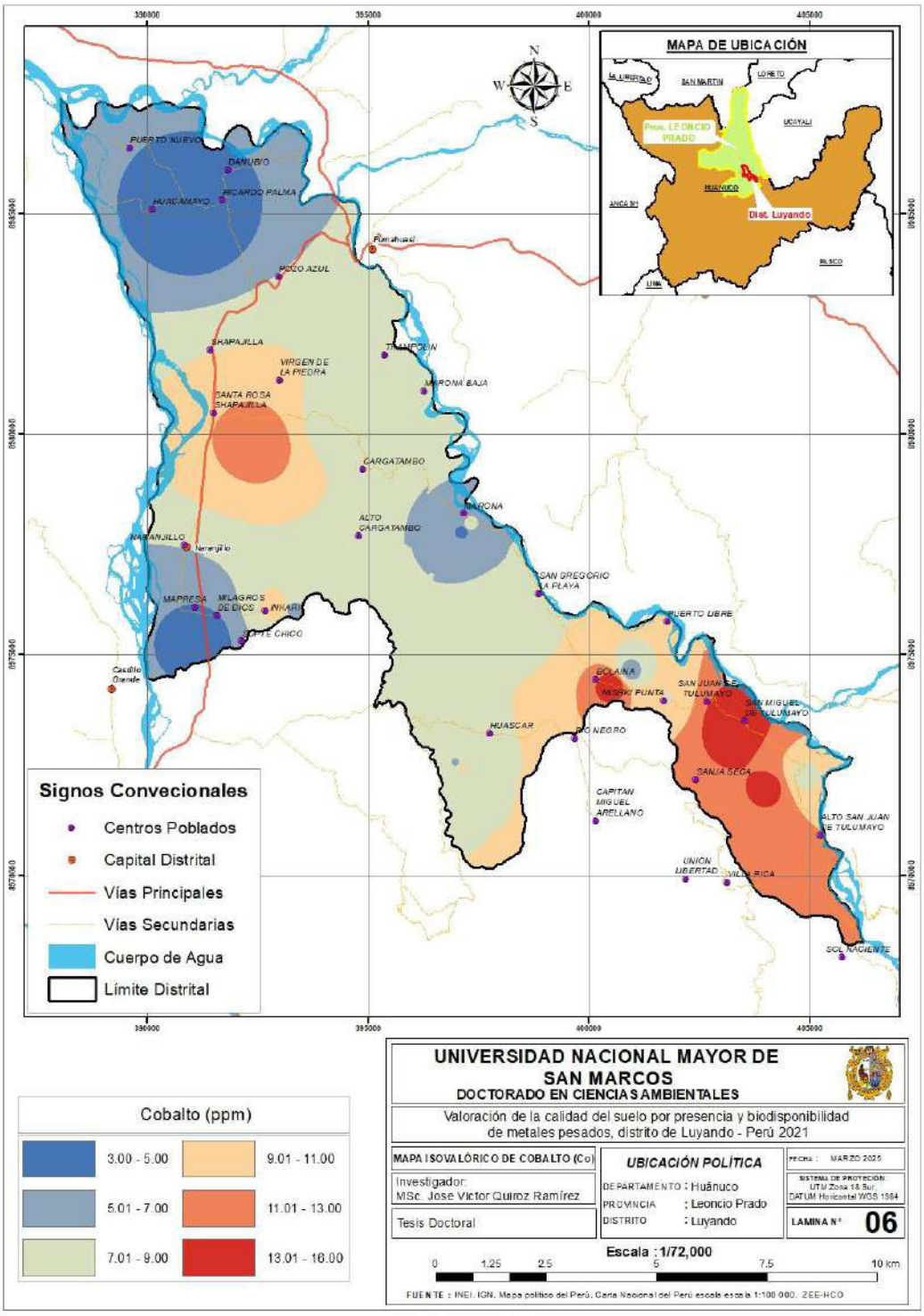
A.1.9. ***Mapa isovalórico del plomo en suelos superficiales de Luyando.***



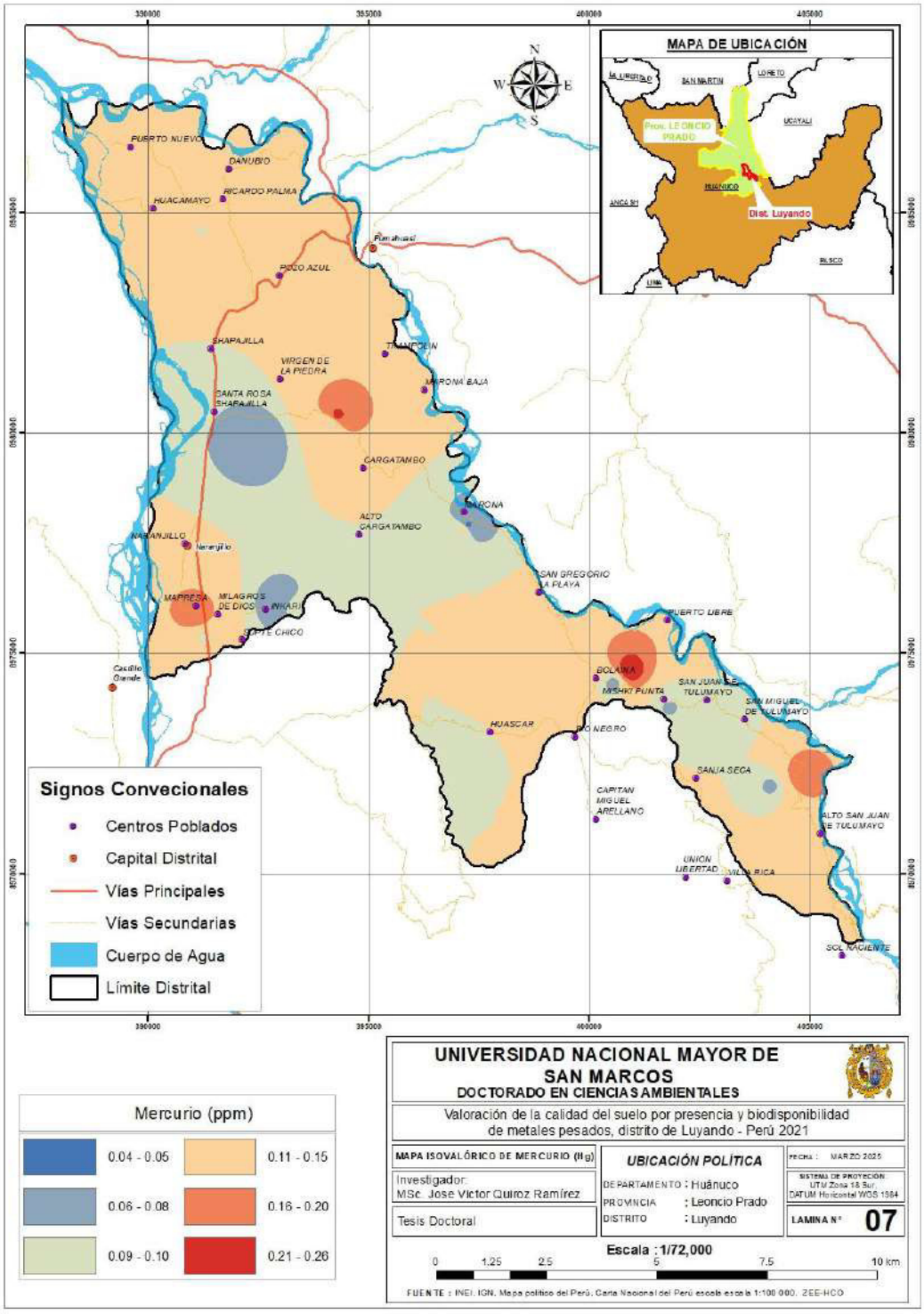
A.1.10. ***Mapa isovalórico del zinc en suelos superficiales de Luyando.***



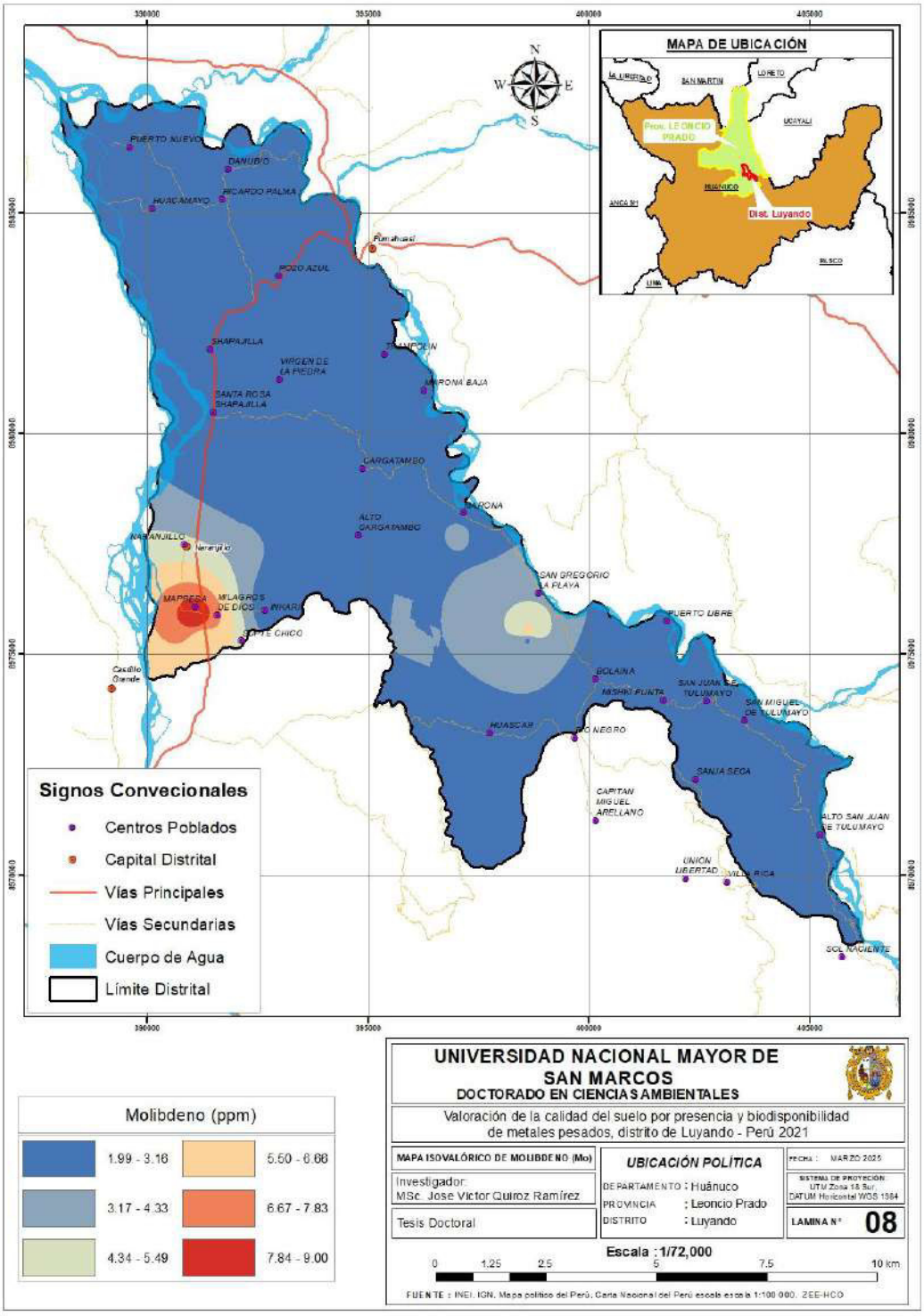
A.1.11. ***Mapa isovalórico del cobalto en suelos superficiales de Luyando.***



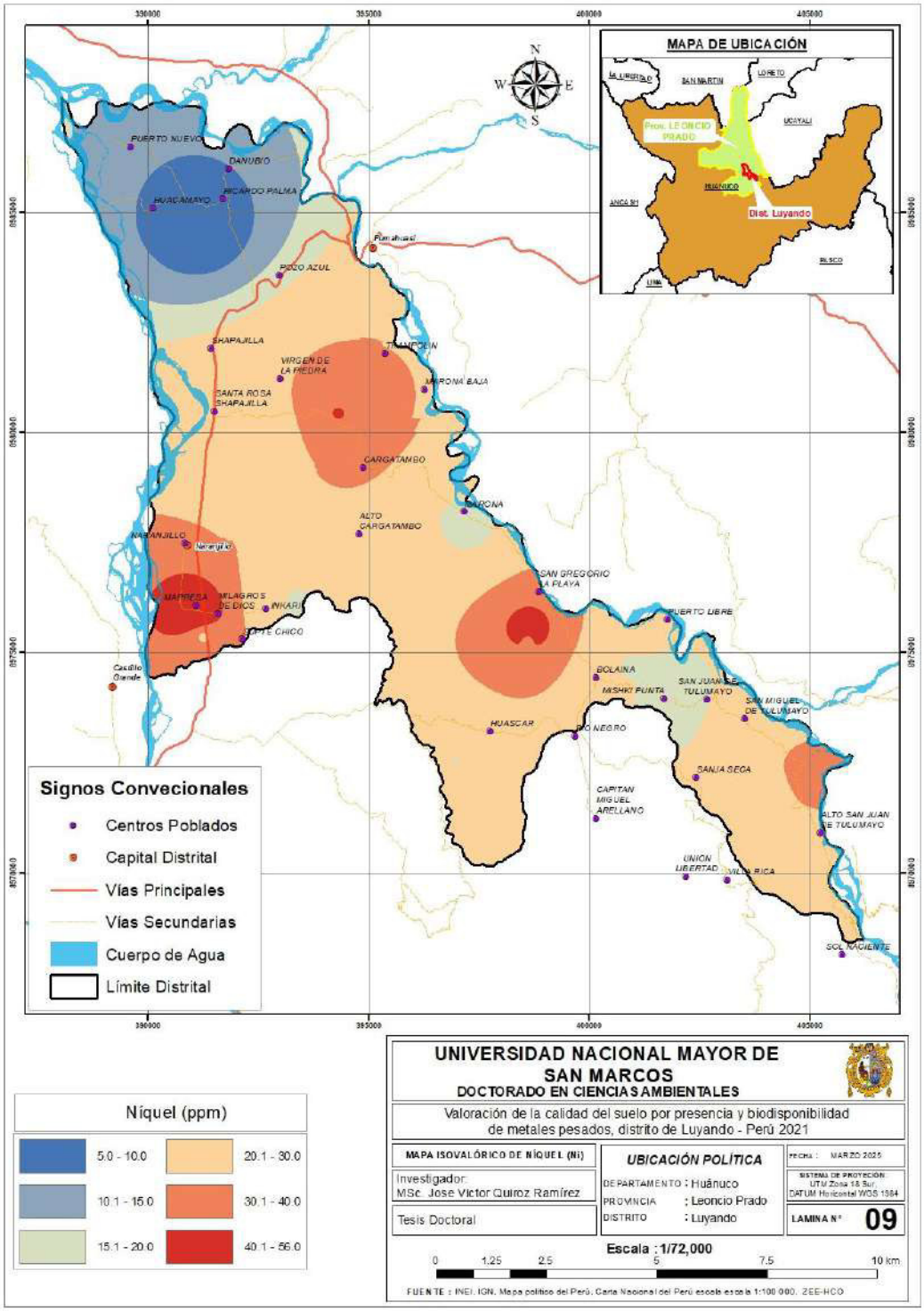
A.1.12. ***Mapa isovalórico del mercurio en suelos superficiales de Luyando.***



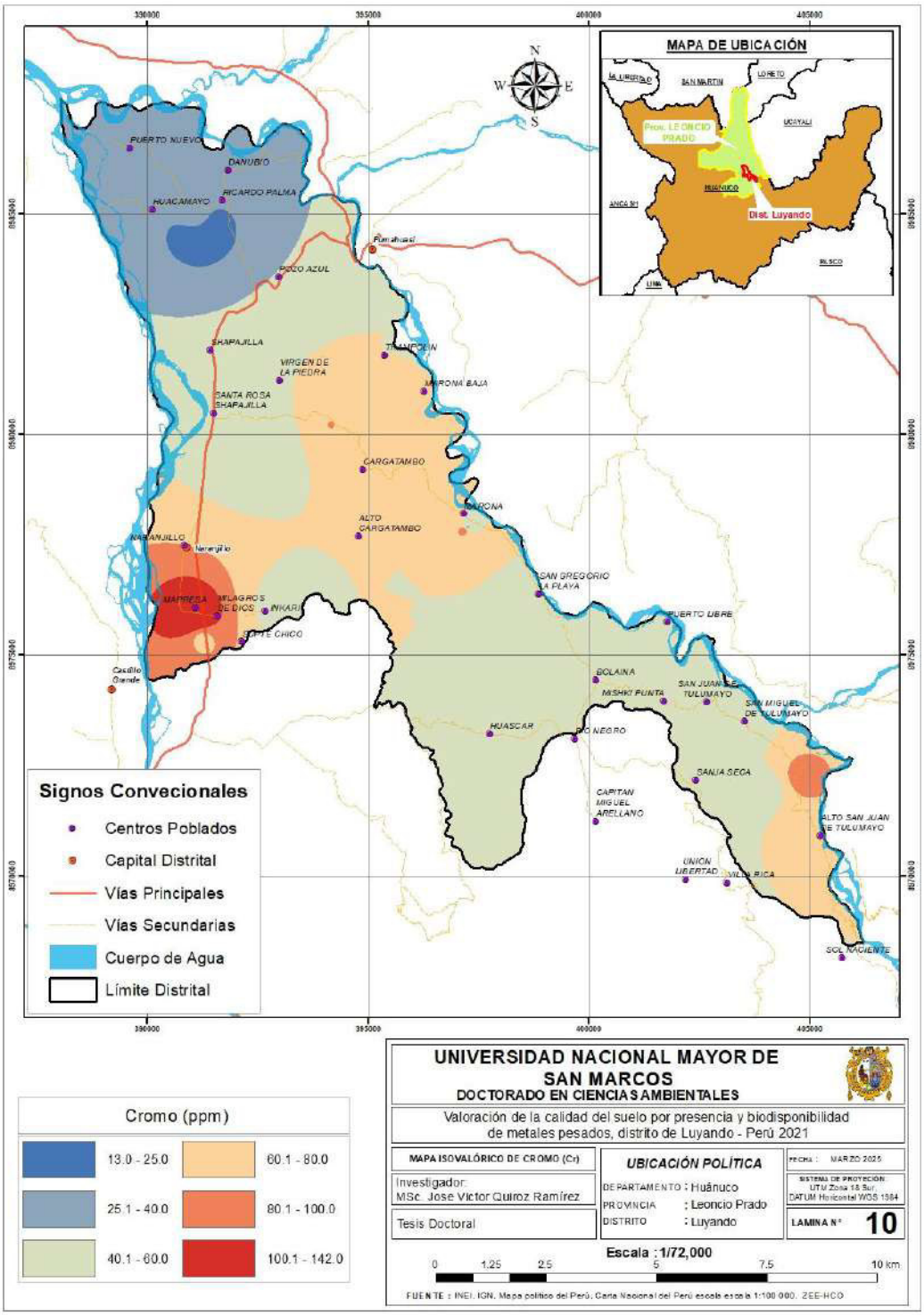
A.1.13. ***Mapa isovalórico del molibdeno en suelos superficiales de Luyando.***



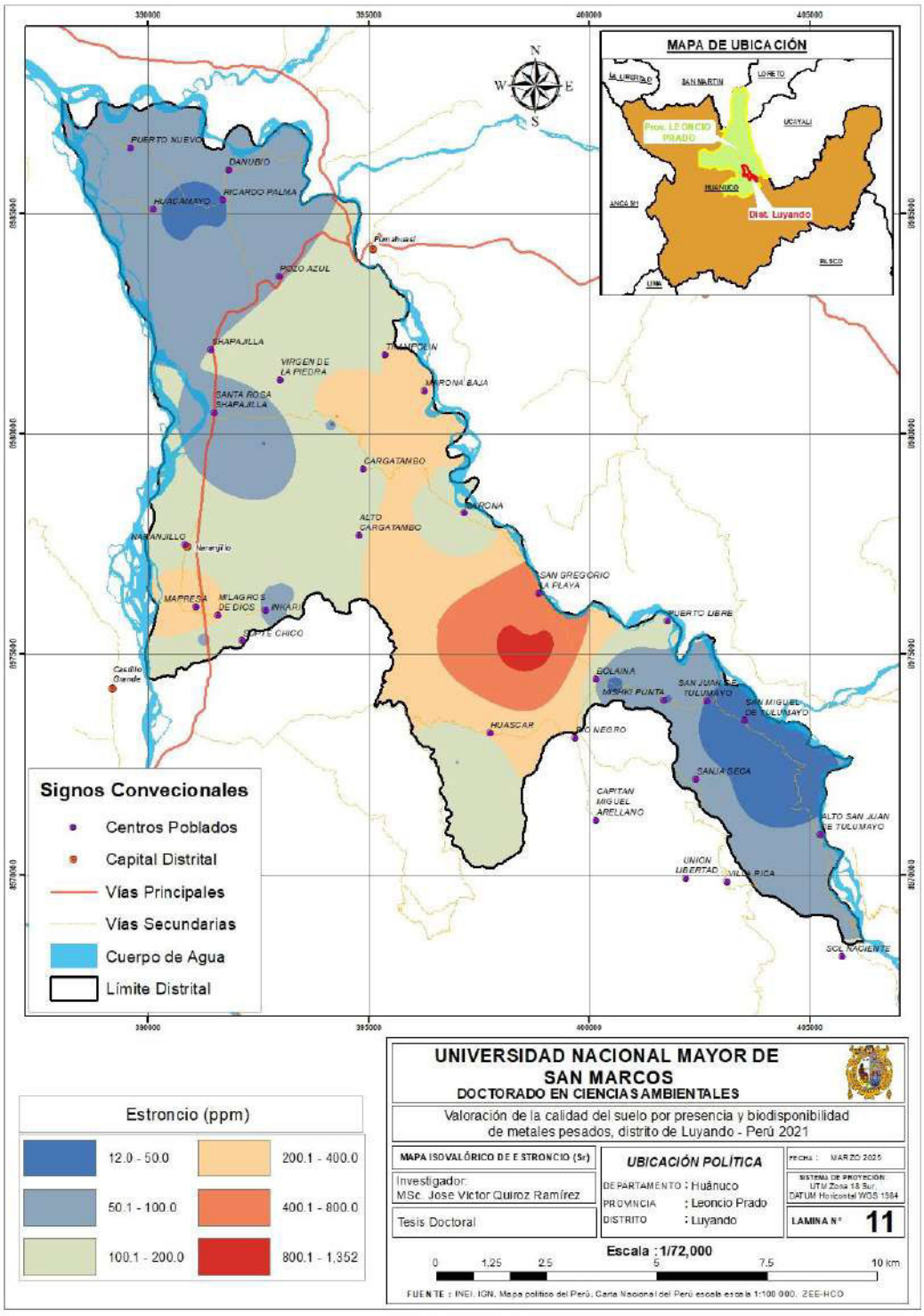
A.1.14. ***Mapa isovalórico del níquel en suelos superficiales de Luyando.***



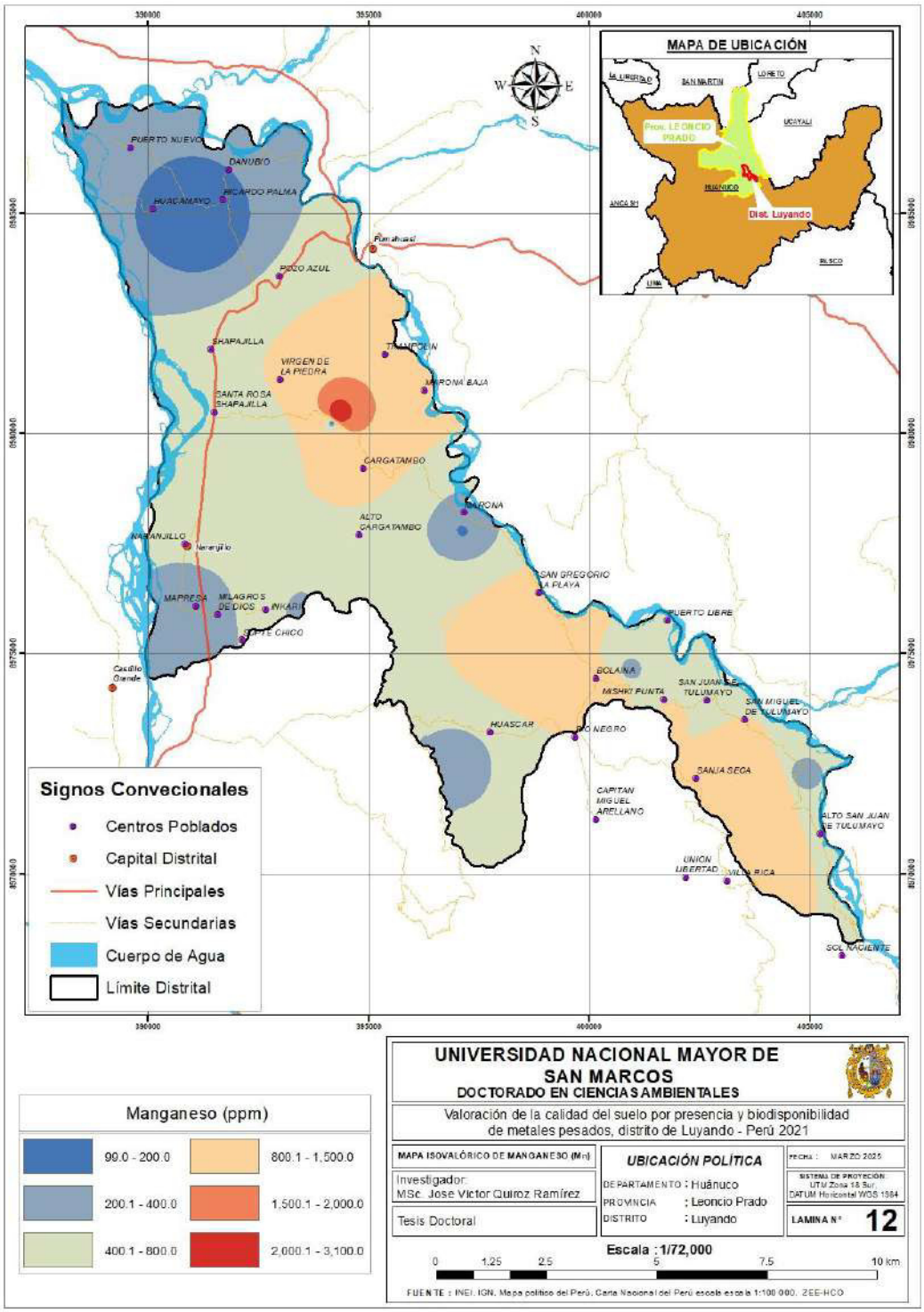
A.1.15. ***Mapa isovalórico del cromo en suelos superficiales de Luyando.***



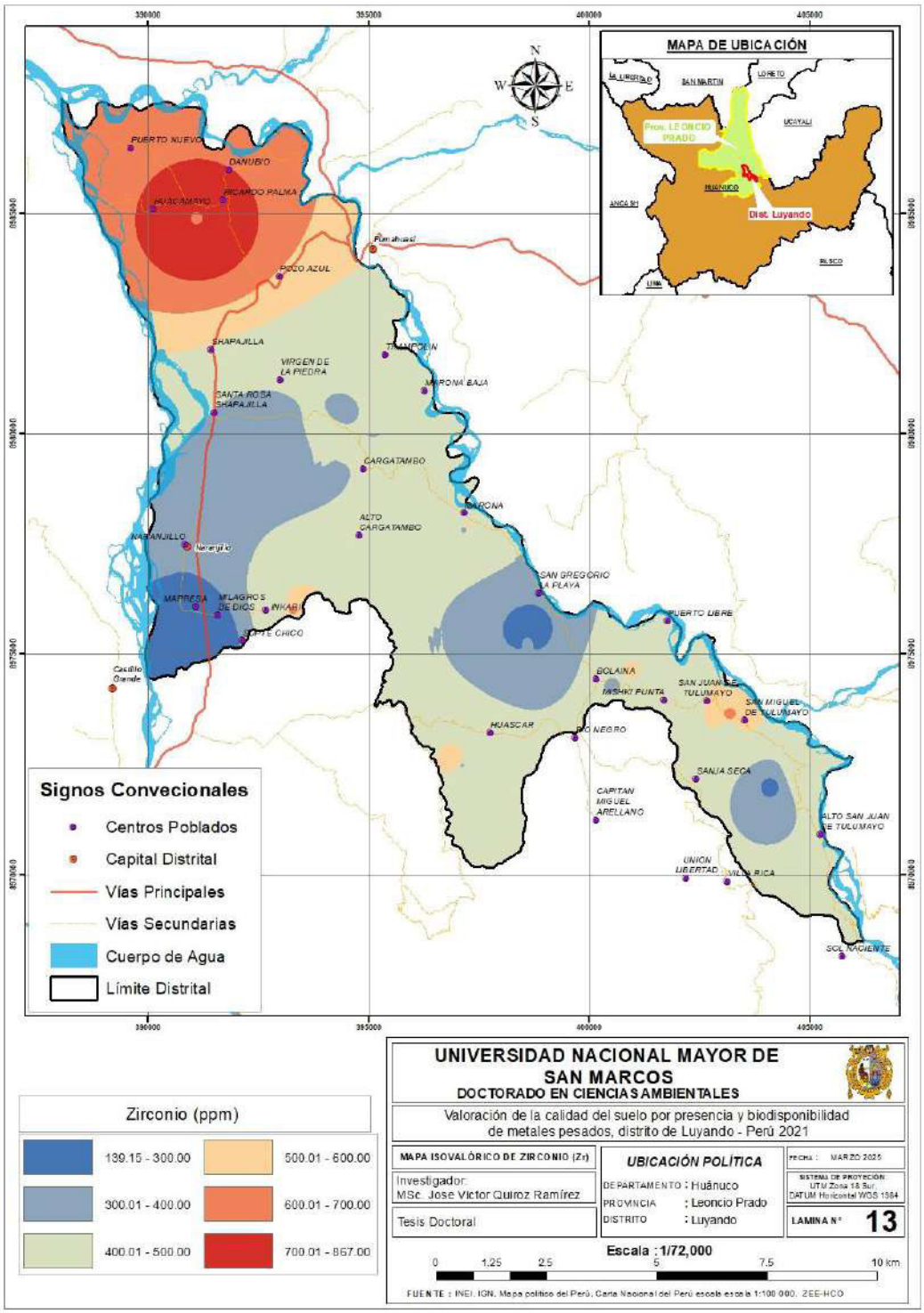
A.1.16. ***Mapa isovalórico del estroncio en suelos superficiales de Luyando.***



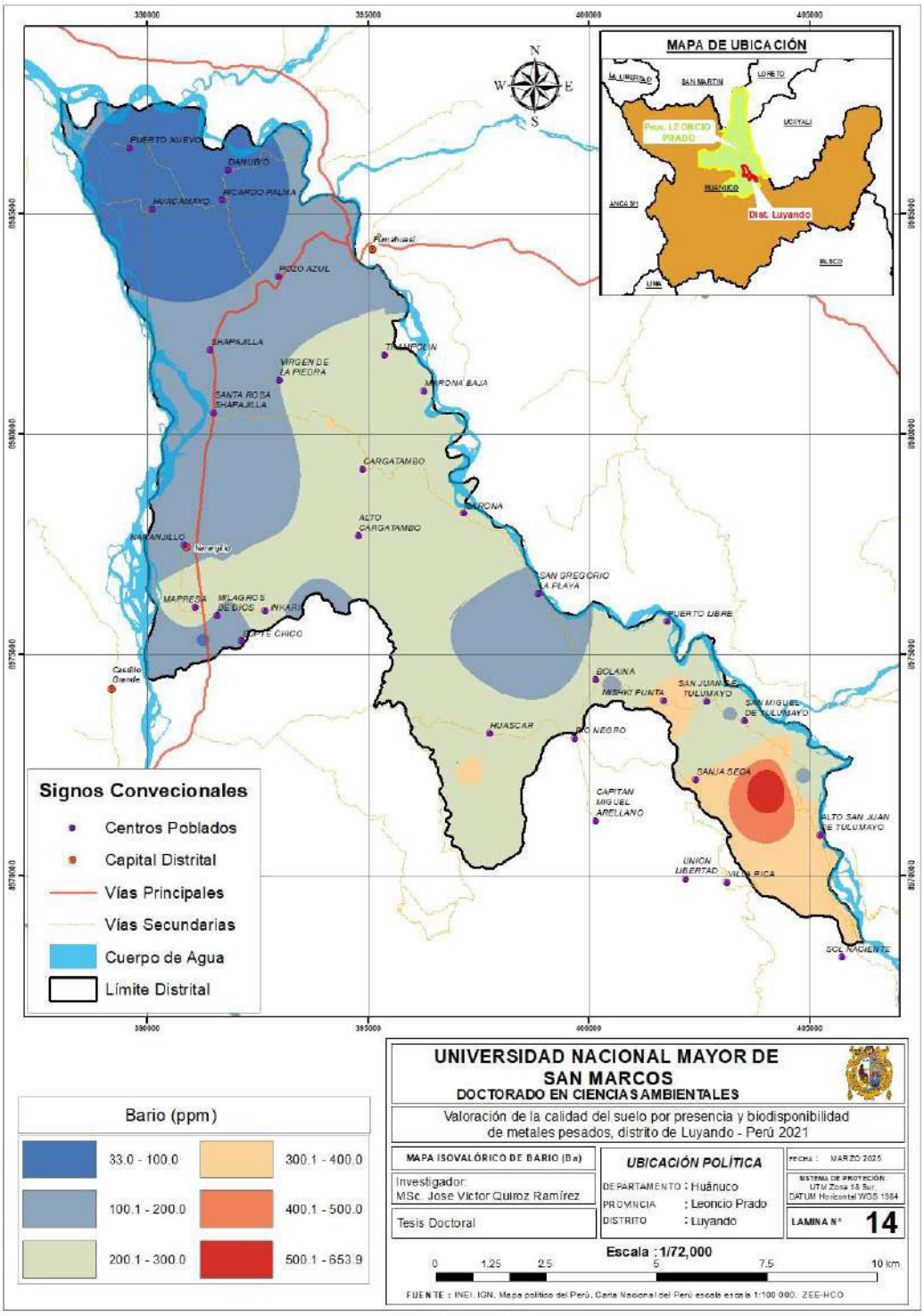
A.1.17. ***Mapa isovalórico del manganeso en suelos superficiales de Luyando.***



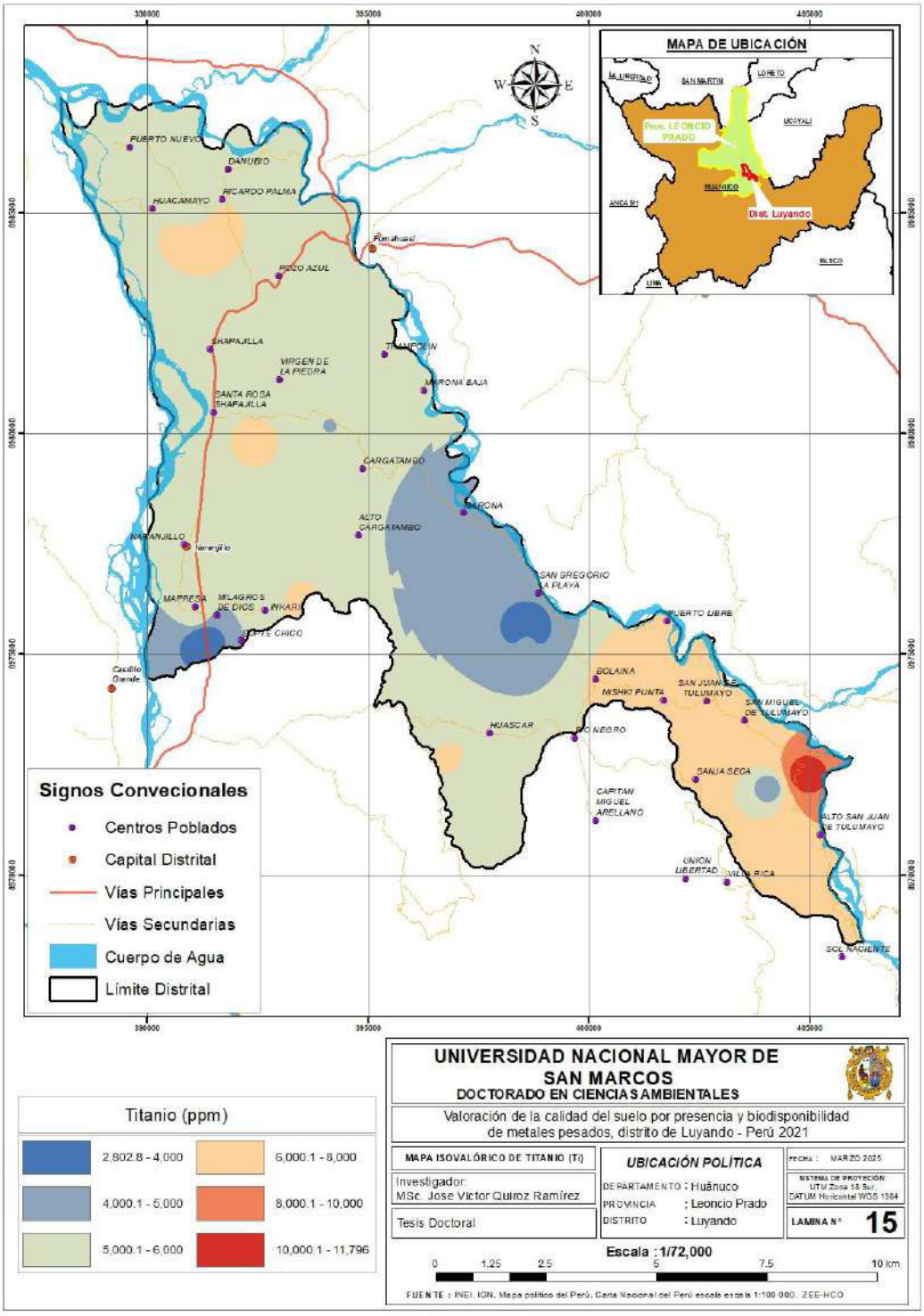
A.1.18. ***Mapa isovalórico del zirconio en suelos superficiales de Luyando.***



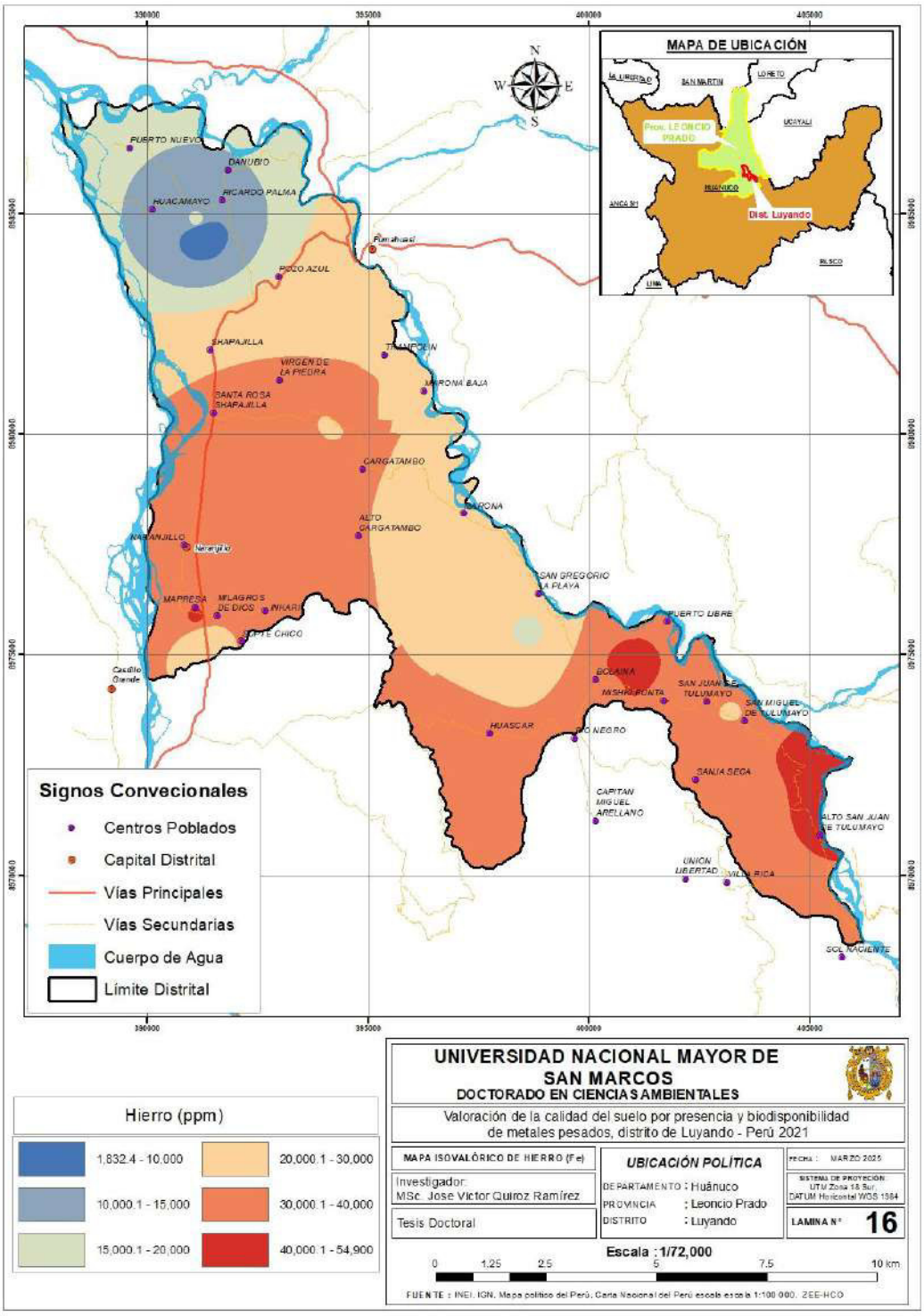
A.1.19. ***Mapa isovalórico del bario en suelos superficiales de Luyando.***



A.1.20. ***Mapa isovalórico del titanio en suelos superficiales de Luyando.***



A.1.21. *Mapa isovalórico del hierro en suelos superficiales de Luyando*



.

ANEXO N° 2.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

ANEXOS ESTADISTICOS EN SPSS

A.2. Análisis estadístico de datos en general de las propiedades y características de los suelos estudiados en Luyando

A.2.0. Estadística descriptiva.

1. Estadística descriptiva para suelo del nivel superficial

Parámetro/ elemento	N	Rango	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Desviación	Varianza
As	12	53,0	5,0	58,0	14,25	15,56	242,21
Cu	24	23,0	3,0	26,0	13,04	5,43	29,43
Cd	3	1,0	2,0	3,0	2,33	0,58	0,33
Pb	24	90,0	8,0	98,0	22,00	18,29	334,35
Zn	24	670,0	9,0	679,0	101,38	135,47	18351,46
Co	23	13,0	3,0	16,0	8,96	3,96	15,68
Hg	24	0,23	0,035	0,26	0,11	0,055	0,003
Mo	8	7,0	2,0	9,0	4,25	2,55	6,48
Ni	23	48,0	8,0	56,0	25,9	11,5	132,8
Cr	24	129,0	13,0	142,0	57,5	25,5	650,1
Sr	24	1340,0	12,0	1352,0	166,1	285,9	81762,3
Mn	23	3000,0	100,0	3100,0	690,0	690,0	50,0
Zr	24	728,0	139,0	867,0	440,9	159,4	25393,8
Ba	24	621,0	33,0	654,0	223,8	129,4	16740,5
Ti	24	9000,0	2800,0	11800,0	5800,0	1600,0	300.0
Fe	24	53100,0	1800,0	54900,0	31500,0	10900,0	12000,0
%Ao	24	60,0	9,5	69,5	31,8	15,1	229,3
%Ar	24	42,0	21,4	63,4	42,9	11,9	142,9
%Lo	24	52,4	5,1	57,5	25,2	12,2	149,0
pH[1:1]	24	3,1	4,4	7,5	5,5	0,9	0,78
%MO_LOI	24	13.9	5,9	19,8	9,4	3,3	10,7
%TOC_LOI	24	8,0	3,4	11,5	5,5	1,9	3,6
$\%CaCO_3$	24	27,4	11,7	39,1	18,6	6,5	41,8
Al_2O_3	24	15,9	1,3	17,2	11,2	3,3	10,7
CaO	21	1,6	0,07	1,65	0,46	0,42	0,18
Fe_2O_3	24	7,6	0,26	7,85	4,51	1,6	2,5
K_2O	24	2,7	0,10	2,81	1,55	0,71	0,50
MgO	24	1,3	0,07	1,34	0,81	0,35	0,12
MnO	23	0,4	0,01	0,39	0,09	0,09	0,01
Na_2O	21	0,9	0,02	0,95	0,13	0,20	0,04
P_2O_5	24	0,8	0,05	0,80	0,24	0,22	0,05
SiO_2	24	32,7	50,4	83,1	65,7	6,8	45,9
TiO_2	24	1,5	0,47	1,96	0,97	0,29	0,08

Fuente: Propia.

2. Estadística descriptiva para suelo del nivel profundo.

Parámetro/ elemento	N	Rango	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Desviación	Varianza
As	15	74,0	6,0	80,0	16,4	19,17	367,54
Cu	24	30,0	4,0	34,0	14,2	6,89	47,56
Cd	3	4,0	1,0	5,0	2,7	2,08	4,33
Pb	24	117,0	11,0	128,0	25,3	24,37	594,06
Zn	24	1000,0	28,0	1028,0	128,8	204,40	41780,28
Co	24	29,0	2,0	31,0	10,0	5,94	35,26
Hg	24	0,36	0,03	0,39	0,13	,096	,009
Mo	11	8,0	2,0	10,0	4,6	2,46	6,07
Ni	24	150,0	9,0	159,0	36,6	30,89	954,76
Cr	24	303,0	31,0	334,0	73,9	63,08	3978,60
Sr	24	949,0	10,0	959,0	186,3	256,40	65739,71
Mn	20	8100,0	100,0	8200,0	900,0	1800,00	320,00
Zr	24	595,0	167,0	762,0	363,7	134,16	17998,22
Ba	24	634,0	56,0	690,0	291,5	146,79	21546,69
Ti	24	5700,0	2600,0	8300,0	5600,0	1300,0	200,0
Fe	24	60000,0	7500,0	67500,0	40100,0	14200,0	20300,0
%Ao	24	53,98	3,5	57,5	26,6	15,77	248,78
%Ar	24	69,0	13,4	82,4	46,9	16,84	283,52
%Lo	24	37,9	13,7	51,7	26,9	10,46	109,45
pH[1:1]	24	3,2	4,2	7,4	5,9	0,98	0,96
%MO_LOI	24	13,2	4,9	18,1	11,8	3,38	11,41
%TOC_LOI	24	5,3	1,9	7,3	4,7	1,35	1,83
$\%CaCO_3$	24	18,0	6,6	24,6	16,09	4,60	21,10
Al_2O_3	23	15,7	6,3	22,0	14,96	4,33	18,76
CaO	23	4,5	0,03	4,5	0,56	0,97	0,94
Fe_2O_3	23	8,6	1,17	9,65	5,64	2,03	4,10
K2O	23	4,1	0,42	4,47	2,22	0,99	0,98
MgO	23	1,49	0,31	1,70	1,12	0,45	,19
MnO	22	1,04	0,01	1,05	0,11	0,22	0,05
Na_2O	23	1,04	0,02	1,06	0,15	0,22	0,05
P_2O_5	23	0,63	0,05	0,68	0,22	0,19	0,04
SiO_2	23	37,12	47,8	84,9	61,97	9,05	81,83
TiO_2	23	0,95	0,44	1,39	0,93	0,22	0,046

Fuente: Propia.

ANEXOS ESTADISTICOS EN SPSS

A.2.1. Correlaciones bivariadas entre los contenidos totales de metales pesados y características fisicoquímicas en suelos superficiales

Variable		As_ppm	Cu_ppm	Cd_ppm	Pb_ppm	Zn_ppm	Co_ppm	Hg_ppm	Mo_ppm	Ni_ppm	Cr_ppm	Sr_ppm	Mn_ppm	Zr_ppm	Ba_ppm	Ti_ppm	Fe_ppm
As_ppm	r	1	0,174	0,359	,920**	,977**	-0,119	,615**	0,357	,569**	0,376	0,284	,631**	-0,268	-0,046	-0,045	0,044
	p		0,416	0,085	0,000	0,000	0,579	0,001	0,087	0,004	0,070	0,179	0,001	0,206	0,831	0,833	0,839
Cu_ppm	r	0,174	1	0,098	0,151	0,215	0,236	-0,026	,444*	,416*	0,297	0,132	0,298	-,658**	,561**	-0,334	0,223
	p	0,416		0,650	0,481	0,314	0,268	0,904	0,030	0,043	0,159	0,540	0,157	0,000	0,004	0,111	0,295
Cd_ppm	r	0,359	0,098	1	,470*	,446*	0,011	0,270	0,154	,494*	-0,056	,947**	,634**	-0,301	-0,217	-0,277	-0,302
	p	0,085	0,650		0,020	0,029	0,960	0,203	0,472	0,014	0,795	0,000	0,001	0,153	0,308	0,191	0,151
Pb_ppm	r	,920**	0,151	,470*	1	,941**	0,069	,444*	0,214	,514*	0,251	0,360	,782**	-0,235	-0,013	-0,063	-0,011
	p	0,000	0,481	0,020		0,000	0,748	0,030	0,316	0,010	0,237	0,084	0,000	0,270	0,951	0,769	0,959
Zn_ppm	r	,977**	0,215	,446*	,941**	1	-0,028	,505*	0,296	,577**	0,316	0,354	,732**	-0,354	-0,011	-0,122	0,011
	p	0,000	0,314	0,029	0,000		0,895	0,012	0,160	0,003	0,133	0,089	0,000	0,089	0,958	0,570	0,958
Co_ppm	r	-0,119	0,236	0,011	0,069	-0,028	1	-0,382	-0,357	0,063	-0,176	-0,079	,438*	-0,238	0,381	0,112	0,345
	p	0,579	0,268	0,960	0,748	0,895		0,066	0,086	0,769	0,411	0,714	0,032	0,263	0,066	0,601	0,098
Hg_ppm	r	,615**	-0,026	0,270	,444*	,505*	-0,382	1	0,237	,417*	0,404	0,245	0,184	-0,025	-0,109	0,330	0,304
	p	0,001	0,904	0,203	0,030	0,012	0,066		0,265	0,043	0,050	0,249	0,391	0,907	0,611	0,116	0,148
Mo_ppm	r	0,357	,444*	0,154	0,214	0,296	-0,357	0,237	1	,651**	,686**	0,313	-0,059	-,548**	-0,137	-0,387	-0,115
	p	0,087	0,030	0,472	0,316	0,160	0,086	0,265		0,001	0,000	0,136	0,783	0,006	0,523	0,062	0,592
Ni_ppm	r	,569**	,416*	,494*	,514*	,577**	0,063	,417*	,651**	1	,713**	,530**	0,389	-,679**	0,062	-0,118	0,218
	p	0,004	0,043	0,014	0,010	0,003	0,769	0,043	0,001		0,000	0,008	0,061	0,000	0,774	0,583	0,306
Cr_ppm	r	0,376	0,297	-0,056	0,251	0,316	-0,176	0,404	,686**	,713**	1	0,096	-0,110	-,498*	0,191	0,055	0,395
	p	0,070	0,159	0,795	0,237	0,133	0,411	0,050	0,000	0,000		0,656	0,608	0,013	0,372	0,799	0,056
Sr_ppm	r	0,284	0,132	,947**	0,360	0,354	-0,079	0,245	0,313	,530**	0,096	1	,452*	-0,340	-0,196	-0,311	-0,272
	p	0,179	0,540	0,000	0,084	0,089	0,714	0,249	0,136	0,008	0,656		0,027	0,105	0,359	0,139	0,198
Mn_ppm	r	,631**	0,298	,634**	,782**	,732**	,438*	0,184	-0,059	0,389	-0,110	,452*	1	-0,361	0,159	-0,187	-0,082
	p	0,001	0,157	0,001	0,000	0,000	0,032	0,391	0,783	0,061	0,608	0,027		0,083	0,457	0,381	0,703
Zr_ppm	r	-0,268	-,658**	-0,301	-0,235	-0,354	-0,238	-0,025	-,548**	-,679**	-,498*	-0,340	-0,361	1	-0,324	,505*	-0,194
	p	0,206	0,000	0,153	0,270	0,089	0,263	0,907	0,006	0,000	0,013	0,105	0,083		0,122	0,012	0,364
Ba_ppm	r	-0,046	,561**	-0,217	-0,013	-0,011	0,381	-0,109	-0,137	0,062	0,191	-0,196	0,159	-0,324	1	-0,155	0,356
	p	0,831	0,004	0,308	0,951	0,958	0,066	0,611	0,523	0,774	0,372	0,359	0,457	0,122		0,471	0,088
Ti_ppm	r	-0,045	-0,334	-0,277	-0,063	-0,122	0,112	0,330	-0,387	-0,118	0,055	-0,311	-0,187	,505*	-0,155	1	,589**
	p	0,833	0,111	0,191	0,769	0,570	0,601	0,116	0,062	0,583	0,799	0,139	0,381	0,012	0,471		0,002
Fe_ppm	r	0,044	0,223	-0,302	-0,011	0,011	0,345	0,304	-0,115	0,218	0,395	-0,272	-0,082	-0,194	0,356	,589**	1
	p	0,839	0,295	0,151	0,959	0,958	0,098	0,148	0,592	0,306	0,056	0,198	0,703	0,364	0,088	0,002	
Ao_%	r	-0,154	-0,181	-0,083	-0,096	-0,117	-0,122	-0,312	-0,018	-0,135	0,025	-0,049	-0,109	0,088	-0,172	-0,036	-0,130

	p	0,472	0,396	0,699	0,656	0,587	0,570	0,137	0,934	0,531	0,909	0,821	0,613	0,682	0,420	0,867	0,546
Ar_%	r	0,219	0,288	-0,108	0,175	0,151	0,217	0,267	0,246	0,284	0,270	-0,085	0,033	-0,183	0,185	0,159	0,381
	p	0,304	0,172	0,615	0,414	0,482	0,308	0,207	0,246	0,179	0,203	0,694	0,879	0,392	0,388	0,458	0,066
%Lo_%	r	-0,022	-0,056	0,208	-0,054	-0,002	-0,067	0,125	-0,213	-0,113	-0,295	0,143	0,101	0,066	0,027	-0,115	-0,215
	p	0,918	0,795	0,330	0,804	0,994	0,757	0,561	0,317	0,600	0,162	0,506	0,638	0,761	0,899	0,591	0,313
pH[1:1]	r	0,013	0,276	-0,127	0,058	0,027	0,077	-0,339	0,251	0,034	0,108	-0,059	-0,020	-0,147	-0,038	-0,232	-0,023
	p	0,950	0,192	0,555	0,788	0,899	0,722	0,105	0,236	0,874	0,615	0,783	0,927	0,493	0,860	0,275	0,916
%MO_LOI	r	0,091	0,398	-0,012	0,063	0,112	0,005	0,050	0,213	0,214	0,231	-0,039	0,217	-,441*	,640**	-,517**	-0,149
	p	0,673	0,054	0,957	0,771	0,603	0,983	0,816	0,317	0,316	0,277	0,856	0,308	0,031	0,001	0,010	0,487
%TOC_LOI	r	0,091	0,398	-0,012	0,063	0,112	0,005	0,050	0,213	0,214	0,231	-0,039	0,217	-,441*	,640**	-,517**	-0,149
	p	0,673	0,054	0,957	0,771	0,603	0,983	0,816	0,317	0,316	0,277	0,856	0,308	0,031	0,001	0,010	0,487
%CaCO3	r	0,091	0,398	-0,012	0,063	0,112	0,005	0,050	0,213	0,214	0,231	-0,039	0,217	-,441*	,640**	-,517**	-0,149
	p	0,673	0,054	0,957	0,771	0,603	0,983	0,816	0,317	0,316	0,277	0,856	0,308	0,031	0,001	0,010	0,487
Al2O3_%	r	0,021	0,154	-,406*	0,003	-0,013	,419*	0,198	-0,199	0,068	0,293	-0,395	-0,078	-0,162	,413*	,431*	,930**
	p	0,921	0,471	0,049	0,988	0,951	0,041	0,354	0,351	0,754	0,165	0,056	0,718	0,448	0,045	0,036	0,000
CaO_%	r	0,150	0,274	0,346	0,320	0,239	,455*	-0,261	0,060	0,253	-0,156	0,261	,508*	-0,261	-0,120	-0,238	-0,122
	p	0,486	0,194	0,098	0,128	0,262	0,025	0,217	0,780	0,233	0,467	0,218	0,011	0,217	0,577	0,262	0,570
Fe2O3_%	r	0,044	0,222	-0,303	-0,011	0,011	0,346	0,304	-0,116	0,218	0,395	-0,272	-0,082	-0,194	0,356	,589**	1,000**
	p	0,839	0,297	0,151	0,959	0,958	0,098	0,149	0,591	0,306	0,056	0,198	0,703	0,365	0,088	0,002	0,000
K2O_%	r	-0,321	0,300	-0,282	-0,169	-0,251	,820**	-,569**	-0,333	-0,084	-0,081	-0,327	0,115	-0,228	,557**	-0,006	0,348
	p	0,126	0,155	0,182	0,431	0,236	0,000	0,004	0,112	0,698	0,707	0,119	0,592	0,283	0,005	0,978	0,096
MgO_%	r	-0,177	0,319	-0,309	-0,144	-0,080	,535**	-,519**	-0,268	0,027	0,001	-0,323	0,008	-0,279	,516**	-0,077	0,378
	p	0,409	0,129	0,142	0,502	0,709	0,007	0,009	0,205	0,899	0,996	0,124	0,969	0,187	0,010	0,722	0,068
MnO_%	r	,620**	0,313	,634**	,774**	,722**	,441*	0,180	-0,068	0,379	-0,126	,451*	,999**	-0,363	0,177	-0,197	-0,077
	p	0,001	0,137	0,001	0,000	0,000	0,031	0,401	0,754	0,068	0,558	0,027	0,000	0,081	0,407	0,356	0,719
Na2O_%	r	-0,169	0,142	-0,154	-0,165	-0,116	0,252	-,460*	-0,169	-0,185	-0,233	-0,123	-0,022	0,043	0,049	-0,127	0,039
	p	0,431	0,508	0,473	0,441	0,590	0,235	0,024	0,431	0,386	0,273	0,568	0,917	0,842	0,820	0,555	0,856
P2O5_%	r	,433*	,429*	0,371	0,357	,419*	-0,281	0,236	,916**	,661**	,628**	,499*	0,154	-,616**	-0,155	-,456*	-0,200
	p	0,035	0,036	0,075	0,087	0,042	0,183	0,268	0,000	0,000	0,001	0,013	0,472	0,001	0,469	0,025	0,349
SiO2_%	r	-0,103	-,461*	0,300	-0,083	-0,107	-,417*	-0,142	0,002	-0,282	-,414*	0,317	-0,153	,472*	-,786**	-0,029	-,655**
	p	0,633	0,024	0,154	0,699	0,620	0,043	0,508	0,993	0,182	0,045	0,132	0,474	0,020	0,000	0,894	0,001
TiO2_%	r	-0,048	-0,342	-0,277	-0,066	-0,124	0,111	0,327	-0,393	-0,124	0,050	-0,313	-0,189	,510*	-0,158	1,000**	,583**
	p	0,824	0,102	0,190	0,760	0,563	0,607	0,119	0,058	0,563	0,818	0,137	0,377	0,011	0,461	0,000	0,003

Continua….

A.2.1. Correlaciones bivariadas entre los contenidos totales de metales pesados y características fisicoquímicas en suelos superficiales

Variable		Ao_%	Ar_%	%Lo_%	pH[1:1]	%MO_LOI	%TOC_LOI	%CaCO3	Al2O3_%	CaO_%	Fe2O3_%	K2O_%	MgO_%	MnO_%	Na2O_%	P2O5_%	SiO2_%	TiO2_%
As_ppm	r	-0,154	0,219	-0,022	0,013	0,091	0,091	0,091	0,021	0,150	0,044	-0,321	-0,177	,620**	-0,169	,433*	-0,103	-0,048
	p	0,472	0,304	0,918	0,950	0,673	0,673	0,673	0,921	0,486	0,839	0,126	0,409	0,001	0,431	0,035	0,633	0,824
Cu_ppm	r	-0,181	0,288	-0,056	0,276	0,398	0,398	0,398	0,154	0,274	0,222	0,300	0,319	0,313	0,142	,429*	-,461*	-0,342
	p	0,396	0,172	0,795	0,192	0,054	0,054	0,054	0,471	0,194	0,297	0,155	0,129	0,137	0,508	0,036	0,024	0,102
Cd_ppm	r	-0,083	-0,108	0,208	-0,127	-0,012	-0,012	-0,012	-,406*	0,346	-0,303	-0,282	-0,309	,634**	-0,154	0,371	0,300	-0,277
	p	0,699	0,615	0,330	0,555	0,957	0,957	0,957	0,049	0,098	0,151	0,182	0,142	0,001	0,473	0,075	0,154	0,190
Pb_ppm	r	-0,096	0,175	-0,054	0,058	0,063	0,063	0,063	0,003	0,320	-0,011	-0,169	-0,144	,774**	-0,165	0,357	-0,083	-0,066
	p	0,656	0,414	0,804	0,788	0,771	0,771	0,771	0,988	0,128	0,959	0,431	0,502	0,000	0,441	0,087	0,699	0,760
Zn_ppm	r	-0,117	0,151	-0,002	0,027	0,112	0,112	0,112	-0,013	0,239	0,011	-0,251	-0,080	,722**	-0,116	,419*	-0,107	-0,124
	p	0,587	0,482	0,994	0,899	0,603	0,603	0,603	0,951	0,262	0,958	0,236	0,709	0,000	0,590	0,042	0,620	0,563
Co_ppm	r	-0,122	0,217	-0,067	0,077	0,005	0,005	0,005	,419*	,455*	0,346	,820**	,535**	,441*	0,252	-0,281	-,417*	0,111
	p	0,570	0,308	0,757	0,722	0,983	0,983	0,983	0,041	0,025	0,098	0,000	0,007	0,031	0,235	0,183	0,043	0,607
Hg_ppm	r	-0,312	0,267	0,125	-0,339	0,050	0,050	0,050	0,198	-0,261	0,304	-,569**	-,519**	0,180	-,460*	0,236	-0,142	0,327
	p	0,137	0,207	0,561	0,105	0,816	0,816	0,816	0,354	0,217	0,149	0,004	0,009	0,401	0,024	0,268	0,508	0,119
Mo_ppm	r	-0,018	0,246	-0,213	0,251	0,213	0,213	0,213	-0,199	0,060	-0,116	-0,333	-0,268	-0,068	-0,169	,916**	0,002	-0,393
	p	0,934	0,246	0,317	0,236	0,317	0,317	0,317	0,351	0,780	0,591	0,112	0,205	0,754	0,431	0,000	0,993	0,058
Ni_ppm	r	-0,135	0,284	-0,113	0,034	0,214	0,214	0,214	0,068	0,253	0,218	-0,084	0,027	0,379	-0,185	,661**	-0,282	-0,124
	p	0,531	0,179	0,600	0,874	0,316	0,316	0,316	0,754	0,233	0,306	0,698	0,899	0,068	0,386	0,000	0,182	0,563
Cr_ppm	r	0,025	0,270	-0,295	0,108	0,231	0,231	0,231	0,293	-0,156	0,395	-0,081	0,001	-0,126	-0,233	,628**	-,414*	0,050
	p	0,909	0,203	0,162	0,615	0,277	0,277	0,277	0,165	0,467	0,056	0,707	0,996	0,558	0,273	0,001	0,045	0,818
Sr_ppm	r	-0,049	-0,085	0,143	-0,059	-0,039	-0,039	-0,039	-0,395	0,261	-0,272	-0,327	-0,323	,451*	-0,123	,499*	0,317	-0,313
	p	0,821	0,694	0,506	0,783	0,856	0,856	0,856	0,056	0,218	0,198	0,119	0,124	0,027	0,568	0,013	0,132	0,137
Mn_ppm	r	-0,109	0,033	0,101	-0,020	0,217	0,217	0,217	-0,078	,508*	-0,082	0,115	0,008	,999**	-0,022	0,154	-0,153	-0,189
	p	0,613	0,879	0,638	0,927	0,308	0,308	0,308	0,718	0,011	0,703	0,592	0,969	0,000	0,917	0,472	0,474	0,377
Zr_ppm	r	0,088	-0,183	0,066	-0,147	-,441*	-,441*	-,441*	-0,162	-0,261	-0,194	-0,228	-0,279	-0,363	0,043	-,616**	,472*	,510*
	p	0,682	0,392	0,761	0,493	0,031	0,031	0,031	0,448	0,217	0,365	0,283	0,187	0,081	0,842	0,001	0,020	0,011
Ba_ppm	r	-0,172	0,185	0,027	-0,038	,640**	,640**	,640**	,413*	-0,120	0,356	,557**	,516**	0,177	0,049	-0,155	-,786**	-0,158
	p	0,420	0,388	0,899	0,860	0,001	0,001	0,001	0,045	0,577	0,088	0,005	0,010	0,407	0,820	0,469	0,000	0,461
Ti_ppm	r	-0,036	0,159	-0,115	-0,232	-,517**	-,517**	-,517**	,431*	-0,238	,589**	-0,006	-0,077	-0,197	-0,127	-,456*	-0,029	1,000**
	p	0,867	0,458	0,591	0,275	0,010	0,010	0,010	0,036	0,262	0,002	0,978	0,722	0,356	0,555	0,025	0,894	0,000
Fe_ppm	r	-0,130	0,381	-0,215	-0,023	-0,149	-0,149	-0,149	,930**	-0,122	1,000**	0,348	0,378	-0,077	0,039	-0,200	-,655**	,583**
	p	0,546	0,066	0,313	0,916	0,487	0,487	0,487	0,000	0,570	0,000	0,096	0,068	0,719	0,856	0,349	0,001	0,003
Ao_%	r	1	-,616**	-,638**	,481*	-0,141	-0,141	-0,141	-0,150	0,166	-0,130	0,001	0,081	-0,129	0,314	0,011	0,184	-0,032

	p		0,001	0,001	0,017	0,511	0,511	0,511	0,484	0,437	0,545	0,996	0,706	0,547	0,135	0,958	0,388	0,883
Ar_%	r	-,616**	1	-0,214	-0,293	0,037	0,037	0,037	0,375	-0,073	0,382	0,140	-0,034	0,053	-0,173	0,205	-0,331	0,152
	p	0,001		0,316	0,164	0,864	0,864	0,864	0,071	0,736	0,066	0,514	0,875	0,804	0,420	0,336	0,114	0,477
%Lo_%	r	-,638**	-0,214	1	-0,306	0,138	0,138	0,138	-0,184	-0,138	-0,215	-0,142	-0,070	0,107	-0,221	-0,207	0,099	-0,114
	p	0,001	0,316		0,146	0,522	0,522	0,522	0,390	0,521	0,313	0,508	0,744	0,620	0,299	0,331	0,644	0,596
pH[1:1]	r	,481*	-0,293	-0,306	1	-0,151	-0,151	-0,151	0,067	,524**	-0,023	0,296	0,374	-0,028	,412*	0,288	0,020	-0,232
	p	0,017	0,164	0,146		0,481	0,481	0,481	0,754	0,009	0,914	0,160	0,072	0,896	0,045	0,172	0,928	0,275
%MO_LOI	r	-0,141	0,037	0,138	-0,151	1	1,000**	1,000**	-0,083	-0,089	-0,149	0,090	0,095	0,226	-0,219	0,205	-,611**	-,517**
	p	0,511	0,864	0,522	0,481		0,000	0,000	0,698	0,679	0,488	0,676	0,660	0,288	0,303	0,337	0,002	0,010
%TOC_LOI	r	-0,141	0,037	0,138	-0,151	1,000**	1	1,000**	-0,083	-0,089	-0,149	0,090	0,095	0,226	-0,219	0,205	-,611**	-,517**
	p	0,511	0,864	0,522	0,481	0,000		0,000	0,698	0,679	0,488	0,676	0,660	0,288	0,303	0,337	0,002	0,010
%CaCO3	r	-0,141	0,037	0,138	-0,151	1,000**	1,000**	1	-0,083	-0,089	-0,149	0,090	0,095	0,226	-0,219	0,205	-,611**	-,517**
	p	0,511	0,864	0,522	0,481	0,000	0,000		0,698	0,679	0,488	0,676	0,660	0,288	0,303	0,337	0,002	0,010
Al2O3_%	r	-0,150	0,375	-0,184	0,067	-0,083	-0,083	-0,083	1	-0,078	,930**	,477*	,446*	-0,070	0,086	-0,268	-,712**	,426*
	p	0,484	0,071	0,390	0,754	0,698	0,698	0,698		0,716	0,000	0,018	0,029	0,746	0,690	0,206	0,000	0,038
CaO_%	r	0,166	-0,073	-0,138	,524**	-0,089	-0,089	-0,089	-0,078	1	-0,123	0,319	0,240	,504*	0,381	0,154	0,027	-0,241
	p	0,437	0,736	0,521	0,009	0,679	0,679	0,679	0,716		0,568	0,128	0,259	0,012	0,066	0,472	0,901	0,257
Fe2O3_%	r	-0,130	0,382	-0,215	-0,023	-0,149	-0,149	-0,149	,930**	-0,123	1	0,348	0,378	-0,077	0,039	-0,200	-,655**	,583**
	p	0,545	0,066	0,313	0,914	0,488	0,488	0,488	0,000	0,568		0,096	0,069	0,720	0,857	0,348	0,001	0,003
K2O_%	r	0,001	0,140	-0,142	0,296	0,090	0,090	0,090	,477*	0,319	0,348	1	,741**	0,122	0,295	-0,294	-,495*	-0,007
	p	0,996	0,514	0,508	0,160	0,676	0,676	0,676	0,018	0,128	0,096		0,000	0,569	0,161	0,163	0,014	0,974
MgO_%	r	0,081	-0,034	-0,070	0,374	0,095	0,095	0,095	,446*	0,240	0,378	,741**	1	0,013	,481*	-0,282	-,499*	-0,076
	p	0,706	0,875	0,744	0,072	0,660	0,660	0,660	0,029	0,259	0,069	0,000		0,950	0,017	0,182	0,013	0,723
MnO_%	r	-0,129	0,053	0,107	-0,028	0,226	0,226	0,226	-0,070	,504*	-0,077	0,122	0,013	1	-0,024	0,146	-0,164	-0,199
	p	0,547	0,804	0,620	0,896	0,288	0,288	0,288	0,746	0,012	0,720	0,569	0,950		0,912	0,495	0,445	0,351
Na2O_%	r	0,314	-0,173	-0,221	,412*	-0,219	-0,219	-0,219	0,086	0,381	0,039	0,295	,481*	-0,024	1	-0,140	0,030	-0,127
	p	0,135	0,420	0,299	0,045	0,303	0,303	0,303	0,690	0,066	0,857	0,161	0,017	0,912		0,515	0,891	0,553
P2O5_%	r	0,011	0,205	-0,207	0,288	0,205	0,205	0,205	-0,268	0,154	-0,200	-0,294	-0,282	0,146	-0,140	1	0,057	-,460*
	p	0,958	0,336	0,331	0,172	0,337	0,337	0,337	0,206	0,472	0,348	0,163	0,182	0,495	0,515		0,790	0,024
SiO2_%	r	0,184	-0,331	0,099	0,020	-,611**	-,611**	-,611**	-,712**	0,027	-,655**	-,495*	-,499*	-0,164	0,030	0,057	1	-0,024
	p	0,388	0,114	0,644	0,928	0,002	0,002	0,002	0,000	0,901	0,001	0,014	0,013	0,445	0,891	0,790		0,910
TiO2_%	r	-0,032	0,152	-0,114	-0,232	-,517**	-,517**	-,517**	,426*	-0,241	,583**	-0,007	-0,076	-0,199	-0,127	-,460*	-0,024	1
	p	0,883	0,477	0,596	0,275	0,010	0,010	0,010	0,038	0,257	0,003	0,974	0,723	0,351	0,553	0,024	0,910	

****. La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).**

***. La correlación es significativa en el nivel 0,05 (bilateral).**

A.2.2. Correlaciones bivariadas entre los contenidos totales de metales pesados y características fisicoquímicas en suelos profundo

Variable		As_ppm	Cu_ppm	Cd_ppm	Pb_ppm	Zn_ppm	Co_ppm	Hg_ppm	Mo_ppm	Ni_ppm	Cr_ppm	Sr_ppm	Mn_ppm	Zr_ppm	Ba_ppm	Ti_ppm	Fe_ppm
As_ppm	r	1	,707**	,886**	,972**	,977**	-0,057	,728**	0,361	0,342	0,194	0,323	,856**	-0,251	0,037	-0,053	0,163
	p		0,000	0,000	0,000	0,000	0,790	0,000	0,083	0,101	0,365	0,124	0,000	0,237	0,863	0,807	0,446
Cu_ppm	r	,707**	1	,643**	,732**	,749**	0,218	0,385	,453*	0,354	0,245	,439*	,690**	-,483*	0,315	-0,284	0,210
	p	0,000		0,001	0,000	0,000	0,305	0,064	0,026	0,090	0,249	0,032	0,000	0,017	0,134	0,179	0,324
Cd_ppm	r	,886**	,643**	1	,894**	,916**	0,051	,558**	0,056	0,227	-0,019	0,256	,973**	-0,137	-0,003	-0,088	0,013
	p	0,000	0,001		0,000	0,000	0,814	0,005	0,794	0,287	0,930	0,228	0,000	0,523	0,990	0,683	0,953
Pb_ppm	r	,972**	,732**	,894**	1	,971**	-0,026	,682**	0,382	,416*	0,243	0,390	,867**	-0,241	0,037	-0,054	0,133
	p	0,000	0,000	0,000		0,000	0,903	0,000	0,065	0,043	0,253	0,060	0,000	0,257	0,866	0,803	0,536
Zn_ppm	r	,977**	,749**	,916**	,971**	1	0,025	,625**	0,294	0,315	0,126	0,294	,906**	-0,278	0,085	-0,114	0,111
	p	0,000	0,000	0,000	0,000		0,909	0,001	0,164	0,134	0,558	0,163	0,000	0,189	0,694	0,596	0,605
Co_ppm	r	-0,057	0,218	0,051	-0,026	0,025	1	-0,313	-0,328	0,138	-0,035	-0,208	0,222	-0,265	,486*	-0,039	0,318
	p	0,790	0,305	0,814	0,903	0,909		0,136	0,117	0,519	0,871	0,330	0,298	0,210	0,016	0,855	0,130
Hg_ppm	r	,728**	0,385	,558**	,682**	,625**	-0,313	1	0,318	0,196	0,165	0,304	,487*	0,113	-0,088	0,371	0,250
	p	0,000	0,064	0,005	0,000	0,001	0,136		0,130	0,357	0,442	0,149	0,016	0,601	0,683	0,074	0,239
Mo_ppm	r	0,361	,453*	0,056	0,382	0,294	-0,328	0,318	1	,431*	,504*	,760**	0,010	-,430*	-0,069	-0,397	-0,043
	p	0,083	0,026	0,794	0,065	0,164	0,117	0,130		0,036	0,012	0,000	0,962	0,036	0,748	0,054	0,843
Ni_ppm	r	0,342	0,354	0,227	,416*	0,315	0,138	0,196	,431*	1	,879**	0,282	0,204	-0,356	-0,038	0,018	,457*
	p	0,101	0,090	0,287	0,043	0,134	0,519	0,357	0,036		0,000	0,182	0,340	0,088	0,859	0,935	0,025
Cr_ppm	r	0,194	0,245	-0,019	0,243	0,126	-0,035	0,165	,504*	,879**	1	0,162	-0,068	-0,312	0,054	0,140	,488*
	p	0,365	0,249	0,930	0,253	0,558	0,871	0,442	0,012	0,000		0,450	0,752	0,138	0,803	0,514	0,016
Sr_ppm	r	0,323	,439*	0,256	0,390	0,294	-0,208	0,304	,760**	0,282	0,162	1	0,237	-0,266	-0,234	-,456*	-0,278
	p	0,124	0,032	0,228	0,060	0,163	0,330	0,149	0,000	0,182	0,450		0,265	0,210	0,270	0,025	0,188
Mn_ppm	r	,856**	,690**	,973**	,867**	,906**	0,222	,487*	0,010	0,204	-0,068	0,237	1	-0,152	0,080	-0,120	0,005
	p	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,298	0,016	0,962	0,340	0,752	0,265		0,479	0,709	0,577	0,982
Zr_ppm	r	-0,251	-,483*	-0,137	-0,241	-0,278	-0,265	0,113	-,430*	-0,356	-0,312	-0,266	-0,152	1	-,411*	,536**	-,421*
	p	0,237	0,017	0,523	0,257	0,189	0,210	0,601	0,036	0,088	0,138	0,210	0,479		0,046	0,007	0,040
Ba_ppm	r	0,037	0,315	-0,003	0,037	0,085	,486*	-0,088	-0,069	-0,038	0,054	-0,234	0,080	-,411*	1	0,009	0,402
	p	0,863	0,134	0,990	0,866	0,694	0,016	0,683	0,748	0,859	0,803	0,270	0,709	0,046		0,968	0,052
Ti_ppm	r	-0,053	-0,284	-0,088	-0,054	-0,114	-0,039	0,371	-0,397	0,018	0,140	-,456*	-0,120	,536**	0,009	1	0,401
	p	0,807	0,179	0,683	0,803	0,596	0,855	0,074	0,054	0,935	0,514	0,025	0,577	0,007	0,968		0,052
Fe_ppm	r	0,163	0,210	0,013	0,133	0,111	0,318	0,250	-0,043	,457*	,488*	-0,278	0,005	-,421*	0,402	0,401	1
	p	0,446	0,324	0,953	0,536	0,605	0,130	0,239	0,843	0,025	0,016	0,188	0,982	0,040	0,052	0,052	
Ao_%	r	-0,021	0,287	-0,070	-0,066	-0,008	0,003	0,037	0,110	-0,013	0,061	0,019	-0,040	-0,278	,498*	-0,132	0,169

	p	0,921	0,174	0,744	0,760	0,971	0,989	0,865	0,609	0,951	0,778	0,931	0,854	0,188	0,013	0,538	0,429
Ar_%	r	0,083	-0,016	0,101	0,109	0,098	0,186	-0,182	-0,023	0,079	0,038	-0,049	0,081	-0,198	-0,233	-0,181	0,072
	p	0,701	0,942	0,640	0,612	0,647	0,384	0,394	0,916	0,715	0,861	0,820	0,705	0,355	0,274	0,398	0,737
%Lo_%	r	-0,102	-,409*	-0,057	-0,076	-0,147	-0,305	0,237	-0,128	-0,099	-0,144	0,050	-0,073	,736**	-0,377	,491*	-0,369
	p	0,637	0,047	0,792	0,724	0,492	0,148	0,265	0,552	0,644	0,501	0,818	0,736	0,000	0,069	0,015	0,076
pH[1:1]	r	-0,103	0,259	-0,114	-0,062	-0,018	0,235	-,408*	0,090	0,160	0,163	-0,031	-0,066	-0,269	,512*	-0,326	0,061
	p	0,632	0,221	0,595	0,773	0,934	0,268	0,048	0,674	0,456	0,448	0,887	0,758	0,203	0,011	0,120	0,776
%MO_LOI	r	0,261	0,165	0,156	0,238	0,210	-0,097	0,297	0,235	,407*	,425*	0,088	0,069	-0,395	0,271	0,023	,556**
	p	0,219	0,441	0,467	0,262	0,324	0,654	0,159	0,270	0,048	0,038	0,683	0,748	0,056	0,200	0,914	0,005
%TOC_LOI	r	0,261	0,165	0,156	0,238	0,210	-0,097	0,297	0,235	,407*	,425*	0,088	0,069	-0,395	0,271	0,023	,556**
	p	0,219	0,441	0,467	0,262	0,324	0,654	0,159	0,270	0,048	0,038	0,683	0,748	0,056	0,200	0,914	0,005
%CaCO3	r	0,261	0,165	0,156	0,238	0,210	-0,097	0,297	0,235	,407*	,425*	0,088	0,069	-0,395	0,271	0,023	,556**
	p	0,219	0,441	0,467	0,262	0,324	0,654	0,159	0,270	0,048	0,038	0,683	0,748	0,056	0,200	0,914	0,005
Al2O3_%	r	0,112	0,069	-0,035	0,074	0,065	0,278	0,095	-0,109	0,397	,458*	-,411*	-0,057	-,469*	,443*	0,335	,937**
	p	0,604	0,747	0,871	0,731	0,762	0,188	0,658	0,612	0,055	0,024	0,046	0,791	0,021	0,030	0,109	0,000
CaO_%	r	-0,005	0,201	0,078	-0,003	0,036	0,076	-0,239	-0,078	-0,129	-0,205	0,093	0,140	0,087	-0,251	-0,317	-0,234
	p	0,982	0,347	0,717	0,988	0,869	0,725	0,262	0,716	0,549	0,338	0,666	0,515	0,686	0,237	0,131	0,272
Fe2O3_%	r	0,164	0,211	0,013	0,133	0,112	0,318	0,250	-0,042	,457*	,488*	-0,277	0,005	-,422*	0,402	0,401	1,000**
	p	0,444	0,322	0,952	0,535	0,604	0,130	0,238	0,846	0,025	0,016	0,189	0,980	0,040	0,051	0,052	0,000
K2O_%	r	-0,249	-0,129	-0,210	-0,255	-0,231	,536**	-,460*	-0,317	0,026	0,021	-0,391	-0,156	-,533**	,461*	-0,111	,507*
	p	0,241	0,548	0,325	0,229	0,277	0,007	0,024	0,131	0,903	0,921	0,059	0,467	0,007	0,023	0,607	0,011
MgO_%	r	-0,119	0,062	-0,066	-0,106	-0,011	,526**	-,462*	-0,292	0,126	0,002	-0,391	-0,008	-,482*	0,297	-0,264	0,401
	p	0,580	0,774	0,760	0,621	0,961	0,008	0,023	0,166	0,557	0,994	0,059	0,971	0,017	0,159	0,213	0,052
MnO_%	r	,857**	,693**	,971**	,867**	,906**	0,228	,491*	0,014	0,205	-0,069	0,242	1,000**	-0,155	0,079	-0,122	0,007
	p	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,285	0,015	0,948	0,337	0,749	0,255	0,000	0,470	0,713	0,570	0,974
Na2O_%	r	-0,237	0,031	-0,147	-0,247	-0,172	0,172	-,449*	-0,285	-0,191	-0,191	-0,230	-0,079	0,109	-0,092	-0,174	-0,103
	p	0,264	0,885	0,493	0,244	0,421	0,422	0,028	0,177	0,371	0,371	0,279	0,713	0,612	0,670	0,416	0,632
P2O5_%	r	,470*	,503*	0,195	,476*	0,403	-0,299	,425*	,938**	0,283	0,330	,823**	0,163	-,431*	-0,042	-,428*	-0,084
	p	0,021	0,012	0,361	0,019	0,051	0,156	0,039	0,000	0,181	0,116	0,000	0,446	0,035	0,845	0,037	0,696
SiO2_%	r	-0,211	-0,217	-0,068	-0,167	-0,164	-0,261	-0,158	-0,004	-,440*	-,490*	0,260	-0,041	,561**	-,425*	-0,207	-,940**
	p	0,323	0,309	0,751	0,435	0,445	0,218	0,462	0,987	0,032	0,015	0,219	0,850	0,004	0,039	0,331	0,000
TiO2_%	r	-0,048	-0,276	-0,083	-0,050	-0,110	-0,044	0,377	-0,397	0,020	0,142	-,455*	-0,116	,530**	0,018	1,000**	,411*
	p	0,824	0,191	0,700	0,817	0,610	0,838	0,069	0,055	0,926	0,509	0,026	0,589	0,008	0,935	0,000	0,046

Continua...

A.2.2. Correlaciones bivariadas entre los contenidos totales de metales pesados y características fisicoquímicas en suelos profundo.

Variable		Ao_%	Ar_%	Lo_%	pH[1:1]	%MO_LOI	%TOC_LOI	%CaCO3	Al2O3_%	CaO_%	Fe2O3_%	K2O_%	MgO_%	MnO_%	Na2O_%	P2O5_%	SiO2_%	TiO2_%
As_ppm	r	-0,021	0,083	-0,102	-0,103	0,261	0,261	0,261	0,112	-0,005	0,164	-0,249	-0,119	,857**	-0,237	,470*	-0,211	-0,048
	p	0,921	0,701	0,637	0,632	0,219	0,219	0,219	0,604	0,982	0,444	0,241	0,580	0,000	0,264	0,021	0,323	0,824
Cu_ppm	r	0,287	-0,016	-,409*	0,259	0,165	0,165	0,165	0,069	0,201	0,211	-0,129	0,062	,693**	0,031	,503*	-0,217	-0,276
	p	0,174	0,942	0,047	0,221	0,441	0,441	0,441	0,747	0,347	0,322	0,548	0,774	0,000	0,885	0,012	0,309	0,191
Cd_ppm	r	-0,070	0,101	-0,057	-0,114	0,156	0,156	0,156	-0,035	0,078	0,013	-0,210	-0,066	,971**	-0,147	0,195	-0,068	-0,083
	p	0,744	0,640	0,792	0,595	0,467	0,467	0,467	0,871	0,717	0,952	0,325	0,760	0,000	0,493	0,361	0,751	0,700
Pb_ppm	r	-0,066	0,109	-0,076	-0,062	0,238	0,238	0,238	0,074	-0,003	0,133	-0,255	-0,106	,867**	-0,247	,476*	-0,167	-0,050
	p	0,760	0,612	0,724	0,773	0,262	0,262	0,262	0,731	0,988	0,535	0,229	0,621	0,000	0,244	0,019	0,435	0,817
Zn_ppm	r	-0,008	0,098	-0,147	-0,018	0,210	0,210	0,210	0,065	0,036	0,112	-0,231	-0,011	,906**	-0,172	0,403	-0,164	-0,110
	p	0,971	0,647	0,492	0,934	0,324	0,324	0,324	0,762	0,869	0,604	0,277	0,961	0,000	0,421	0,051	0,445	0,610
Co_ppm	r	0,003	0,186	-0,305	0,235	-0,097	-0,097	-0,097	0,278	0,076	0,318	,536**	,526**	0,228	0,172	-0,299	-0,261	-0,044
	p	0,989	0,384	0,148	0,268	0,654	0,654	0,654	0,188	0,725	0,130	0,007	0,008	0,285	0,422	0,156	0,218	0,838
Hg_ppm	r	0,037	-0,182	0,237	-,408*	0,297	0,297	0,297	0,095	-0,239	0,250	-,460*	-,462*	,491*	-,449*	,425*	-0,158	0,377
	p	0,865	0,394	0,265	0,048	0,159	0,159	0,159	0,658	0,262	0,238	0,024	0,023	0,015	0,028	0,039	0,462	0,069
Mo_ppm	r	0,110	-0,023	-0,128	0,090	0,235	0,235	0,235	-0,109	-0,078	-0,042	-0,317	-0,292	0,014	-0,285	,938**	-0,004	-0,397
	p	0,609	0,916	0,552	0,674	0,270	0,270	0,270	0,612	0,716	0,846	0,131	0,166	0,948	0,177	0,000	0,987	0,055
Ni_ppm	r	-0,013	0,079	-0,099	0,160	,407*	,407*	,407*	0,397	-0,129	,457*	0,026	0,126	0,205	-0,191	0,283	-,440*	0,020
	p	0,951	0,715	0,644	0,456	0,048	0,048	0,048	0,055	0,549	0,025	0,903	0,557	0,337	0,371	0,181	0,032	0,926
Cr_ppm	r	0,061	0,038	-0,144	0,163	,425*	,425*	,425*	,458*	-0,205	,488*	0,021	0,002	-0,069	-0,191	0,330	-,490*	0,142
	p	0,778	0,861	0,501	0,448	0,038	0,038	0,038	0,024	0,338	0,016	0,921	0,994	0,749	0,371	0,116	0,015	0,509
Sr_ppm	r	0,019	-0,049	0,050	-0,031	0,088	0,088	0,088	-,411*	0,093	-0,277	-0,391	-0,391	0,242	-0,230	,823**	0,260	-,455*
	p	0,931	0,820	0,818	0,887	0,683	0,683	0,683	0,046	0,666	0,189	0,059	0,059	0,255	0,279	0,000	0,219	0,026
Mn_ppm	r	-0,040	0,081	-0,073	-0,066	0,069	0,069	0,069	-0,057	0,140	0,005	-0,156	-0,008	1,000**	-0,079	0,163	-0,041	-0,116
	p	0,854	0,705	0,736	0,758	0,748	0,748	0,748	0,791	0,515	0,980	0,467	0,971	0,000	0,713	0,446	0,850	0,589
Zr_ppm	r	-0,278	-0,198	,736**	-0,269	-0,395	-0,395	-0,395	-,469*	0,087	-,422*	-,533**	-,482*	-0,155	0,109	-,431*	,561**	,530**
	p	0,188	0,355	0,000	0,203	0,056	0,056	0,056	0,021	0,686	0,040	0,007	0,017	0,470	0,612	0,035	0,004	0,008
Ba_ppm	r	,498*	-0,233	-0,377	,512*	0,271	0,271	0,271	,443*	-0,251	0,402	,461*	0,297	0,079	-0,092	-0,042	-,425*	0,018
	p	0,013	0,274	0,069	0,011	0,200	0,200	0,200	0,030	0,237	0,051	0,023	0,159	0,713	0,670	0,845	0,039	0,935
Ti_ppm	r	-0,132	-0,181	,491*	-0,326	0,023	0,023	0,023	0,335	-0,317	0,401	-0,111	-0,264	-0,122	-0,174	-,428*	-0,207	1,000**
	p	0,538	0,398	0,015	0,120	0,914	0,914	0,914	0,109	0,131	0,052	0,607	0,213	0,570	0,416	0,037	0,331	0,000
Fe_ppm	r	0,169	0,072	-0,369	0,061	,556**	,556**	,556**	,937**	-0,234	1,000**	,507*	0,401	0,007	-0,103	-0,084	-,940**	,411*
	p	0,429	0,737	0,076	0,776	0,005	0,005	0,005	0,000	0,272	0,000	0,011	0,052	0,974	0,632	0,696	0,000	0,046
Ao_%	r	1	-,795**	-0,228	0,340	0,115	0,115	0,115	0,100	0,125	0,170	0,075	0,123	-0,035	0,189	0,149	-0,164	-0,117

	p		0,000	0,284	0,104	0,591	0,591	0,591	0,641	0,561	0,427	0,728	0,567	0,872	0,375	0,489	0,444	0,586
Ar_%	r	-,795**	1	-,409*	-0,091	0,033	0,033	0,033	0,153	0,040	0,072	0,267	0,303	0,078	0,016	-0,039	-0,164	-0,194
	p	0,000		0,047	0,674	0,877	0,877	0,877	0,474	0,854	0,739	0,208	0,151	0,718	0,940	0,857	0,444	0,364
%Lo_%	r	-0,228	-,409*	1	-0,366	-0,225	-0,225	-0,225	-0,395	-0,254	-0,369	-,541**	-,671**	-0,074	-0,313	-0,162	,508*	,488*
	p	0,284	0,047		0,078	0,292	0,292	0,292	0,056	0,231	0,076	0,006	0,000	0,730	0,137	0,451	0,011	0,015
pH[1:1]	r	0,340	-0,091	-0,366	1	0,072	0,072	0,072	0,091	0,153	0,061	0,219	0,393	-0,069	0,277	-0,001	-0,097	-0,321
	p	0,104	0,674	0,078		0,738	0,738	0,738	0,671	0,474	0,777	0,304	0,058	0,750	0,190	0,998	0,652	0,126
%MO_LOI	r	0,115	0,033	-0,225	0,072	1	1,000**	1,000**	,556**	-0,280	,557**	0,105	0,177	0,073	-0,280	0,261	-,709**	0,037
	p	0,591	0,877	0,292	0,738		0,000	0,000	0,005	0,186	0,005	0,625	0,409	0,734	0,185	0,217	0,000	0,862
%TOC_LOI	r	0,115	0,033	-0,225	0,072	1,000**	1	1,000**	,556**	-0,280	,557**	0,105	0,177	0,073	-0,280	0,261	-,709**	0,037
	p	0,591	0,877	0,292	0,738	0,000		0,000	0,005	0,186	0,005	0,625	0,409	0,734	0,185	0,217	0,000	0,862
%CaCO3	r	0,115	0,033	-0,225	0,072	1,000**	1,000**	1	,556**	-0,280	,557**	0,105	0,177	0,073	-0,280	0,261	-,709**	0,037
	p	0,591	0,877	0,292	0,738	0,000	0,000		0,005	0,186	0,005	0,625	0,409	0,734	0,185	0,217	0,000	0,862
Al2O3_%	r	0,100	0,153	-0,395	0,091	,556**	,556**	,556**	1	-0,325	,937**	,635**	,459*	-0,058	-0,137	-0,172	-,948**	0,344
	p	0,641	0,474	0,056	0,671	0,005	0,005	0,005		0,121	0,000	0,001	0,024	0,786	0,522	0,421	0,000	0,100
CaO_%	r	0,125	0,040	-0,254	0,153	-0,280	-0,280	-0,280	-0,325	1	-0,234	-0,100	0,156	0,145	,902**	0,028	0,182	-0,320
	p	0,561	0,854	0,231	0,474	0,186	0,186	0,186	0,121		0,271	0,643	0,467	0,500	0,000	0,896	0,394	0,128
Fe2O3_%	r	0,170	0,072	-0,369	0,061	,557**	,557**	,557**	,937**	-0,234	1	,507*	0,401	0,008	-0,103	-0,083	-,940**	,410*
	p	0,427	0,739	0,076	0,777	0,005	0,005	0,005	0,000	0,271		0,011	0,052	0,972	0,631	0,699	0,000	0,046
K2O_%	r	0,075	0,267	-,541**	0,219	0,105	0,105	0,105	,635**	-0,100	,507*	1	,686**	-0,159	0,056	-0,307	-,572**	-0,107
	p	0,728	0,208	0,006	0,304	0,625	0,625	0,625	0,001	0,643	0,011		0,000	0,457	0,796	0,145	0,004	0,619
MgO_%	r	0,123	0,303	-,671**	0,393	0,177	0,177	0,177	,459*	0,156	0,401	,686**	1	-0,005	0,333	-0,295	-,487*	-0,260
	p	0,567	0,151	0,000	0,058	0,409	0,409	0,409	0,024	0,467	0,052	0,000		0,982	0,111	0,162	0,016	0,220
MnO_%	r	-0,035	0,078	-0,074	-0,069	0,073	0,073	0,073	-0,058	0,145	0,008	-0,159	-0,005	1	-0,075	0,170	-0,042	-0,118
	p	0,872	0,718	0,730	0,750	0,734	0,734	0,734	0,786	0,500	0,972	0,457	0,982		0,727	0,427	0,844	0,582
Na2O_%	r	0,189	0,016	-0,313	0,277	-0,280	-0,280	-0,280	-0,137	,902**	-0,103	0,056	0,333	-0,075	1	-0,240	0,061	-0,178
	p	0,375	0,940	0,137	0,190	0,185	0,185	0,185	0,522	0,000	0,631	0,796	0,111	0,727		0,259	0,778	0,406
P2O5_%	r	0,149	-0,039	-0,162	-0,001	0,261	0,261	0,261	-0,172	0,028	-0,083	-0,307	-0,295	0,170	-0,240	1	0,007	-,427*
	p	0,489	0,857	0,451	0,998	0,217	0,217	0,217	0,421	0,896	0,699	0,145	0,162	0,427	0,259		0,975	0,038
SiO2_%	r	-0,164	-0,164	,508*	-0,097	-,709**	-,709**	-,709**	-,948**	0,182	-,940**	-,572**	-,487*	-0,042	0,061	0,007	1	-0,218
	p	0,444	0,444	0,011	0,652	0,000	0,000	0,000	0,000	0,394	0,000	0,004	0,016	0,844	0,778	0,975		0,306
TiO2_%	r	-0,117	-0,194	,488*	-0,321	0,037	0,037	0,037	0,344	-0,320	,410*	-0,107	-0,260	-0,118	-0,178	-,427*	-0,218	1
	p	0,586	0,364	0,015	0,126	0,862	0,862	0,862	0,100	0,128	0,046	0,619	0,220	0,582	0,406	0,038	0,306	

. La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).

. La correlación es significativa en el nivel 0,05 (bilateral).

A.2.3. ***Valores litológicos e intervalos de contenidos (ppm) de metales pesados para los suelos de Luyando.***

Metal	VL	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
As	13	26	26,1 - 65.0	65,1 - 650	> 650
Cu	40	80	80,1 - 200	200,1 - 400	> 400
Cd	0,3	0,6	0,61 - 1,50	1,51 - 3,0	> 3,0
Pb	20	40	40,1 - 100	100,1 - 200	> 200
Zn	80	160	160,1 - 400	400,1 - 800	> 800
Co	14	28	28.1 - 70.0	70,1 - 140	> 140
Hg	0,2	0,4	0,41 - 1,0	1,1 - 2,0	> 2
Mo	2	4	4,1 - 10,0	10,1 - 20	> 20
Ni	40	80	80,1 - 200	200,1 - 400	> 400
Cr	80	160	160,1 - 400	400,1 - 800	> 800
Sr	300	600	600,1 - 1500	1500,1 - 3000	> 3000
Mn	400	800	801 - 2000	2001- 4000	> 4000
Zr	160	320	320,1 - 800	800,1 -1600	> 1600
Ba	500	1000	1001 - 2500	2501 - 5000	> 5000
Ti	3800	7600	7601 - 19000	19001 - 38000	> 38000
Fe	33000	66000	66001 - 165000	165001 - 330000	> 330000

Nota: Todos los valores están expresados en ppm.

A.2.4. ***Valores Indicativos de Evaluación de la Calidad calculados para suelos superficiales de Luyando (VIEC).***

Metal	Ecuación Lineal	VIE-A	VIE-B	VIE-C
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
As	x + 2S	13	71	-
Cu	x + 2S	23	-	-
Cd	3-0,083 Arc	0,57	2	3,28
Pb	x + 2S	31	125,5	-
Zn	x + 2S	133	872	-
Co	10+0,766 CIC	17	-	-
Hg	0,103-0,003 CIC	0,075	-	-
Mo	6+0,985 pH	11	10	-
Ni	x + 2S	48	-	-
Cr	x + 2S	107	-	-
Sr	x + 2S	383	1352	-
Mn	x + 2S	799	2970	-
Zr	470 - 10,02 CaCO3	284	754	-
Ba	239 +5,95CaCO3	350	-	-
Ti	6000 - 106,78CaCO3	4016	12700	-
Fe	x + 2S	47767	-	-

Nota: (-) no calculados datos insuficientes.

A.2.5. ***Valores Indicativos de Evaluación de la Calidad calculados para suelos agrícolas de Luyando (VIEC).***

Metal	Ecuación Lineal	VIE-A	VIE-B	VIE-C
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
As	16	16	-	-
Cu	14+0,010 Arc + 0,46 MO + 2,17 pH + 0,043 CIC	31	-	-
Cd	0,002 Arc + 0,101 MO + 0,108 pH + 0,016 CIC	1.78	-	-
Pb	26	26	34	-
Zn	117	117	192	-
Co	11+0,092 Arc + 0,005 MO - 0,438 pH + 0,307 CIC	17	-	-
Hg	0,12+0,001 Arc -0,005 MO - 0,003 pH	0,105	-	-
Mo	8	8	-	-
Ni	29+0,029 Arc + 2,050 MO - 2,093 pH + 0,118 CIC	37	62	-
Cr	54+0,660 Arc + 1,389 MO	96	-	-
Sr	84+0,025 Arc - 0,129 MO + 18,070 pH + 0,145 CIC	189	1165,5	-
Mn	1297	1297	2000	-
Zr	643	643	812	-
Ba	411	411	-	-
Ti	7534	7534	13550	-
Fe	50910	50910	73800	-

Nota: (-) no calculados datos insuficientes.

A.2.6. ***Valores Indicativos de Evaluación de la Calidad calculados para suelos de bosque de Luyando (VIEC).***

Metal	Ecuación Lineal	VIE-A	VIE-B	VIE-C
		Clase 1	Clase 2	Clase 3
As	26	26	90	-
Cu	29	29	-	-
Cd	6	6	-	-
Pb	37	37	148	-
Zn	143	143	1117	-
Co	10+0,132 Arc + 0,590 CIC	22	-	-
Hg	0.28	0,28	-	-
Mo	10	10	-	-
Ni	64	64	205	-
Cr	82	82	343	-
Sr	461	461	1549	-
Mn	1429	1429	9073	-
Zr	633	633	969	-
Ba	472	472	708	-
Ti	7773	7773	-	-
Fe	42000+ 490,67Arc	64525	-	-

Nota: (-) no calculados datos insuficientes.

A.2.7. ***Propuesta de Niveles de Referencia de metales pesados en el distrito de Luyando - Perú comparado con otros estudios.***

Referencia	Metal pesado (VIE-A)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
*Suelos superficiales	13	23	0.57	36	134	17	0,075	11	44	68	156	1327	284	350	4016	47767
*Suelo agricola	16	31	1.78	26	117	17	0,105	8	37	96	189	1297	643	411	7534	50910
*Suelo de Bosque	26	29	6	37	143	22	0,81	10	64	82	461	1429	633	472	7773	64525
ECA Suelo-Perú **	50	-	1,4	70	-	-	6,6	-	-	-	-	-	-	750	-	-
SQG–Canadá **	12	63	1,4	70	250	-	6,6	-	45	64	-	-	-	750	-	-
Holanda**	20	50	1	50	200	-	0,5	-	50	100	-	-	-	-	-	-

Nota: * Niveles de Referencia calculados en la presente investigación a partir de ecuaciones lineales.
****Categoría de Uso Agrícola.**

ANEXOS:

Diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados

A.2.8.

Anexos: Diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en los suelos superficiales de estudio.

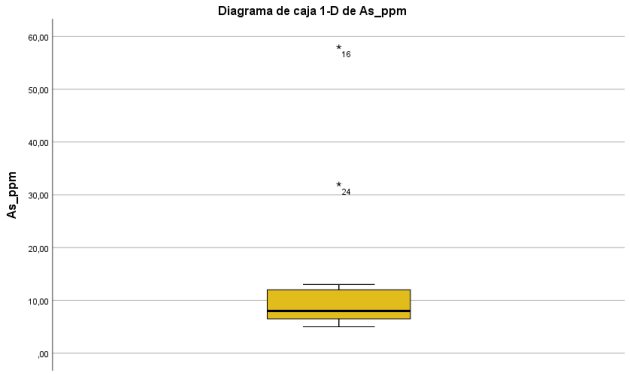


Figura a). Arsénico (ppm)

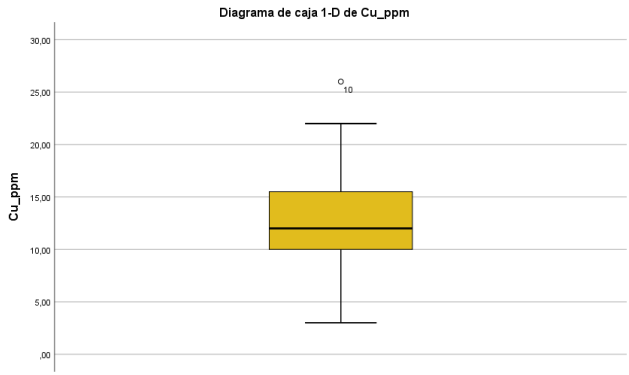


Figura b). Cobre (ppm)

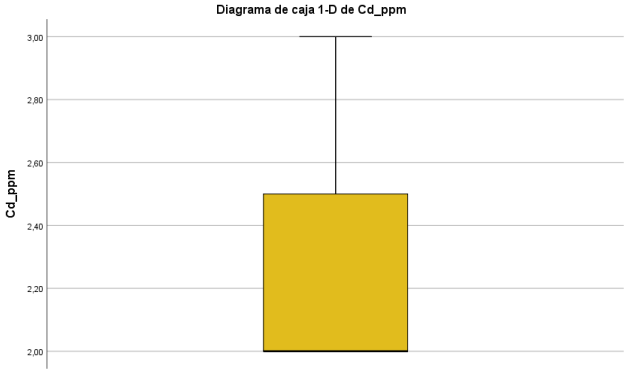


Figura c). Cadmio (ppm)

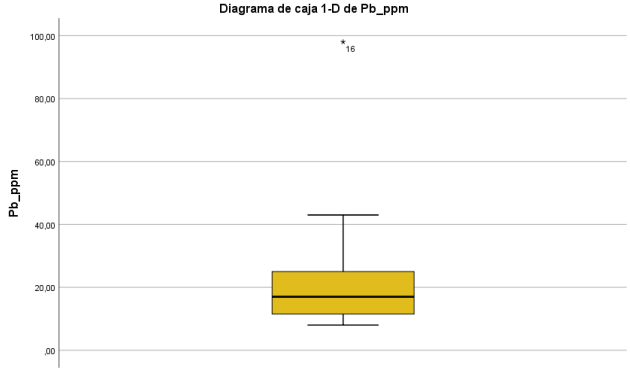


Figura d). Plomo (ppm)

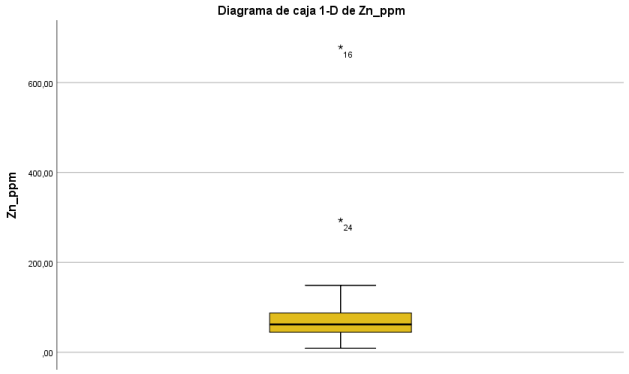


Figura e). Zinc (ppm)

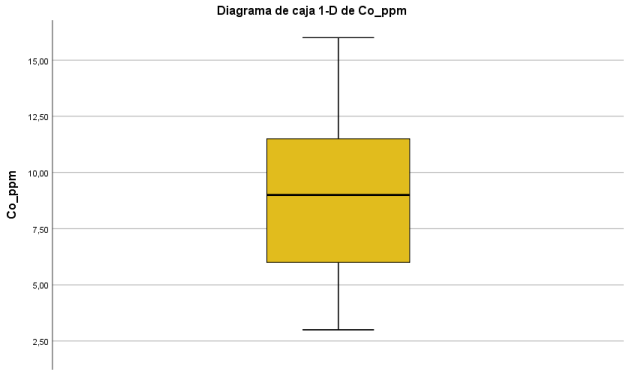


Figura f). Cobalto (ppm)

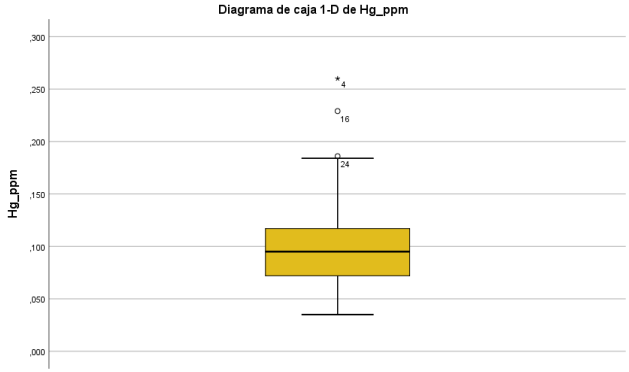


Figura g). Mercurio (ppm)

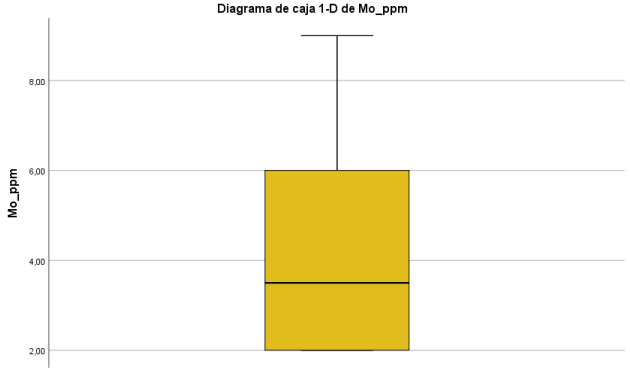


Figura h). Molibdeno (ppm)

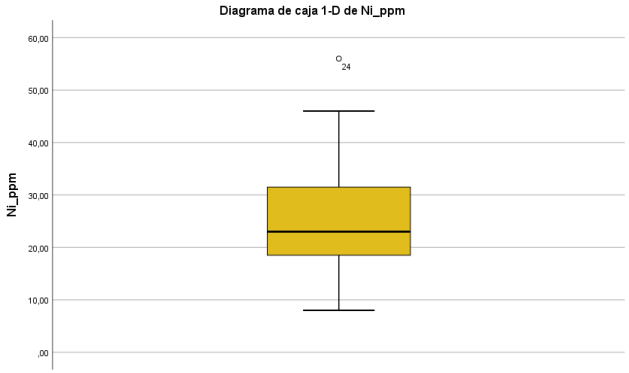


Figura i). Niquel (ppm)

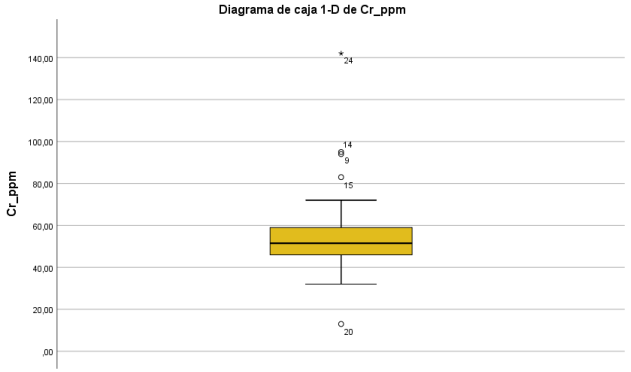


Figura j). Cromo (ppm)

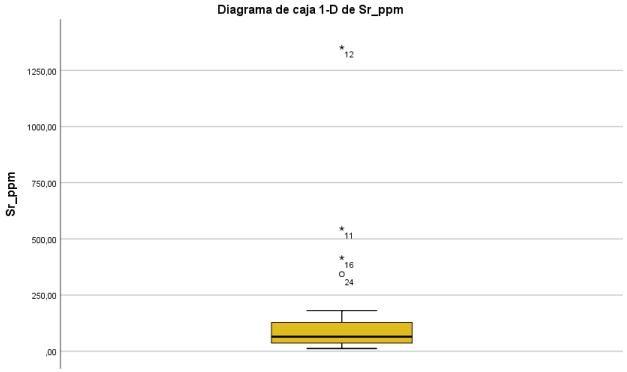


Figura k). Estroncio (ppm)

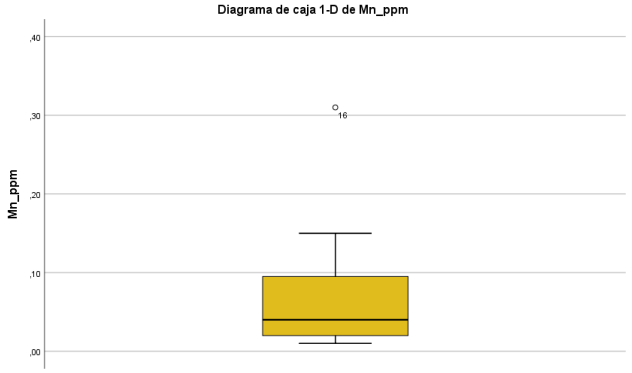


Figura l). Manganeso (ppm)

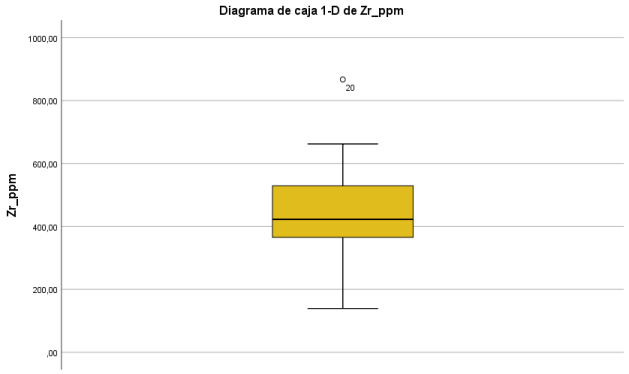


Figura m). Zirconio (ppm)

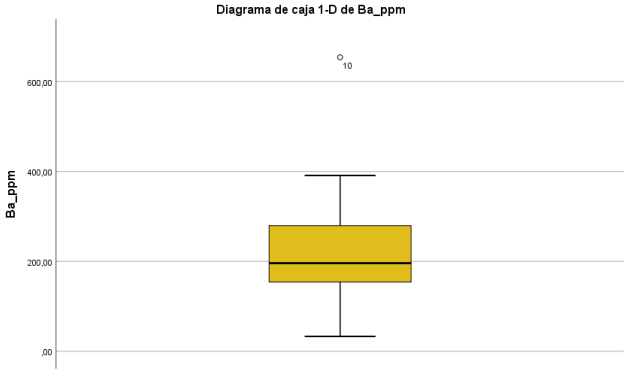


Figura n). Bario (ppm)

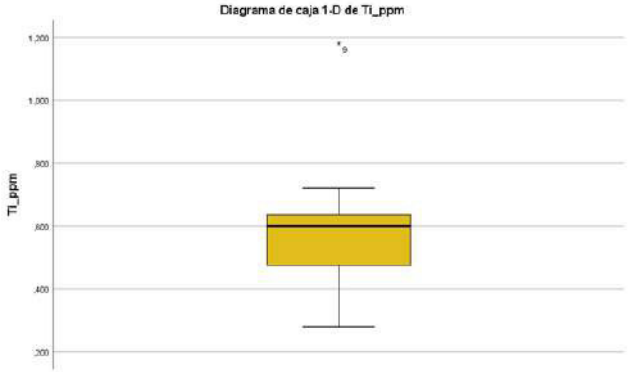


Figura o). Titanio (ppm)

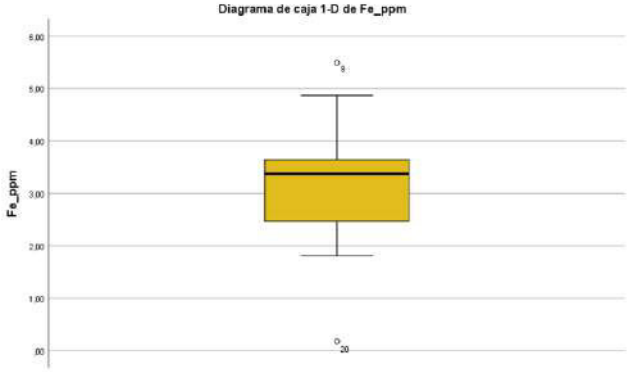


Figura p). Hierro (ppm)

A.2.9. Diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en los suelos profundos de estudio.

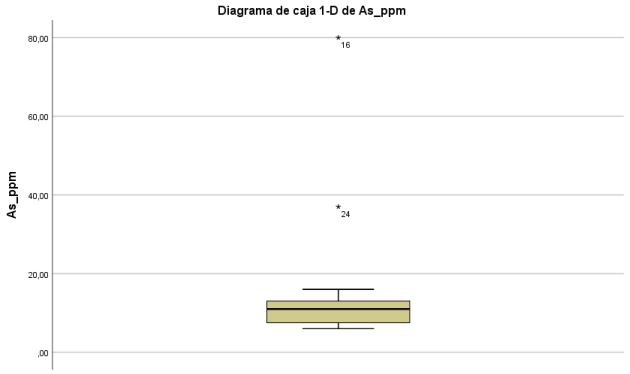


Figura a.1). Arsénico (ppm)

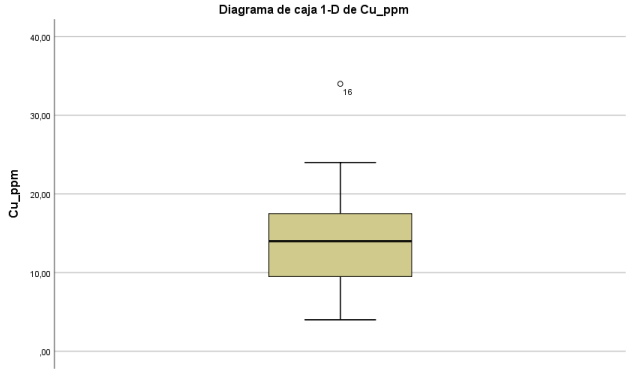


Figura b.1). Cobre (ppm)

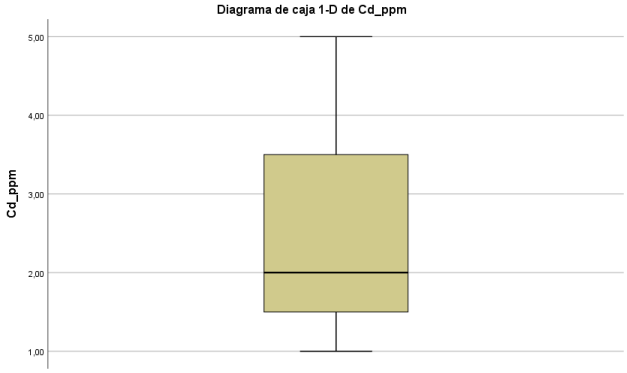


Figura c.1). Cadmio (ppm)

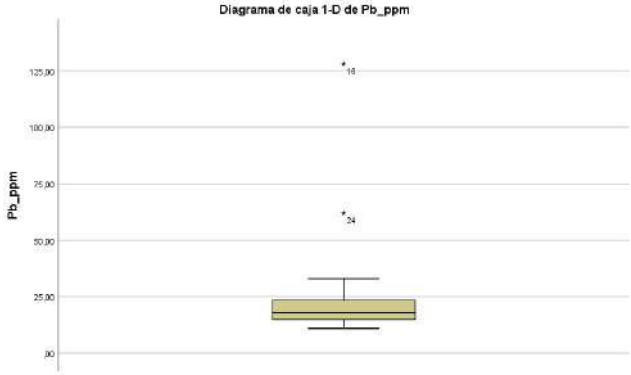


Figura d.1). Plomo (ppm)

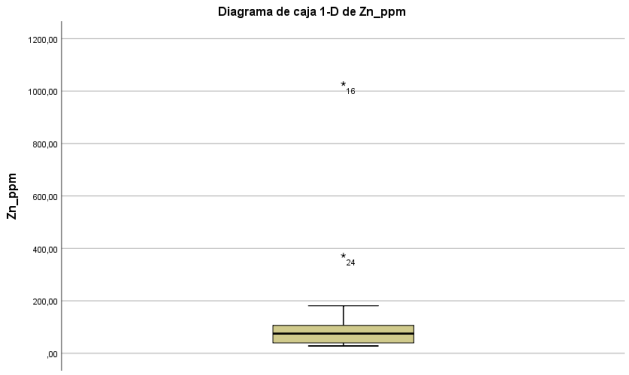


Figura e.1). Zinc (ppm)

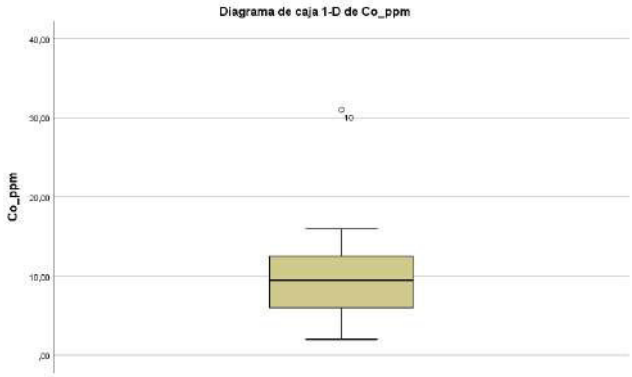


Figura f.1). Cobalto (ppm)

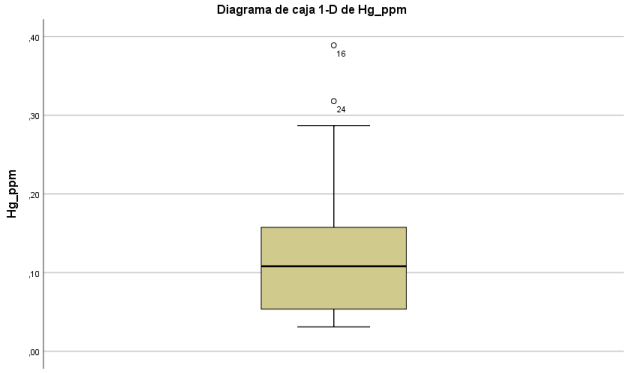


Figura g.1). Mercurio (ppm)

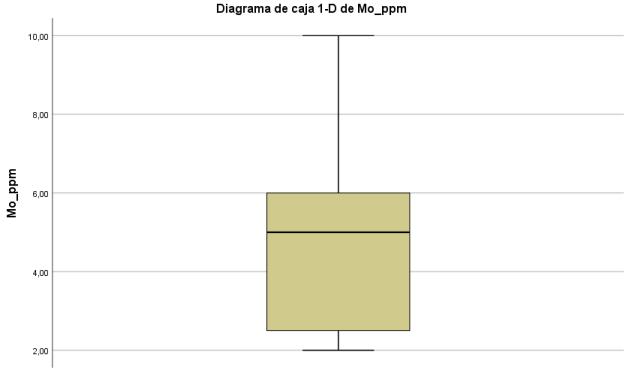


Figura H.1). Molibdeno (ppm)

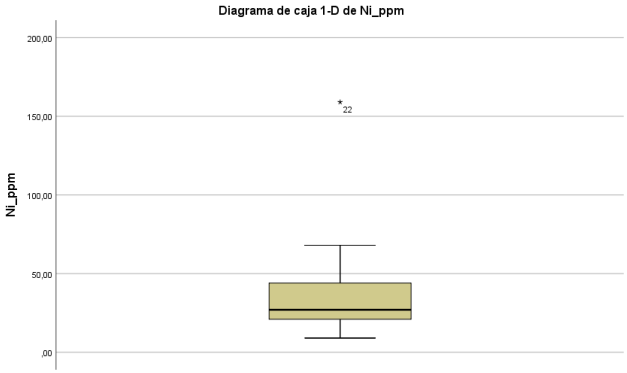


Figura i.1). Niquel (ppm)

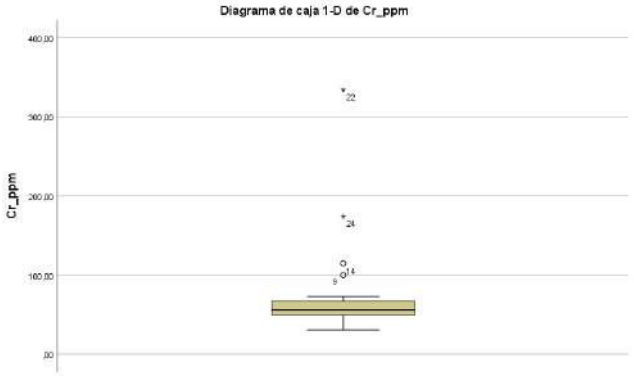


Figura j.1). Cromo (ppm)

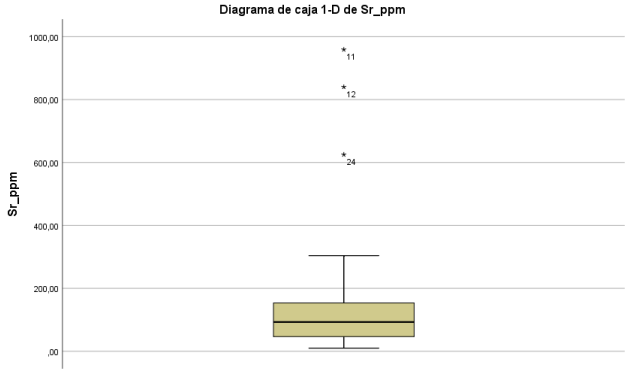


Figura k.1). Estroncio (ppm)

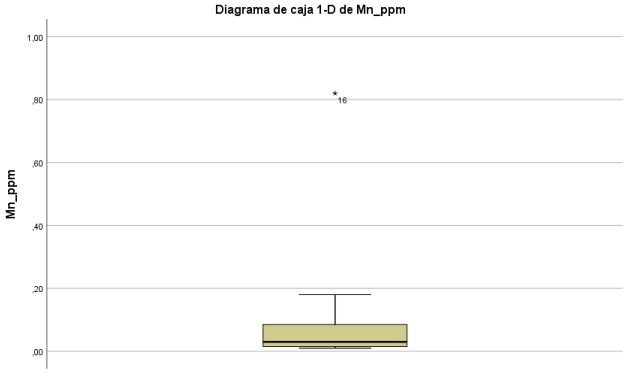


Figura l.1). Manganeso (ppm)

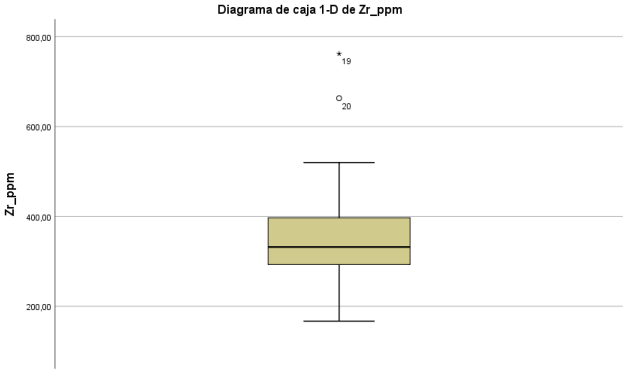


Figura m.1). Zirconio (ppm)

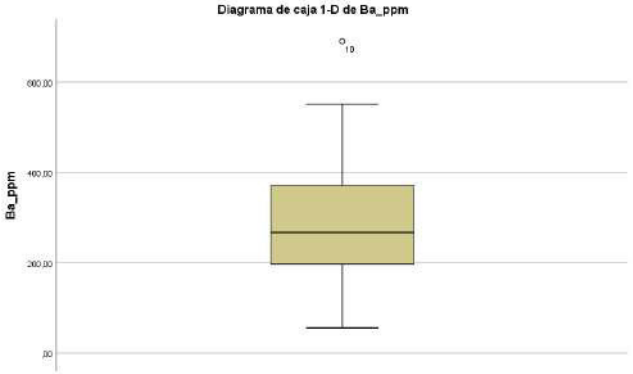


Figura n.1). Bario (ppm)

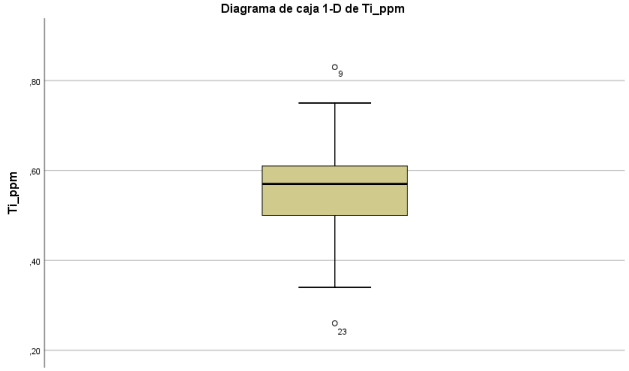


Figura o.1). Titanio (ppm)

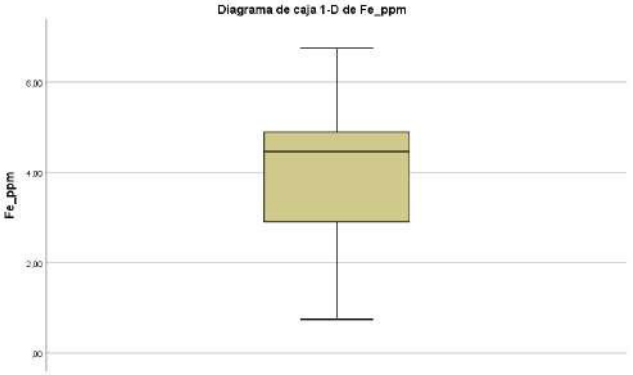


Figura p.1). Hierro (ppm)

ANEXOS:

Análisis de regresión lineal múltiple

A.2.10. Regresiones lineales múltiples entre los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas de los suelos superficiales de agrícolas y de bosque.

A. Regresión entre los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas de los suelos superficiales de Luyando

Advertencias

Para el modelo final con la variable dependiente Cd_ppm, los estadísticos de influencia no se pueden calcular porque el ajuste es perfecto.

El gráfico: Cd_ppm por *adjpred diagrama de dispersión no se ha generado porque está vacío.

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, Ar_%[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Cd_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

					Estadísticos de cambio				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	1,000[a]	1,000	.	.	1,000	.	2	0	.

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, Ar_%

b. Variable dependiente: Cd_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	,667	2	,333	.	.[b]
	Residuo	,000	0	.		
	Total	,667	2			

a. Variable dependiente: Cd_ppm

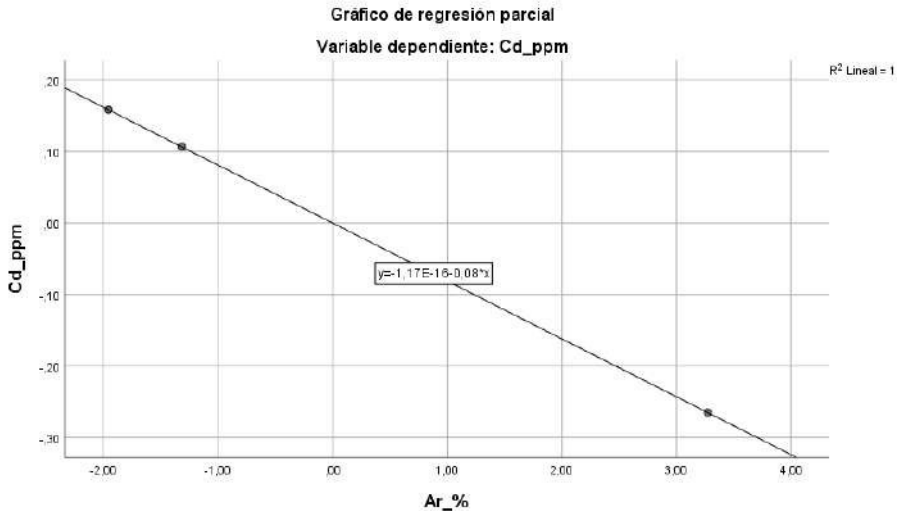
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, Ar_%

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.
		B	Desv. Error	Beta		
1	(Constante)	5,746	,000		.	.
	Ar_%	-,081	,000	-,978	.	.
	CIC_cml/kg	-,007	,000	-,025	.	.

a. Variable dependiente: Cd_ppm

Gráficos


Gráfico de regresión parcial
Variable dependiente: Cd_ppm
R² Lineal = 1
y=-1,17E-16-0,08*x
Cd_ppm
Ar_%
Gráfico de regresión parcial
Variable dependiente: Cd_ppm
R² Lineal = 1
y=-7,4E-16-7,13E-3*x
Cd_ppm
CIC_cmol/kg

Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, %CaCO3, Ar_%, pH[1:1][b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Co_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

					Estadísticos de cambio				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,795[a]	,633	,551	2,65293	,633	7,753	4	18	,001

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, %CaCO3, Ar_%, pH[1:1]

b. Variable dependiente: Co_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	218,272	4	54,568	7,753	,001[b]
	Residuo	126,685	18	7,038		
	Total	344,957	22			

a. Variable dependiente: Co_ppm

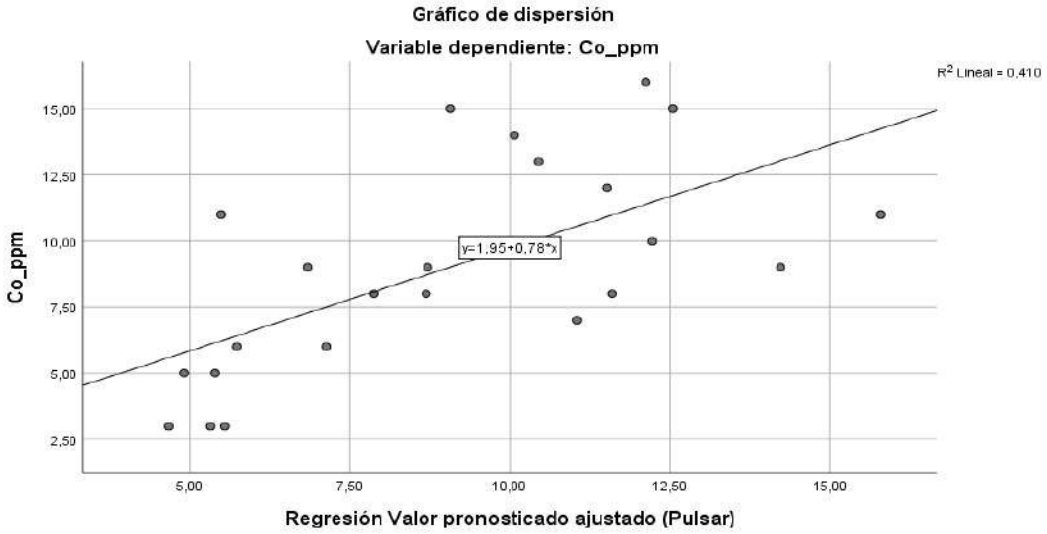
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, %CaCO3, Ar_%, pH[1:1]

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	9,757	5,567		1,753	,097
	Ar_%	,038	,050	,117	,771	,451
	pH[1:1]	-1,878	,795	-,419	-2,363	,030
	%CaCO3	-,046	,087	-,076	-,523	,607
	CIC_cml/kg	,928	,171	,895	5,411	,000

a. Variable dependiente: Co_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, %CaCO3, Ar_%, pH[1:1][b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Hg_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

					Estadísticos de cambio				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,652[a]	,426	,305	,046081	,426	3,519	4	19	,026

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, %CaCO3, Ar_%, pH[1:1]

b. Variable dependiente: Hg_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	,030	4	,007	3,519	,026[b]
	Residuo	,040	19	,002		
	Total	,070	23			

a. Variable dependiente: Hg_ppm

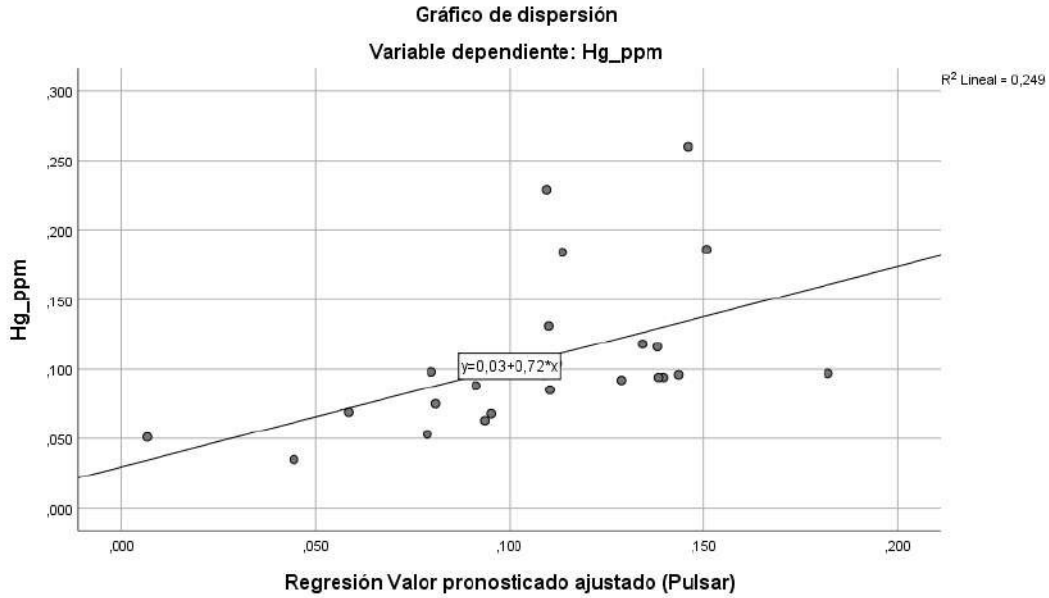
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, %CaCO3, Ar_%, pH[1:1]

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	,092	,094		,981	,339
	Ar_%	,001	,001	,279	1,511	,147
	pH[1:1]	,005	,014	,085	,384	,705
	%CaCO3	,000	,002	,057	,324	,749
	CIC_cml/kg	-,008	,003	-,634	-3,044	,007

a. Variable dependiente: Hg_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, pH[1:1], Ar_%, %CaCO3[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Mo_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio				
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,955[a]	,913	,797	1,14941	,913	7,860	4	3	,061

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, pH[1:1], Ar_%, %CaCO3

b. Variable dependiente: Mo_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	41,537	4	10,384	7,860	,061[b]
	Residuo	3,963	3	1,321		
	Total	45,500	7			

a. Variable dependiente: Mo_ppm

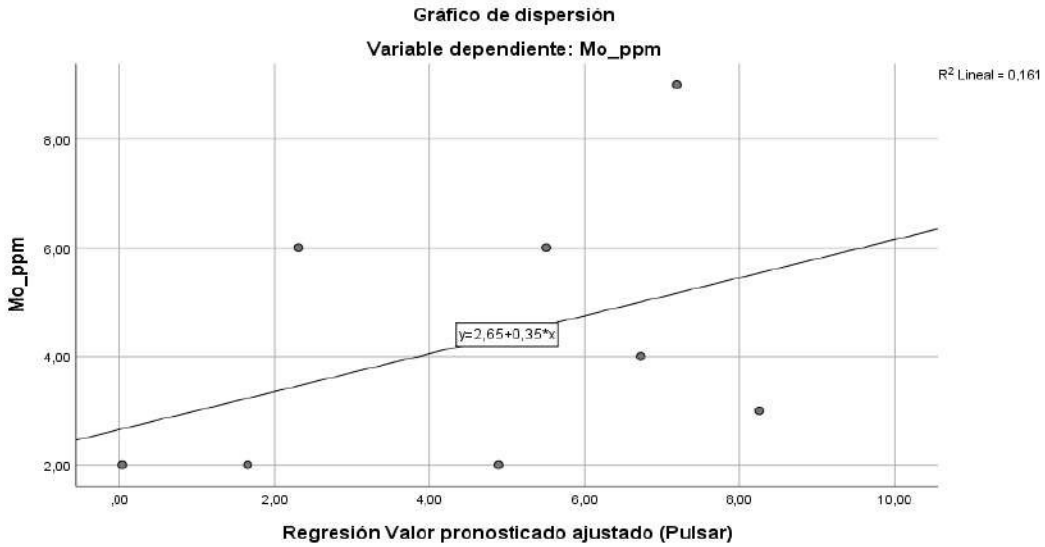
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, pH[1:1], Ar_%, %CaCO3

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	-22,164	7,072		-3,134	,052
	Ar_%	-,055	,078	-,232	-,706	,531
	pH[1:1]	7,321	2,298	2,146	3,185	,050
	%CaCO3	-,650	,311	-1,573	-2,088	,128
	CIC_cml/kg	,185	,463	,116	,400	,716

a. Variable dependiente: Mo_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	%CaCO3	.	Por pasos (Criterios: Probabilidad-de-F-para-entrar <= ,050, Probabilidad-de-F-para-eliminar >= ,100).

a. **Variable dependiente: Zr_ppm**

Resumen del modelo[b]

					Estadísticos de cambio				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,441[a]	,195	,158	146,214	,195	5,320	1	22	,031

a. Predictores: (Constante), %CaCO3

b. Variable dependiente: Zr_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	113733,231	1	113733,231	5,320	,031[b]
	Residuo	470324,602	22	21378,391		
	Total	584057,833	23			

a. Variable dependiente: Zr_ppm

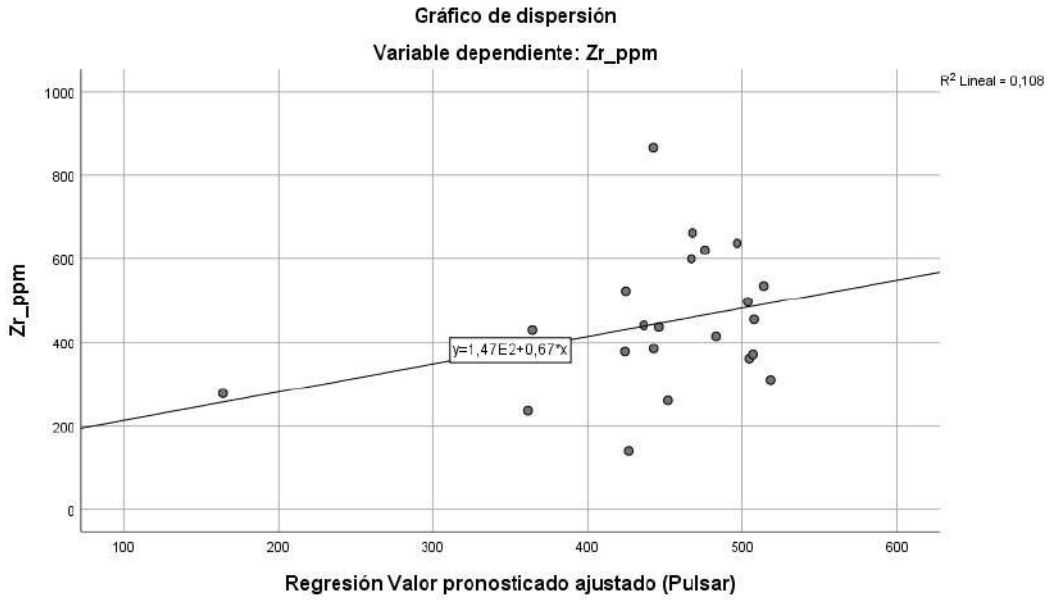
b. Predictores: (Constante), %CaCO3

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	643,096	92,597		6,945	,000
	%CaCO3	-10,883	4,718	-,441	-2,307	,031

a. Variable dependiente: Zr_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, %CaCO3, Ar_%, pH[1:1][b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Ba_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio				
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,773[a]	,597	,512	90,37974	,597	7,034	4	19	,001

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, %CaCO3, Ar_%, pH[1:1]

b. Variable dependiente: Ba_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	229829,041	4	57457,260	7,034	,001[b]
	Residuo	155201,459	19	8168,498		
	Total	385030,500	23			

a. Variable dependiente: Ba_ppm

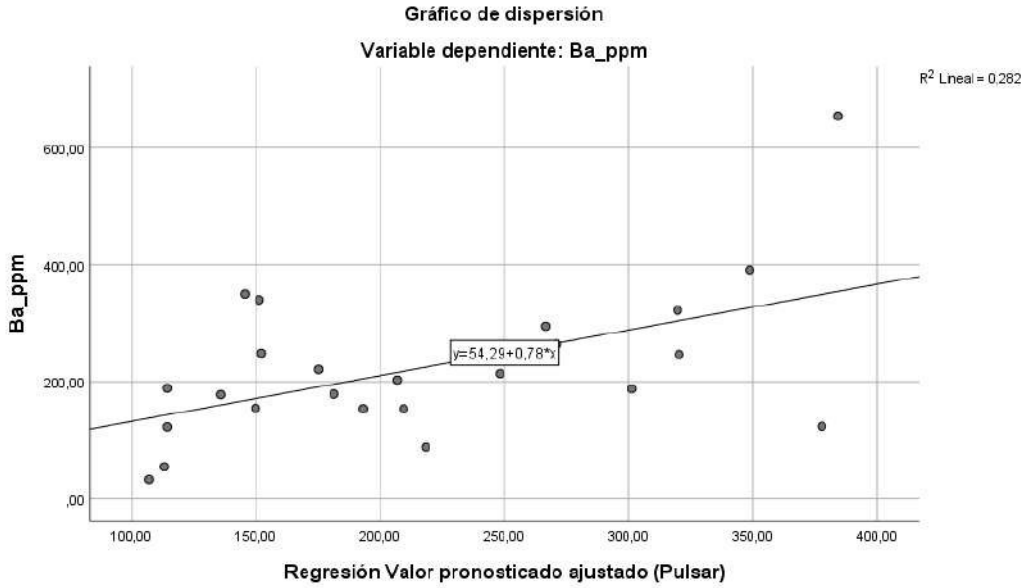
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, %CaCO3, Ar_%, pH[1:1]

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	-71,401	183,760		-,389	,702
	Ar_%	1,358	1,673	,126	,812	,427
	pH[1:1]	-22,239	27,041	-,152	-,822	,421
	%CaCO3	12,196	2,967	,609	4,110	,001
	CIC_cml/kg	14,501	5,474	,462	2,649	,016

a. Variable dependiente: Ba_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	%CaCO3	.	Por pasos (Criterios: Probabilidad-de-F-para-entrar <= ,050, Probabilidad-de-F-para-eliminar >= ,100).

a. **Variable dependiente: Ti_ppm**

Resumen del modelo[b]

					Estadísticos de cambio				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,459[a]	,211	,175	1771,826198	,211	5,878	1	22	,024

a. Predictores: (Constante), %CaCO3

b. Variable dependiente: Ti_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	18452235,646	1	18452235,646	5,878	,024[b]
	Residuo	69066097,687	22	3139368,077		
	Total	87518333,333	23			

a. Variable dependiente: Ti_ppm

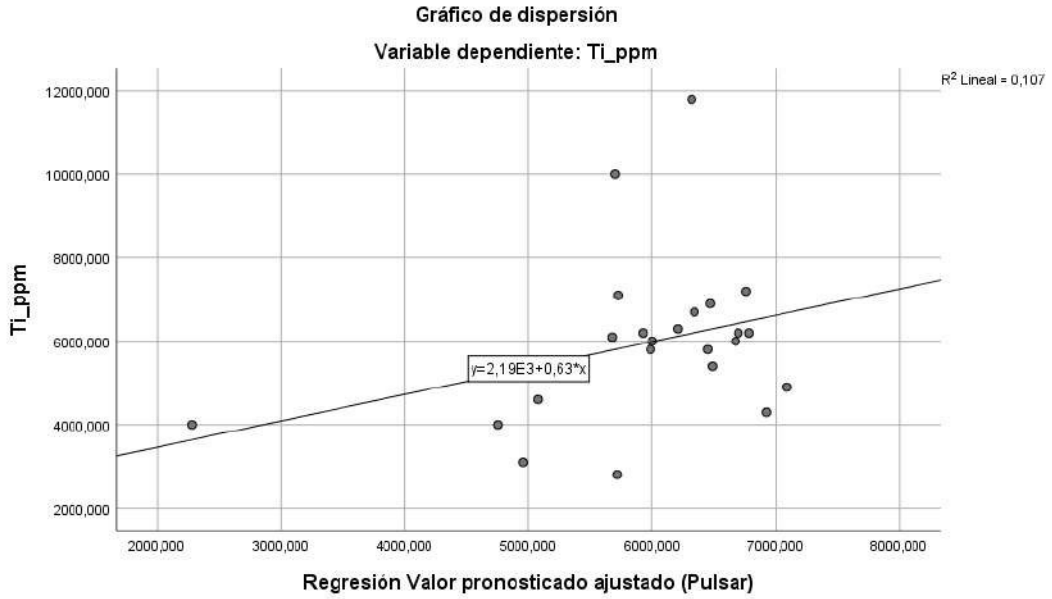
b. Predictores: (Constante), %CaCO3

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	8516,903	1122,103		7,590	,000
	%CaCO3	-138,616	57,176	-,459	-2,424	,024

a. Variable dependiente: Ti_ppm

Gráfico



B. Regresión entre los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas de los suelos agrícolas de Luyando

Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, Ar_pct, CaCO3_pct, pH, M.O_pct[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Cu_ppm**

b. Todas las variables solicitadas introducidas.

Resumen del modelo[e]

					Estadísticos de cambio				Durbin-Watson
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F	
1	,106[a]	,011	-,034	4,58441	,011	,250	1	22	,622	
2	,115[b]	,013	-,081	4,68739	,002	,044	1	21	,836	
3	,338[c]	,114	-,019	4,55099	,101	2,278	1	20	,147	
4	,730[d]	,533	,434	3,39112	,419	17,021	1	19	,001	1,639

a. Predictores: (Constante), MO_pct

b. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

e. Variable dependiente: Cu_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	5,255	1	5,255	,250	,622[b]
	Residuo	462,370	22	21,017		
	Total	467,625	23			
2	Regresión	6,221	2	3,110	,142	,869[c]
	Residuo	461,404	21	21,972		
	Total	467,625	23			
3	Regresión	53,394	3	17,798	,859	,478[d]
	Residuo	414,231	20	20,712		
	Total	467,625	23			
4	Regresión	249,130	4	62,283	5,416	,004[e]
	Residuo	218,495	19	11,500		
	Total	467,625	23			

a. Variable dependiente: Cu_ppm

b. Predictores: (Constante), MO_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

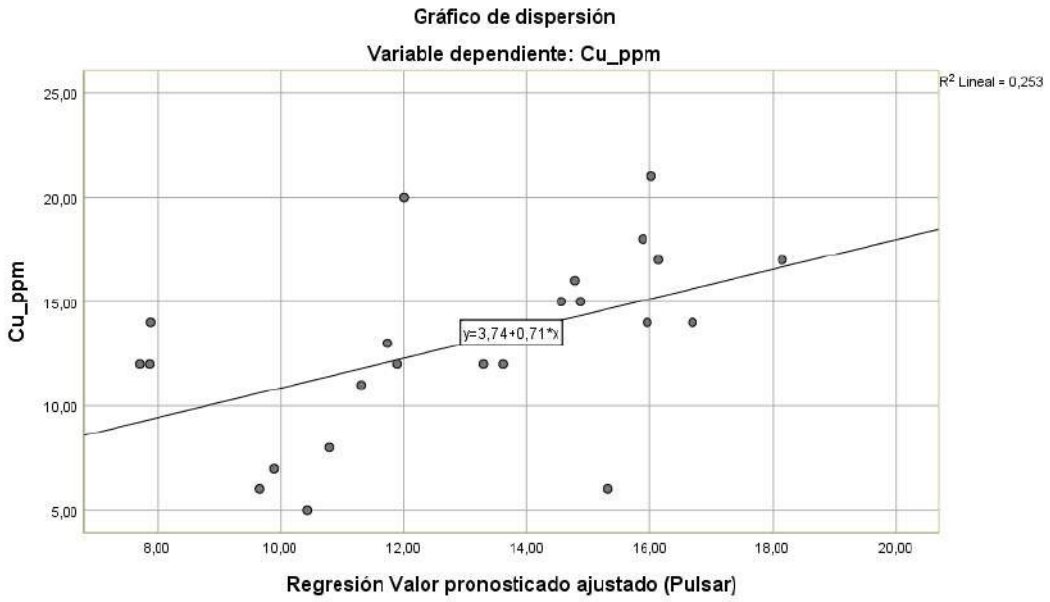
e. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	10,856	3,659		2,967	,007
	MO_pct	,211	,422	,106	,500	,622
2	(Constante)	10,311	4,557		2,263	,034
	MO_pct	,201	,434	,101	,464	,647
	Ar_pct	,014	,065	,046	,210	,836
3	(Constante)	11,109	4,456		2,493	,022
	MO_pct	2,334	1,474	1,173	1,583	,129
	Ar_pct	-,007	,065	-,024	-,110	,913
	CaCO3_pct	-1,054	,698	-1,113	-1,509	,147
4	(Constante)	-7,223	5,547		-1,302	,208
	MO_pct	3,851	1,158	1,935	3,324	,004
	Ar_pct	-,020	,048	-,066	-,408	,688
	CaCO3_pct	-1,652	,540	-1,745	-3,059	,006
	pH	2,840	,688	,689	4,126	,001

a. Variable dependiente: Cu_ppm

Gráfico


Gráfico de dispersión
Variable dependiente: Cu_ppm
R² Lineal = 0,253
y=3,74+0,71*x
Cu_ppm
25,00
20,00
15,00
10,00
5,00
8,00
10,00
12,00
14,00
16,00
18,00
20,00
Regresión Valor pronosticado ajustado (Pulsar)

Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	MO_pct[b]	.	Introducir
2	Ar_pct[b]	.	Introducir
3	CaCO3_pct[b]	.	Introducir
4	pH[b]	.	Introducir

a.: **Cd_ Variable dependiente ppm**

b. Todas las variables solicitadas introducidas.

Resumen del modelo[e]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio				Durbin-Watson
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F	
1	,405[a]	,164	,126	,52777	,164	4,327	1	22	,049	
2	,406[b]	,165	,086	,53992	,001	,021	1	21	,887	
3	,415[c]	,172	,048	,55094	,007	,169	1	20	,686	
4	,444[d]	,197	,028	,55671	,025	,587	1	19	,453	1,830

a. Predictores: (Constante), MO_pct

b. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

e. Variable dependiente: Cd_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	1,205	1	1,205	4,327	,049[b]
	Residuo	6,128	22	,279		
	Total	7,333	23			
2	Regresión	1,211	2	,606	2,078	,150[c]
	Residuo	6,122	21	,292		
	Total	7,333	23			
3	Regresión	1,263	3	,421	1,387	,276[d]
	Residuo	6,071	20	,304		
	Total	7,333	23			
4	Regresión	1,445	4	,361	1,165	,357[e]
	Residuo	5,889	19	,310		
	Total	7,333	23			

a. Variable dependiente: Cd_ppm

b. Predictores: (Constante), MO_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

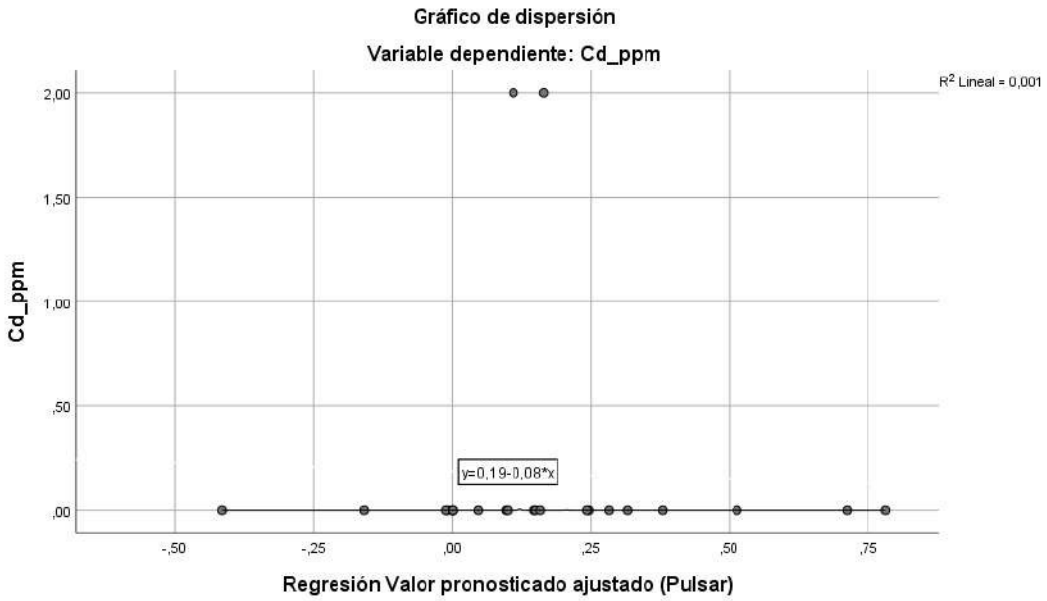
e. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	-,680	,421		-1,615	,120
	MO_pct	,101	,049	,405	2,080	,049
2	(Constante)	-,724	,525		-1,379	,182
	MO_pct	,100	,050	,402	2,006	,058
	Ar_pct	,001	,008	,029	,144	,887
3	(Constante)	-,697	,539		-1,293	,211
	MO_pct	,170	,178	,684	,955	,351
	Ar_pct	,000	,008	,011	,051	,960
	CaCO3_pct	-,035	,085	-,293	-,411	,686
4	(Constante)	-1,256	,911		-1,380	,184
	MO_pct	,217	,190	,870	1,140	,269
	Ar_pct	1,519E-5	,008	,000	,002	,998
	CaCO3_pct	-,053	,089	-,446	-,597	,557
	pH	,087	,113	,168	,766	,453

a. Variable dependiente: Cd_ppm

Gráfico


Gráfico de dispersión
Variable dependiente: Cd_ppm
R² Lineal = 0,001
2,00
1,50
1,00
,50
,00
Cd_ppm
y=0,19-0,08*x
-,50
-,25
,00
,25
,50
,75
Regresión Valor pronosticado ajustado (Pulsar)

Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	MO_pct[b]	.	Introducir
2	Ar_pct[b]	.	Introducir
3	CaCO3_pct[b]	.	Introducir
4	pH[b]	.	Introducir
5	CIC_cml/kg	.	Por pasos (Criterios: Probabilidad-de-F-para-entrar <= .050, Probabilidad-de-F-para-eliminar >= .100).

a. Variable dependiente: Co_ppm

b. Todas las variables solicitadas introducidas.

Resumen del modelo[f]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio					Durbin-Watson
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F	
1	,039[a]	,002	-,044	3,96816	,002	,034	1	22	,855	
2	,449[b]	,202	,126	3,63123	,200	5,272	1	21	,032	
3	,471[c]	,221	,105	3,67509	,020	,502	1	20	,487	
4	,473[d]	,224	,060	3,76476	,002	,059	1	19	,811	
5	,618[e]	,381	,210	3,45291	,158	4,587	1	18	,046	1,694

a. Predictores: (Constante), MO_pct

b. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

e. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH, CIC_cml/kg

f. Variable dependiente: Co_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	,541	1	,541	,034	,855[b]
	Residuo	346,418	22	15,746		
	Total	346,958	23			
2	Regresión	70,056	2	35,028	2,656	,094[c]
	Residuo	276,902	21	13,186		
	Total	346,958	23			
3	Regresión	76,833	3	25,611	1,896	,163[d]
	Residuo	270,125	20	13,506		
	Total	346,958	23			
4	Regresión	77,663	4	19,416	1,370	,282[e]
	Residuo	269,295	19	14,173		
	Total	346,958	23			
5	Regresión	132,351	5	26,470	2,220	,097[f]
	Residuo	214,607	18	11,923		
	Total	346,958	23			

a. Variable dependiente: Co_ppm

b. Predictores: (Constante), MO_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

e. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

f. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH, CIC_cml/kg

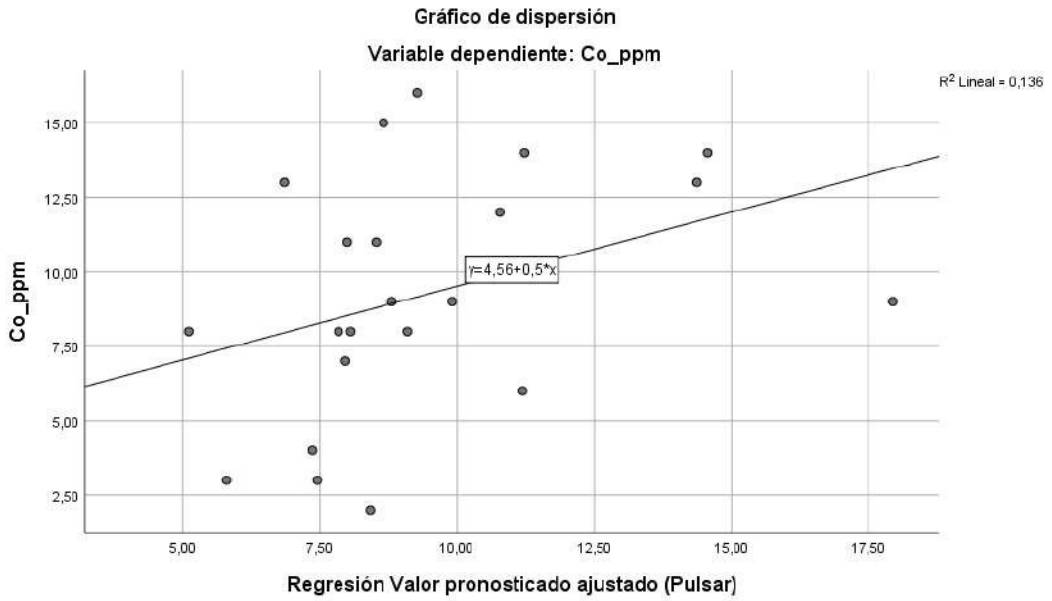
Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.
		B	Desv. Error	Beta		
1	(Constante)	9,859	3,167		3,113	,005
	MO_pct	-,068	,365	-,039	-,185	,855
2	(Constante)	5,232	3,530		1,482	,153
	MO_pct	-,150	,336	-,088	-,446	,660
	Ar_pct	,116	,051	,450	2,296	,032
3	(Constante)	4,929	3,598		1,370	,186
	MO_pct	-,958	1,191	-,559	-,805	,430
	Ar_pct	,124	,052	,481	2,367	,028
	CaCO3_pct	,399	,564	,490	,708	,487
4	(Constante)	3,735	6,158		,607	,551
	MO_pct	-,859	1,286	-,501	-,668	,512
	Ar_pct	,123	,054	,478	2,291	,034
	CaCO3_pct	,360	,600	,442	,601	,555
	pH	,185	,764	,052	,242	,811
5	(Constante)	4,308	5,654		,762	,456

MO_pct	-,839	1,180	-,490	-,711	,486
Ar_pct	,100	,050	,388	1,984	,063
CaCO3_pct	,411	,550	,503	,746	,465
pH	-,590	,789	-,166	-,748	,464
CIC_cml/kg	,312	,145	,471	2,142	,046

a. Variable dependiente: Co_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	MO_pct[b]	.	Introducir
2	Ar_pct[b]	.	Introducir
3	CaCO3_pct[b]	.	Introducir
4	pH[b]	.	Introducir
5	CIC_cml/kg	.	Por pasos (Criterios: Probabilidad-de-F-para-entrar <= .050, Probabilidad-de-F-para-eliminar >= .100).

a. Variable dependiente: Hg_ppm

b. Todas las variables solicitadas introducidas.

Resumen del modelo[f]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio					Durbin-Watson
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F	
1	,020[a]	,000	-,045	,048867	,000	,009	1	22	,926	
2	,150[b]	,022	-,071	,049462	,022	,473	1	21	,499	
3	,239[c]	,057	-,084	,049771	,035	,740	1	20	,400	
4	,482[d]	,232	,070	,046095	,175	4,317	1	19	,052	
5	,717[e]	,515	,380	,037645	,283	10,488	1	18	,005	2,020

a. Predictores: (Constante), MO_pct

b. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

e. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH, CIC_cml/kg

f. Variable dependiente: Hg_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	,000	1	,000	,009	,926[b]
	Residuo	,053	22	,002		
	Total	,053	23			
2	Regresión	,001	2	,001	,241	,788[c]
	Residuo	,051	21	,002		
	Total	,053	23			
3	Regresión	,003	3	,001	,405	,751[d]
	Residuo	,050	20	,002		
	Total	,053	23			
4	Regresión	,012	4	,003	1,434	,261[e]
	Residuo	,040	19	,002		
	Total	,053	23			
5	Regresión	,027	5	,005	3,817	,016[f]
	Residuo	,026	18	,001		
	Total	,053	23			

a. Variable dependiente: Hg_ppm

b. Predictores: (Constante), MO_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

e. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

f. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH, CIC_cml/kg

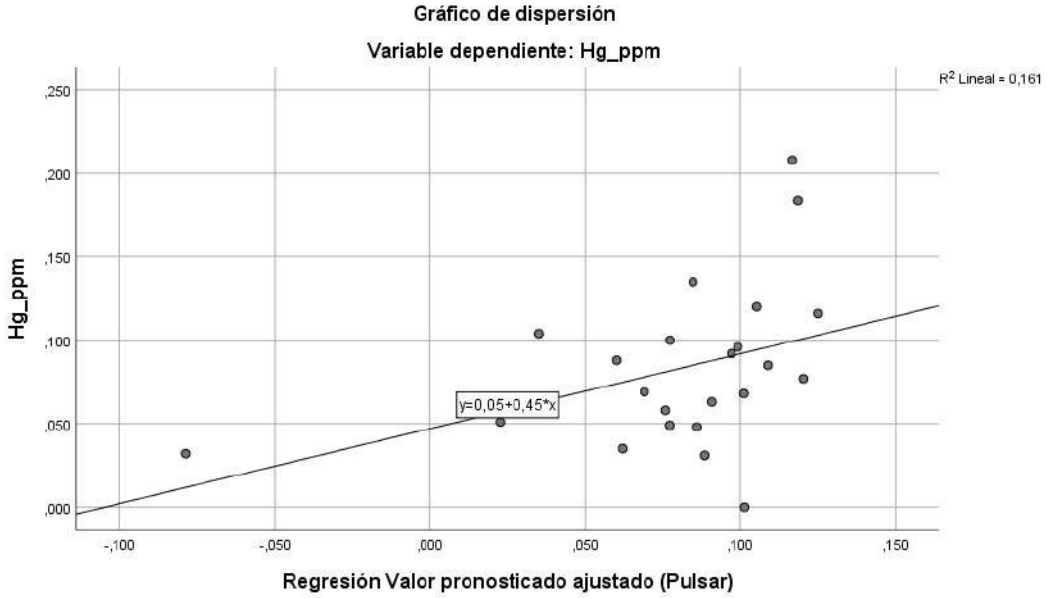
Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.
		B	Desv. Error	Beta		
1	(Constante)	,088	,039		2,256	,034
	MO_pct	,000	,004	-,020	-,094	,926
2	(Constante)	,069	,048		1,437	,165
	MO_pct	-,001	,005	-,036	-,165	,870
	Ar_pct	,000	,001	,149	,688	,499
3	(Constante)	,064	,049		1,316	,203
	MO_pct	-,014	,016	-,666	-,872	,394
	Ar_pct	,001	,001	,190	,851	,405
	CaCO3_pct	,007	,008	,654	,860	,400
4	(Constante)	,190	,075		2,515	,021
	MO_pct	-,024	,016	-1,158	-1,552	,137
	Ar_pct	,001	,001	,217	1,048	,308
	CaCO3_pct	,011	,007	1,062	1,453	,163
	pH	-,019	,009	-,445	-2,078	,052
5	(Constante)	,180	,062		2,923	,009
	MO_pct	-,025	,013	-1,174	-1,926	,070

Ar_pct	,001	,001	,337	1,945	,068
CaCO3_pct	,010	,006	,980	1,640	,118
pH	-,007	,009	-,152	-,775	,449
CIC_cml/kg	-,005	,002	-,631	-3,238	,005

a. Variable dependiente: Hg_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	MO_pct[b]	.	Introducir
2	Ar_pct[b]	.	Introducir
3	CaCO3_pct[b]	.	Introducir
4	pH[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Ni_ppm**

b. Todas las variables solicitadas introducidas.

Resumen del modelo[e]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio					Durbin-Watson
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F	
1	,445[a]	,198	,161	10,38303	,198	5,419	1	22	,030	
2	,447[b]	,200	,124	10,61120	,002	,064	1	21	,803	
3	,662[c]	,438	,354	9,11043	,238	8,489	1	20	,009	
4	,663[d]	,440	,322	9,33365	,002	,055	1	19	,817	1,531

a. Predictores: (Constante), MO_pct

b. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

e. Variable dependiente: Ni_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	584,197	1	584,197	5,419	,030[b]
	Residuo	2371,761	22	107,807		
	Total	2955,958	23			
2	Regresión	591,411	2	295,705	2,626	,096[c]
	Residuo	2364,548	21	112,598		
	Total	2955,958	23			
3	Regresión	1295,961	3	431,987	5,205	,008[d]
	Residuo	1659,997	20	83,000		
	Total	2955,958	23			
4	Regresión	1300,735	4	325,184	3,733	,021[e]
	Residuo	1655,223	19	87,117		
	Total	2955,958	23			

a. Variable dependiente: Ni_ppm

b. Predictores: (Constante), MO_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

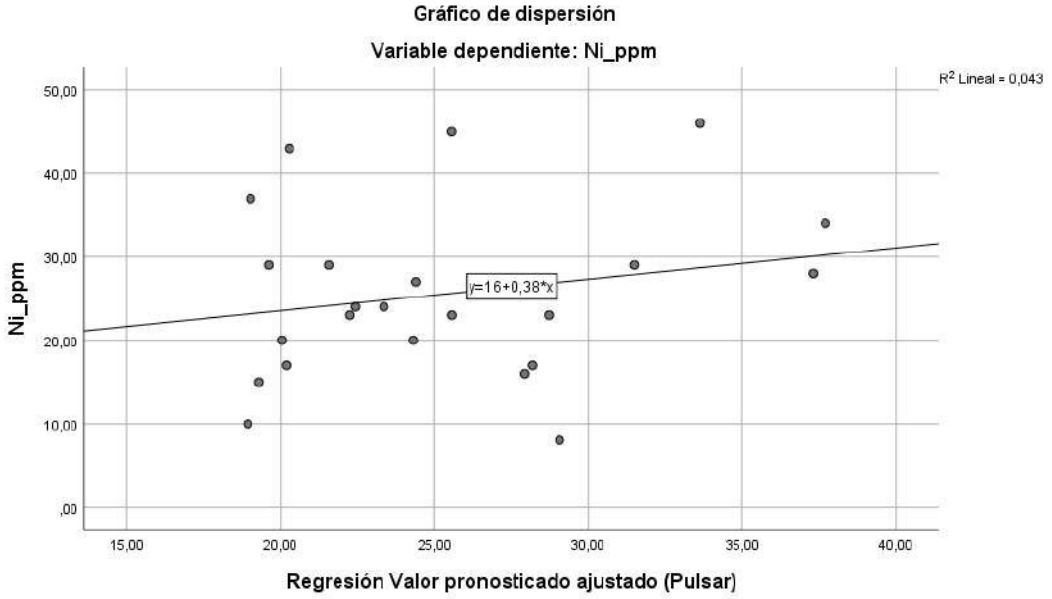
e. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	5,809	8,287		,701	,491
	MO_pct	2,224	,955	,445	2,328	,030
2	(Constante)	4,318	10,316		,419	,680
	MO_pct	2,198	,982	,439	2,238	,036
	Ar_pct	,037	,148	,050	,253	,803
3	(Constante)	7,404	8,920		,830	,416
	MO_pct	10,438	2,951	2,086	3,537	,002
	Ar_pct	-,043	,130	-,057	-,332	,743
	CaCO3_pct	-4,072	1,398	-1,710	-2,914	,009
4	(Constante)	10,267	15,267		,673	,509
	MO_pct	10,201	3,189	2,039	3,199	,005
	Ar_pct	-,041	,133	-,055	-,308	,761
	CaCO3_pct	-3,979	1,487	-1,671	-2,677	,015
	pH	-,444	1,895	-,043	-,234	,817

a. Variable dependiente: Ni_ppm

Gráfico


Gráfico de dispersión
Variable dependiente: Ni_ppm
R² Lineal = 0,043
y=16+0,38*x
Ni_ppm
50,00
40,00
30,00
20,00
10,00
,00
15,00
20,00
25,00
30,00
35,00
40,00
Regresión Valor pronosticado ajustado (Pulsar)

Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	MO_pct[b]	.	Introducir
2	Ar_pct[b]	.	Introducir
3	CaCO3_pct[b]	.	Introducir
4	pH[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Cr_ppm**

b. Todas las variables solicitadas introducidas.

Resumen del modelo[e]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio					Durbin-Watson
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F	
1	,138[a]	,019	-,026	19,83228	,019	,427	1	22	,520	
2	,489[b]	,239	,167	17,87662	,220	6,077	1	21	,022	
3	,541[c]	,292	,186	17,66621	,053	1,503	1	20	,234	
4	,672[d]	,452	,336	15,95543	,159	5,519	1	19	,030	2,223

a. Predictores: (Constante), MO_pct

b. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

e. Variable dependiente: Cr_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	167,932	1	167,932	,427	,520[b]
	Residuo	8653,026	22	393,319		
	Total	8820,958	23			
2	Regresión	2109,911	2	1054,955	3,301	,057[c]
	Residuo	6711,048	21	319,574		
	Total	8820,958	23			
3	Regresión	2579,060	3	859,687	2,755	,069[d]
	Residuo	6241,898	20	312,095		
	Total	8820,958	23			
4	Regresión	3984,020	4	996,005	3,912	,018[e]
	Residuo	4836,939	19	254,576		
	Total	8820,958	23			

a. Variable dependiente: Cr_ppm

b. Predictores: (Constante), MO_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

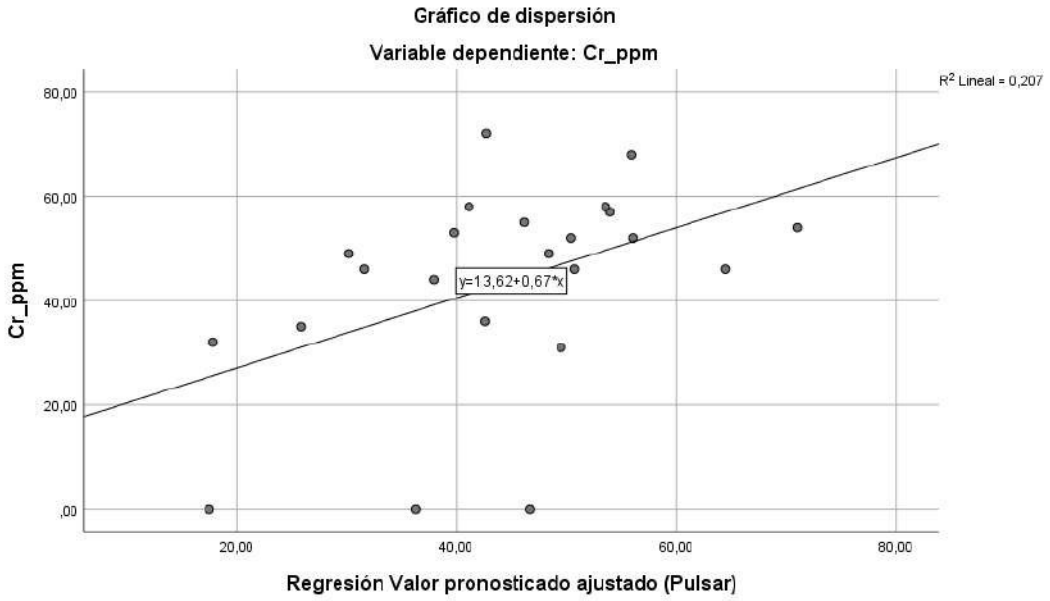
e. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	33,709	15,829		2,130	,045
	MO_pct	1,192	1,825	,138	,653	,520
2	(Constante)	9,252	17,379		,532	,600
	MO_pct	,757	1,654	,088	,458	,652
	Ar_pct	,613	,249	,472	2,465	,022
3	(Constante)	6,734	17,296		,389	,701
	MO_pct	-5,967	5,723	-,690	-1,043	,310
	Ar_pct	,679	,252	,522	2,698	,014
	CaCO3_pct	3,323	2,710	,808	1,226	,234
4	(Constante)	-42,380	26,098		-1,624	,121
	MO_pct	-1,903	5,451	-,220	-,349	,731
	Ar_pct	,645	,228	,496	2,833	,011
	CaCO3_pct	1,720	2,541	,418	,677	,507
	pH	7,609	3,239	,425	2,349	,030

a. Variable dependiente: Cr_ppm

Gráfico


Gráfico de dispersión
Variable dependiente: Cr_ppm
R² Lineal = 0,207
y=13,62+0,67*x
Cr_ppm
80,00
60,00
40,00
20,00
,00
20,00
40,00
60,00
80,00
Regresión Valor pronosticado ajustado (Pulsar)

Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	MO_pct[b]	.	Introducir
2	Ar_pct[b]	.	Introducir
3	CaCO3_pct[b]	.	Introducir
4	pH[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Sr_ppm**

b. Todas las variables solicitadas introducidas.

Resumen del modelo[e]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio					Durbin-Watson
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F	
1	,109[a]	,012	-,033	45,28440	,012	,265	1	22	,612	
2	,110[b]	,012	-,082	46,34542	,000	,004	1	21	,949	
3	,314[c]	,099	-,036	45,35615	,087	1,926	1	20	,180	
4	,490[d]	,240	,080	42,73641	,141	3,527	1	19	,076	1,793

a. Predictores: (Constante), MO_pct

b. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

e. Variable dependiente: Sr_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	542,947	1	542,947	,265	,612[b]
	Residuo	45114,886	22	2050,677		
	Total	45657,833	23			
2	Regresión	551,969	2	275,985	,128	,880[c]
	Residuo	45105,864	21	2147,898		
	Total	45657,833	23			
3	Regresión	4514,229	3	1504,743	,731	,545[d]
	Residuo	41143,604	20	2057,180		
	Total	45657,833	23			
4	Regresión	10956,214	4	2739,053	1,500	,242[e]
	Residuo	34701,620	19	1826,401		
	Total	45657,833	23			

a. Variable dependiente: Sr_ppm

b. Predictores: (Constante), MO_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

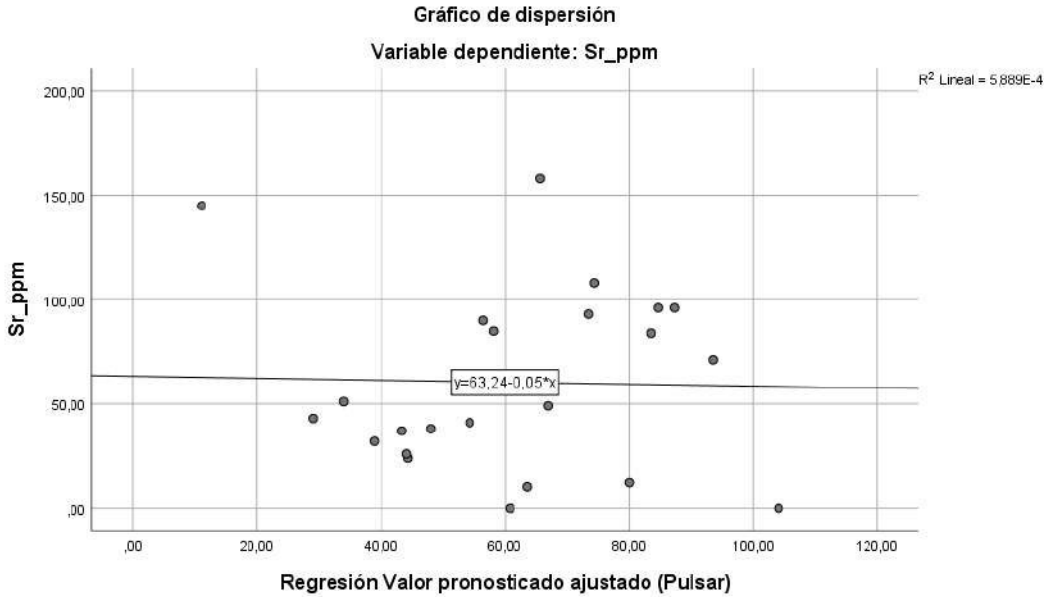
e. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	80,896	36,144		2,238	,036
	MO_pct	-2,144	4,167	-,109	-,515	,612
2	(Constante)	79,229	45,054		1,759	,093
	MO_pct	-2,174	4,289	-,111	-,507	,618
	Ar_pct	,042	,645	,014	,065	,949
3	(Constante)	71,911	44,407		1,619	,121
	MO_pct	-21,716	14,694	-1,104	-1,478	,155
	Ar_pct	,233	,646	,079	,360	,723
	CaCO3_pct	9,657	6,958	1,032	1,388	,180
4	(Constante)	-33,257	69,903		-,476	,640
	MO_pct	-13,013	14,600	-,662	-,891	,384
	Ar_pct	,160	,610	,054	,263	,796
	CaCO3_pct	6,225	6,806	,665	,915	,372
	pH	16,293	8,675	,400	1,878	,076

a. Variable dependiente: Sr_ppm

Gráfico


Gráfico de dispersión
Variable dependiente: Sr_ppm
R² Lineal = 5,889E-4
y=63,24-0,05*x
Sr_ppm
200,00
150,00
100,00
50,00
,00
,00
20,00
40,00
60,00
80,00
100,00
120,00
Regresión Valor pronosticado ajustado (Pulsar)

Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	MO_pct[b]	.	Introducir
2	Ar_pct[b]	.	Introducir
3	CaCO3_pct[b]	.	Introducir
4	pH[b]	.	Introducir

a. Variable dependiente: Fe_ppm

b. Todas las variables solicitadas introducidas.

Resumen del modelo[e]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio					Durbin-Watson
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F	
1	,107[a]	,011	-,034	1,24679	,011	,254	1	22	,619	
2	,570[b]	,325	,261	1,05458	,313	9,750	1	21	,005	
3	,690[c]	,476	,397	,95203	,151	5,768	1	20	,026	
4	,690[d]	,476	,366	,97670	,000	,003	1	19	,960	2,034

a. Predictores: (Constante), MO_pct

b. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

e. Variable dependiente: Fe_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	,395	1	,395	,254	,619[b]
	Residuo	34,199	22	1,554		
	Total	34,594	23			
2	Regresión	11,239	2	5,619	5,053	,016[c]
	Residuo	23,355	21	1,112		
	Total	34,594	23			
3	Regresión	16,466	3	5,489	6,056	,004[d]
	Residuo	18,127	20	,906		
	Total	34,594	23			
4	Regresión	16,469	4	4,117	4,316	,012[e]
	Residuo	18,125	19	,954		
	Total	34,594	23			

a. Variable dependiente: Fe_ppm

b. Predictores: (Constante), MO_pct

c. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct

d. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct

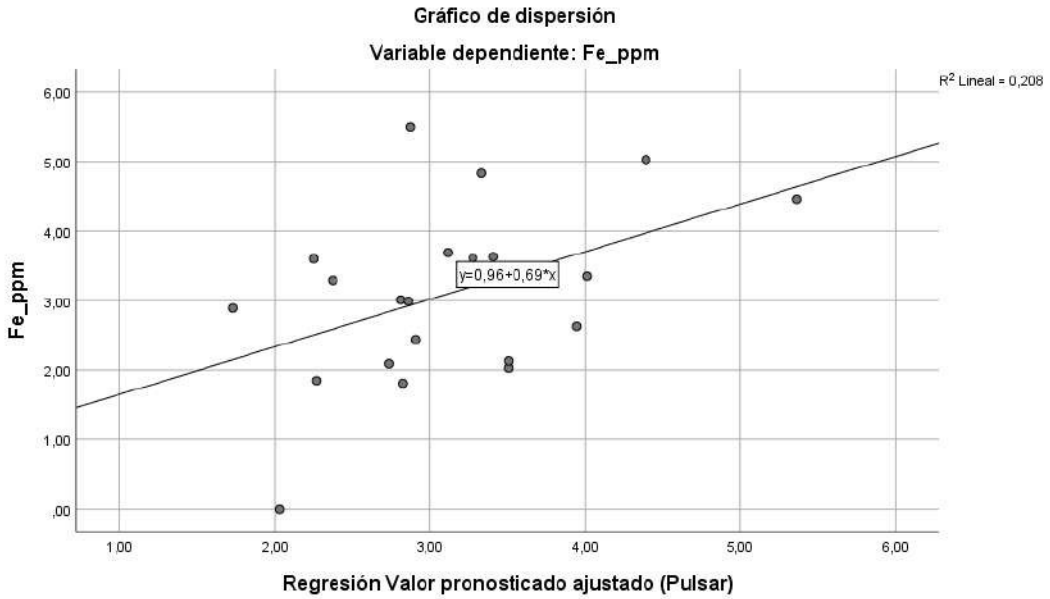
e. Predictores: (Constante), MO_pct, Ar_pct, CaCO3_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.
		B	Desv. Error	Beta		
1	(Constante)	3,664	,995		3,682	,001
	MO_pct	-,058	,115	-,107	-,504	,619
2	(Constante)	1,837	1,025		1,791	,088
	MO_pct	-,090	,098	-,167	-,926	,365
	Ar_pct	,046	,015	,563	3,123	,005
3	(Constante)	1,571	,932		1,685	,107
	MO_pct	-,800	,308	-1,479	-2,595	,017
	Ar_pct	,053	,014	,648	3,891	,001
	CaCO3_pct	,351	,146	1,362	2,402	,026
4	(Constante)	1,635	1,598		1,024	,319
	MO_pct	-,806	,334	-1,488	-2,414	,026
	Ar_pct	,053	,014	,649	3,788	,001
	CaCO3_pct	,353	,156	1,370	2,269	,035
	pH	-,010	,198	-,009	-,050	,960

a. Variable dependiente: Fe_ppm

Gráfico


Gráfico de dispersión
Variable dependiente: Fe_ppm
R² Lineal = 0,208
y=0,96+0,69*x
Fe_ppm
6,00
5,00
4,00
3,00
2,00
1,00
,00
1,00
2,00
3,00
4,00
5,00
6,00
Regresión Valor pronosticado ajustado (Pulsar)

C. Regresión entre los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas de los suelos de bosque de Luyando

Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: As_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación
1	,576[a]	,332	,191	8,77449

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

b. Variable dependiente: As_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	725,782	4	181,445	2,357	,090[b]
	Residuo	1462,843	19	76,992		
	Total	2188,625	23			

a. Variable dependiente: As_ppm

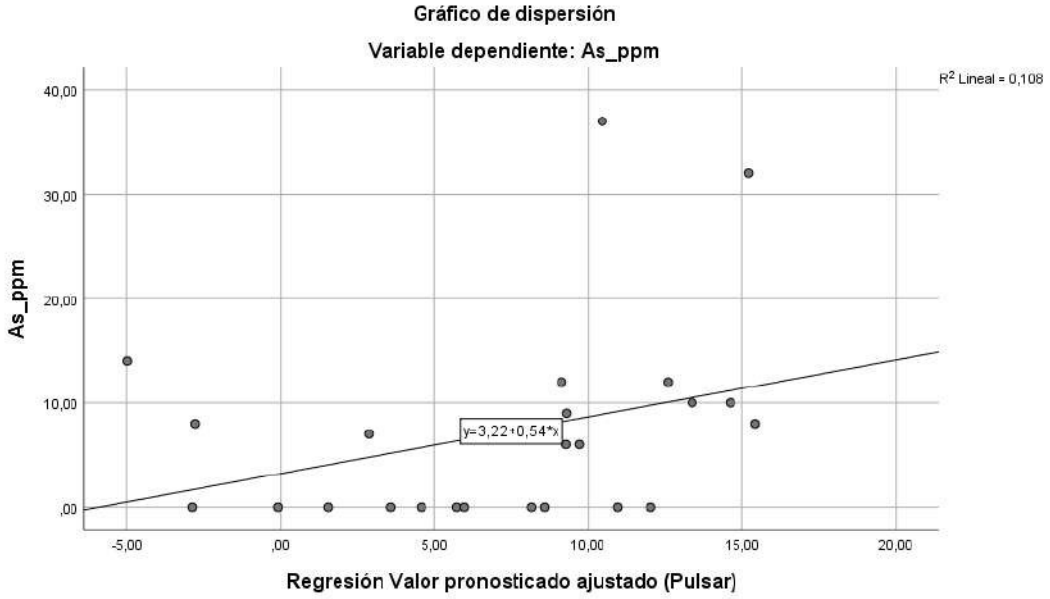
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	-34,727	18,246		-1,903	,072
	Ar_pct	,348	,150	,479	2,323	,031
	pH	5,872	2,811	,483	2,089	,050
	CaCO3_pct	,297	,283	,199	1,050	,307
	CIC_cml/kg	-1,447	,560	-,621	-2,587	,018

a. Variable dependiente: As_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Co_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

					Estadísticos de cambio				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,839[a]	,704	,641	2,76215	,704	11,272	4	19	,000

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

b. Variable dependiente: Co_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	343,999	4	86,000	11,272	,000[b]
	Residuo	144,960	19	7,629		
	Total	488,958	23			

a. Variable dependiente: Co_ppm

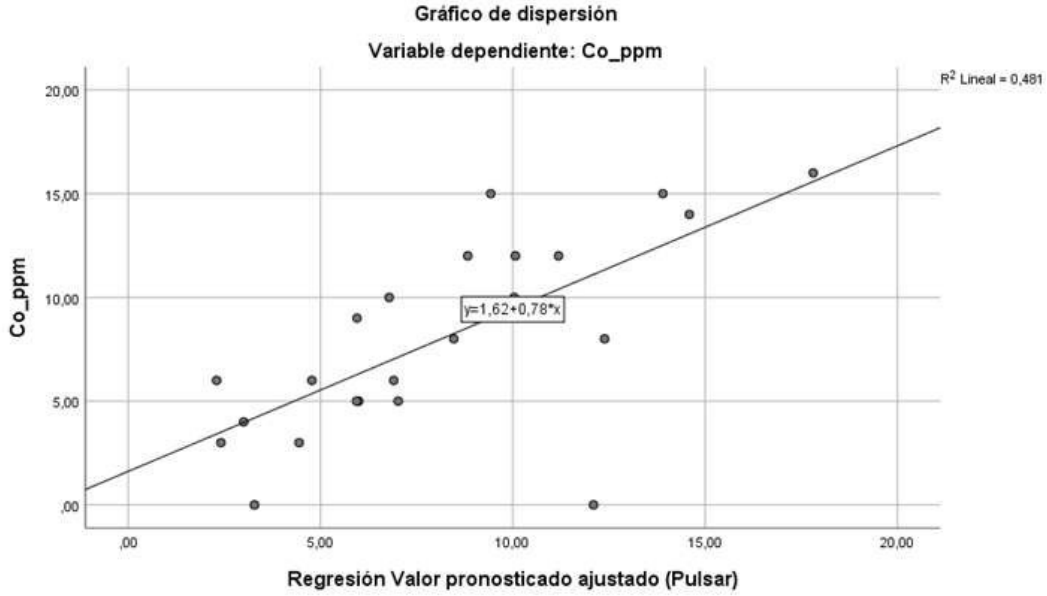
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	9,553	5,744		1,663	,113
	Ar_pct	,092	,047	,269	1,960	,065
	pH	-2,578	,885	-,449	-2,913	,009
	CaCO3_pct	,057	,089	,081	,639	,530
	CIC_cml/kg	,879	,176	,798	4,990	,000

a. Variable dependiente: Co_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Hg_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

					Estadísticos de cambio				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,594[a]	,353	,217	,067943	,353	2,593	4	19	,069

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

b. Variable dependiente: Hg_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	,048	4	,012	2,593	,069[b]
	Residuo	,088	19	,005		
	Total	,136	23			

a. Variable dependiente: Hg_ppm

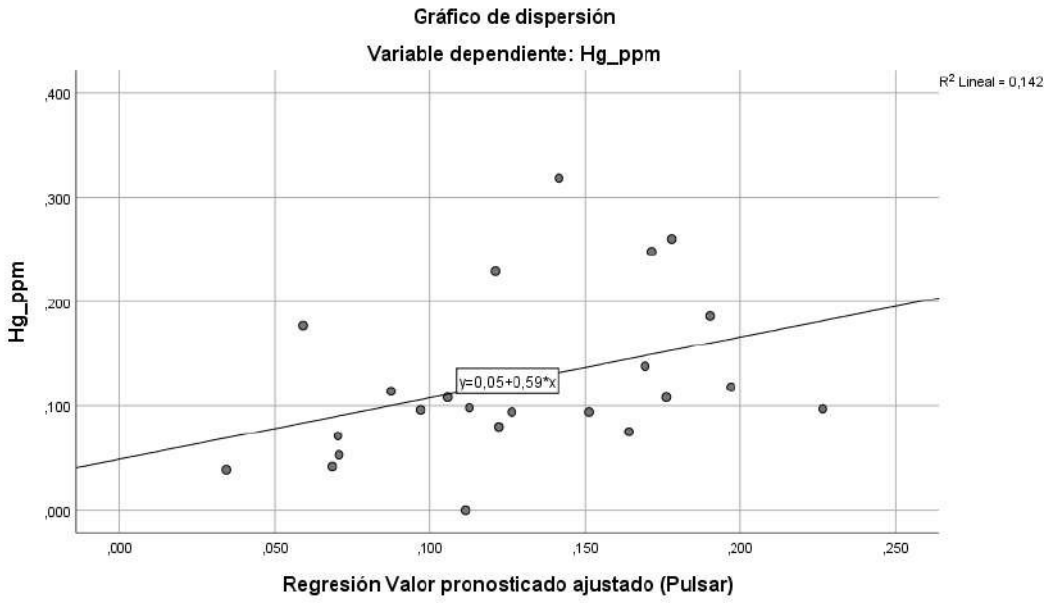
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.
		B	Desv. Error	Beta		
1	(Constante)	,062	,141		,438	,666
	Ar_pct	,001	,001	,179	,882	,389
	pH	,016	,022	,166	,730	,474
	CaCO3_pct	,002	,002	,189	1,015	,323
	CIC_cml/kg	-,013	,004	-,684	-2,896	,009

a. Variable dependiente: Hg_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Mo_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio				
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,515[a]	,265	,111	2,78445	,265	1,715	4	19	,188

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

b. Variable dependiente: Mo_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	53,190	4	13,297	1,715	,188[b]
	Residuo	147,310	19	7,753		
	Total	200,500	23			

a. Variable dependiente: Mo_ppm

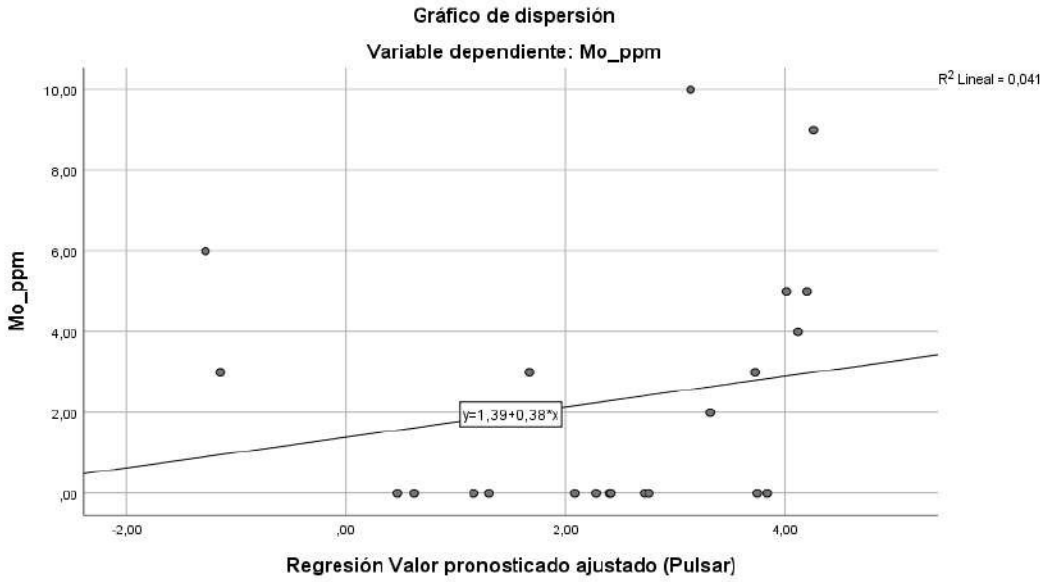
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	-11,379	5,790		-1,965	,064
	Ar_pct	,087	,047	,396	1,831	,083
	pH	1,991	,892	,541	2,232	,038
	CaCO3_pct	,073	,090	,162	,814	,426
	CIC_cml/kg	-,345	,178	-,490	-1,946	,067

a. Variable dependiente: Mo_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH[b]	.	Introducir

a. Variable dependiente: Cr_ppm

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

					Estadísticos de cambio				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,460[a]	,212	,046	25,10003	,212	1,276	4	19	,314

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

b. Variable dependiente: Cr_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	3216,738	4	804,184	1,276	,314[b]
	Residuo	11970,221	19	630,012		
	Total	15186,958	23			

a. Variable dependiente: Cr_ppm

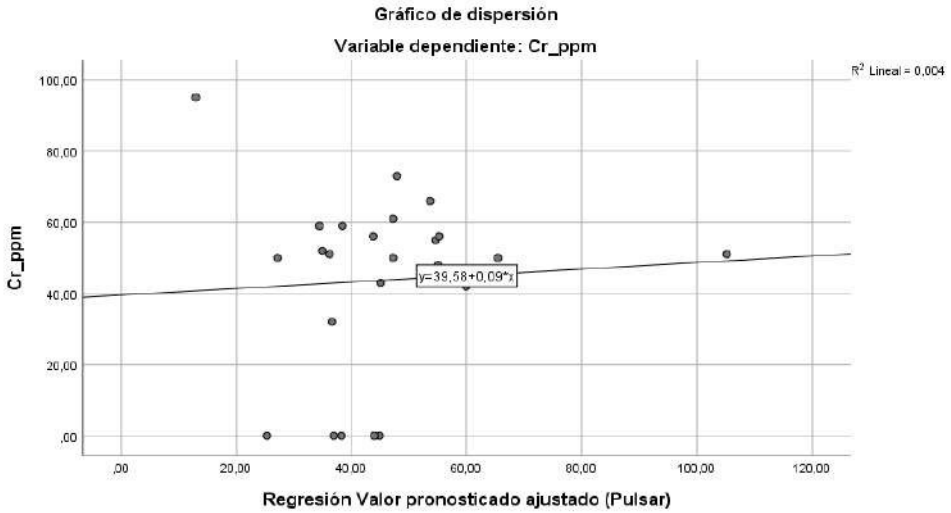
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	109,623	52,193		2,100	,049
	Ar_pct	-,575	,428	-,300	-1,343	,195
	pH	-12,042	8,041	-,376	-1,498	,151
	CaCO3_pct	-,122	,808	-,031	-,151	,881
	CIC_cml/kg	3,495	1,601	,569	2,183	,042

a. Variable dependiente: Cr_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Ba_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

					Estadísticos de cambio				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,642[a]	,413	,289	108,14248	,413	3,337	4	19	,031

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

b. Variable dependiente: Ba_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	156111,840	4	39027,960	3,337	,031[b]
	Residuo	222201,118	19	11694,796		
	Total	378312,958	23			

a. Variable dependiente: Ba_ppm

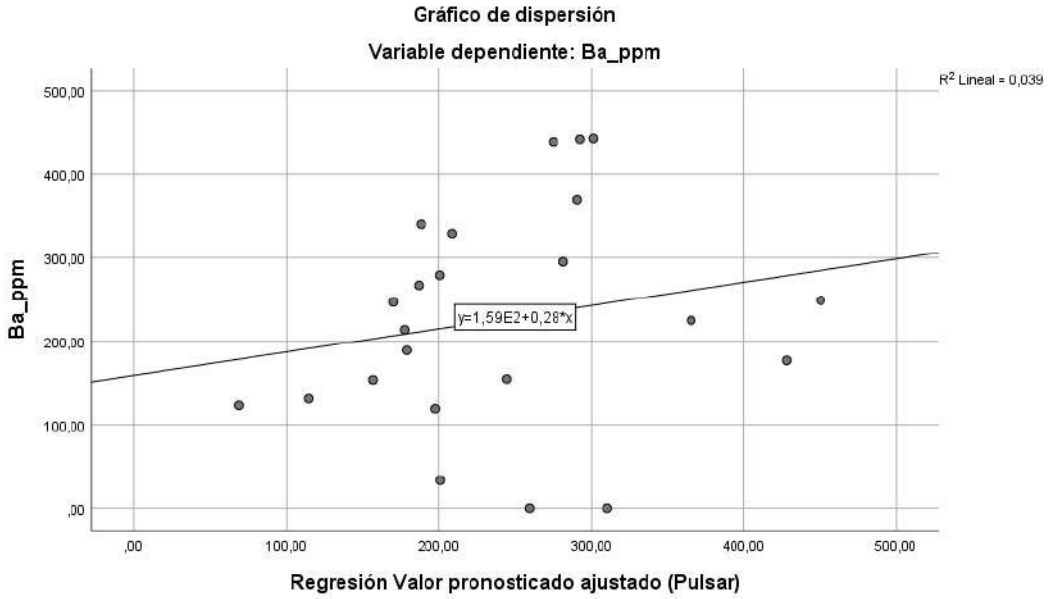
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	-525,410	224,871		-2,336	,031
	Ar_pct	5,486	1,844	,575	2,975	,008
	pH	100,281	34,646	,628	2,894	,009
	CaCO3_pct	2,369	3,483	,121	,680	,505
	CIC_cml/kg	-13,307	6,896	-,434	-1,930	,069

a. Variable dependiente: Ba_ppm

Gráfico



Regresión

Variables entradas/eliminadas[a]

Modelo	Variables entradas	Variables eliminadas	Método
1	CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH[b]	.	Introducir

a. **Variable dependiente: Fe_ppm**

b. Tolerancia = se ha alcanzado el límite ,000.

Resumen del modelo[b]

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio				
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
1	,720[a]	,519	,417	10930,06457	,519	5,121	4	19	,006

a. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

b. Variable dependiente: Fe_ppm

ANOVA[a]

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	2447253416,061	4	611813354,015	5,121	,006[b]
	Residuo	2269859917,273	19	119466311,435		
	Total	4717113333,333	23			

a. Variable dependiente: Fe_ppm

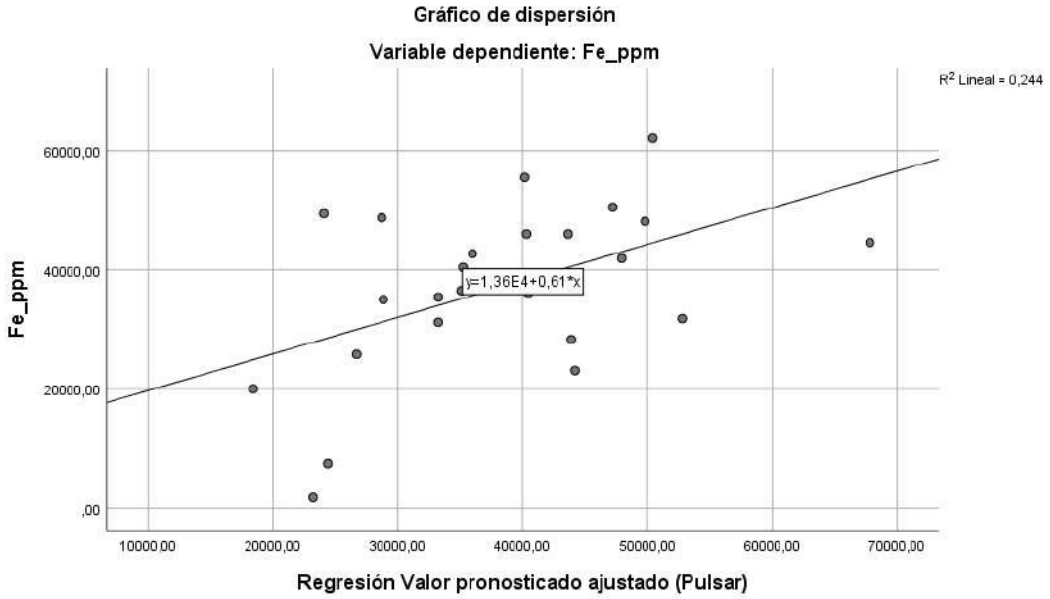
b. Predictores: (Constante), CIC_cml/kg, CaCO3_pct, Ar_pct, pH

Coeficientes[a]

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		
		B	Desv. Error	Beta	t	Sig.
1	(Constante)	-42442,995	22727,933		-1,867	,077
	Ar_pct	512,070	186,378	,480	2,747	,013
	pH	7392,842	3501,693	,414	2,111	,048
	CaCO3_pct	462,761	352,004	,212	1,315	,204
	CIC_cml/kg	515,537	696,964	,151	,740	,469

a. Variable dependiente: Fe_ppm

Gráfico



ANEXOS N° 3

PANEL FOTOGRÁFICO

A.3.1. Zonas de muestreo de las unidades de suelos estudiados.



Fotografia 1. Se observa el barreno muestreador utilizado en el muestreo en suelo de bosque (mide 125 cm)



Fotografia 2. Se observa el barreno muestreador utilizado en el muestreo de suelo agricola (mide 125 cm)



Fotografia 3. Obtencion de muestra profunda (>100 cm), se puede observar el barreno introducido en su totalidad en el suelo (mide 125 cm) muestreo en suelo Agricola.



4.a **4.b**

Fotografia 4. Se observa obtención de muestras profundas, a) Suelo de bosque b) Suelo agricola.



Fotografia 5. Muestreo de suelo agricola en comunidad de Huáscar (P030-H/SAM1 y P100-H/SAM2)



Fotografia 6. Muestreo de suelo del bosque en comunidad de Huáscar (P030-H/SBM1 y P100-H/SBM2)



Fotografia 7. Muestreo de suelo agricola en comunidad de Bolaina (P030-B/SAM1 y P100-B/SAM2)



Fotografia 8. Muestreo de suelo del bosque en comunidad de Bolaina (P030-B/SBM1 y P100-B/SBM2)



Fotografia 9. Muestra de suelo agricola en comunidad de Mishquipunta (P030-MP/SAM1 y P100-MP/SAM2)



Fotografia 10. Muestra de suelo del bosque en comunidad de Mishquipunta (P030-MP/SBM1 y P100-MP/SBM2)



Fotografia 11. Muestra de suelo agricola en comunidad de San Miguel de Tulumayo (P030-SMT/SAM1 y P100-SMT/SAM2)



Fotografia 12. Muestra de suelo del bosque en comunidad de San Miguel de Tulumayo (P030-SMT/SBM1 y P100-SMT/SBM2)



Fotografia 13. Muestra de suelo agricola en comunidad de Alto San Juan de Tulumayo (P030-ASJT/SAM1 y P100-ASJT/SAM2)



Fotografia 14. Muestra de suelo del bosque en comunidad de Alto San Juan de Tulumayo (P030-ASJT/SBM1 y P100-ASJT/SBM2)



Fotografia 15. Muestra de suelo agricola en comunidad de San Gregorio (P030-SG/SAM1 y P100-SG/SAM2)



Fotografia 16. Muestra de suelo del bosque en comunidad de San Gregorio (P030-SG/SBM1 y P100-SG/SBM2)



Fotografia 17. Muestra de suelo agricola en comunidad de Marona (P030-MA/SAM1 y P100-MA/SAM2)



Fotografia 18. Muestra de suelo del bosque en comunidad de Marona (P030-MA/SBM1 y P100-MA/SBM2)



Fotografia 19. Muestra de suelo agricola en comunidad de Tres Esquinas (P030-3EQ/SAM1 y P100-3EQ/SAM2)



Fotografia 20. Muestra de suelo del bosque en comunidad de Tres Esquinas (P030-3EQ/SBM1 y P100-3EQ/SBM2)



Fotografia 21. Muestra de suelo agricola en comunidad de Santa Rosa (P030-STR/SAM1 y P100-STR/SAM2)



Fotografia 22. Muestra de suelo del bosque en comunidad de Santa Rosa (P030-STR/SBM1 y P100-STR/SBM2)



Fotografia 23. Muestra de suelo agricola en comunidad de Guacamayo (P030-GYO/SAM1 y P100-GYO/SAM2)



Fotografia 24. Muestra de suelo del bosque en comunidad de Guacamayo (P030-GYO/SBM1 y P100-GYO/SBM2)



Fotografia 25. Muestra de suelo agricola en comunidad de Inkari (P030-IK/SAM1 y P100-IK/SAM2)



Fotografia 26. Muestra de suelo del bosque en comunidad de Inkari (P030-IK/SBM1 y P100-IK/SBM2)



Fotografia 27. Muestra de suelo agricola en comunidad de Mapresa (P030-MPR/SAM1 y P100-MPR/SAM2)



Fotografia 28. Muestra de suelo del bosque en comunidad de Mapresa (P030-MPR/SBM1 y P100-MPR/SBM1)

A.3.2. Perfiles modales de las unidades de suelo



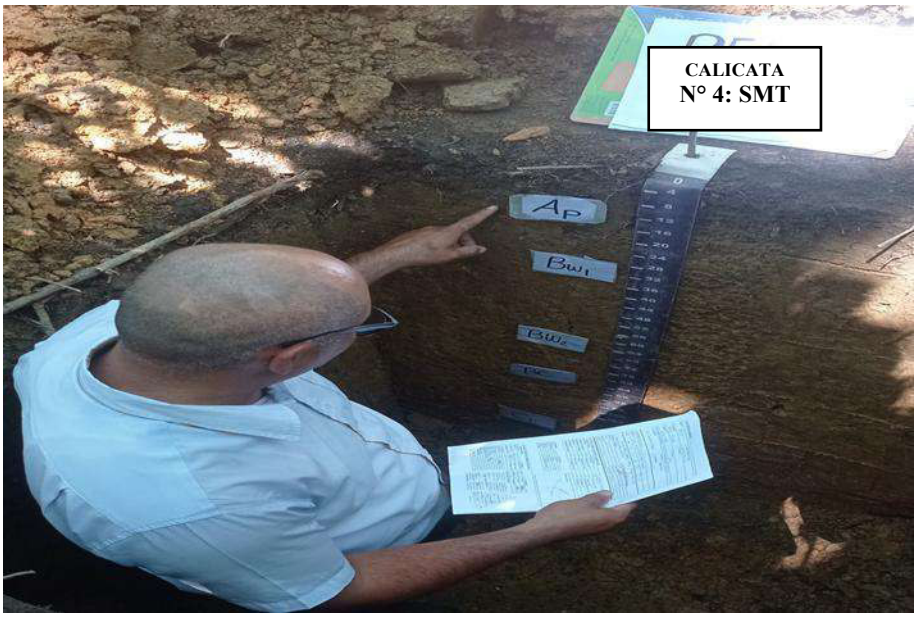
Fotografia 29. Perfil modal representativo en comunidad de Huáscar



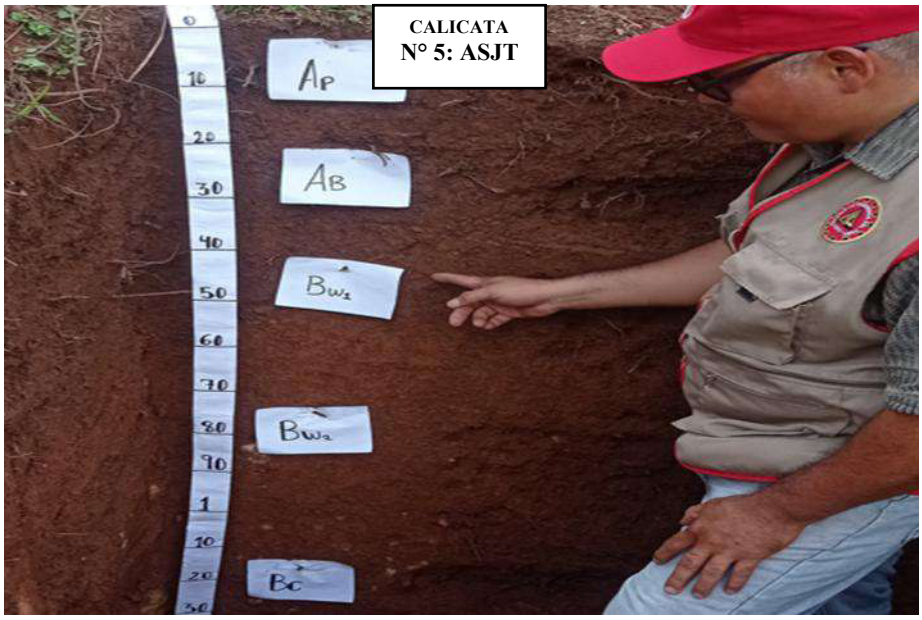
Fotografia 30. Perfil modal representativo en comunidad de Bolaina



Fotografia 31. Perfil modal representativo en comunidad de Mishquipunta



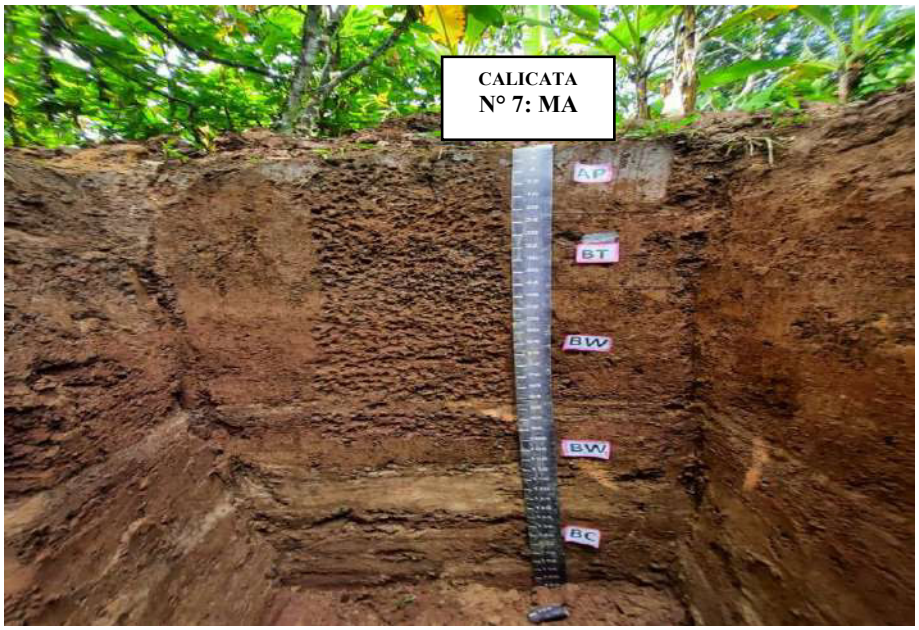
Fotografia 32. Perfil modal representativo en comunidad de San Miguel de Tulumayo



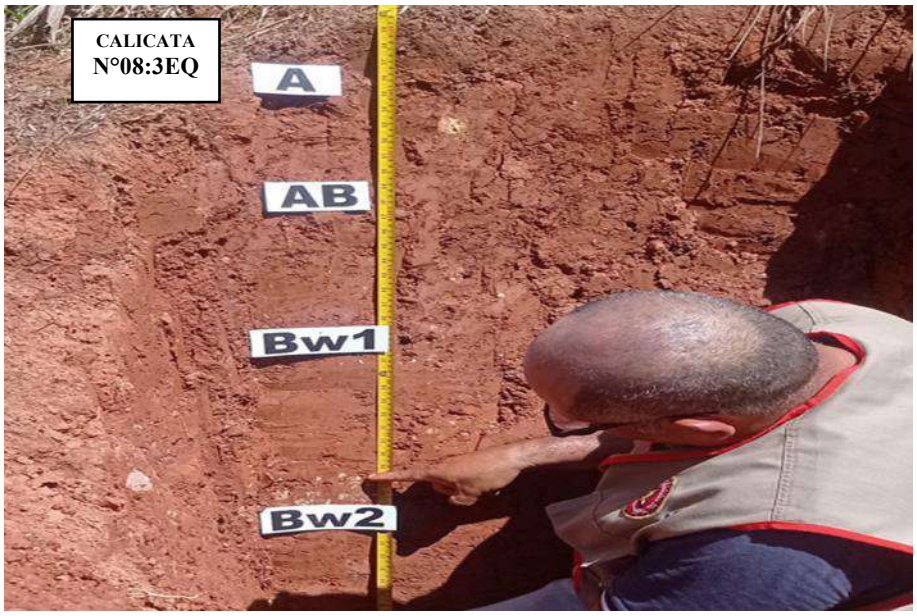
Fotografia 33. Perfil modal representativo en comunidad de Alto San Juan de Tulumayo



Fotografia 34. Perfil modal representativo en comunidad de San Gregorio



Fotografia 35. Perfil modal representativo en comunidad de Marona



Fotografia 36. Perfil modal representativo en comunidad de Tres Esquinas



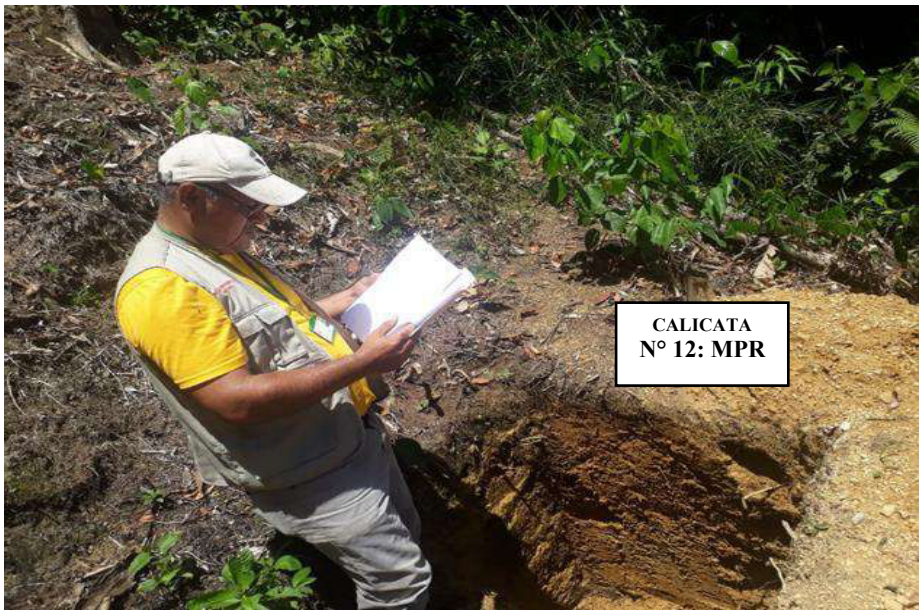
Fotografia 37. Perfil modal representativo en comunidad de Santa Rosa



Fotografia 38. Perfil modal representativo en comunidad de Guacamayo



Fotografia 39. Perfil modal representativo en comunidad de Inkari



Fotografia 40. Perfil modal representativo en comunidad de Mapresa.

ANEXO N° 4.

ANALISIS DE SUELOS REPORTES OFICIALES DE LABORATORIO

A.4.1 INFORME DE ENSAYO

Firmado digitalmente por MOGROVEJO ROMÁN Mayra Melissa FAU 20112919377 soft
Empresa: Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico
Motivo: Firma del documento
Fecha: 2023/05/31 15:49:33-0500

INGEMMET	**FORMATO**	Código:	M2.2-F-134
		Versión:	02
	INFORME DE ENSAYO	Fecha de aprob.:	06/06/2022
		Página:	1 de 5

"Decenio de la Igualdad de oportunidades para mujeres y hombres" "Año de la unidad, la paz y el desarrollo"

DIRECCIÓN DE LABORATORIOS-LABORATORIO DE QUÍMICA

INFORME DE ENSAYO Nº065-2023-INGEMMET/DL-LQ

(CÓDIGO INTERNO: CI 2023-0023)

Dirección del Laboratorios	:	Laboratorio de Química Av. Canadá 1470, San Borja
Servicio	:	48 muestras - Ensayo de roca total 18 elementos 48 muestras - Ensayo multielemental 33 elementos 48 muestras - Ensayo de mercurio por vapor frío/AFS. 48 muestras - Ensayo de polimetálicos.
N° de solicitud	:	Solicitud N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG OFICIO 000013-2023-UPG-VDIP-FIGMMG-
Proyecto *o constancia* [1]	:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS
Responsable del proyecto o PPM o PMA (cliente)	:	VARGAS RODRIGUEZ LUIS ENRIQUE
Solicitante	:	QUIROZ RAMÍREZ JOSÉ VICTOR
Teléfono	:	990004161
Correo electrónico	:	josevictor.quiroz@unmsm.edu.pe
Descripción de la muestra según el cliente	:	Muestras geológicas sólidas
Fecha de recepción de la muestra	:	2023-03-21
Fecha de ensayo	:	2023-03-30 al 2023-05-29
Fecha de emisión del informe de ensayo	:	2023-05-31
Observación	:	Se adjunta los formatos: M2.2-F-032: Informe de QA/QC del Laboratorio de Química. M2.2-F-097: Control de calidad de preparación de muestras. M2.2-F-062: Reporte de resultados de preparación mecánica por conminución.

***Tipo de* ensayo**	**Método de referencia *o proceso***	**Tratamiento químico de muestras**	**Tipo de reactivos**	**Equipo**
Ensayo de roca total 18 elementos	Realizar el ensayo de elementos mayores en muestras sólidas por fusión eléctrica con metaborato de litio e ICP-OES; M2.2.2.1-2.	Fusión con metaborato de litio y dilución ácida en agua regia invertida	Fundente ultrapuro y ácidos ultrapuro	ICP-OES (RADIAL): marca VARIAN, modelo 735-ES
Ensayo multielemental 33 elementos	Realizar ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-OES; M2.2.2.1-4. Realizar ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-MS; M2.2.2.1-12.	Digestión con 4 ácidos: HCl, HNO_3, HF, $HClO_4$	Ácidos suprapur	ICP-OES (RADIAL): marca VARIAN, modelo 735-ES, e ICP-MS: marca PERKIN ELMER, modelo 300D
Ensayo de mercurio por vapor frío/AFS	Realizar ensayo de mercurio en muestras sólidas por digestión regia y AFS. M2.2.2.1-9.	Agua regia invertida	Ácidos ultrapuro	AFS: Espectrómetro de Fluorescencia Atomica.
Polimetálicos	Realizar ensayo de polimetálicos en muestras sólidas por digestión multiácida y AAS; M2-FP.4-031; 2021, según ficha de instructivo nivel 4 (M2.2.2.1-5).	Digestión con ácidos HCl, HNO_3, HF, $HClO_4$	Ácidos suprapur	Absorción atómica: Marca THERMO SCIENTIFIC, modelo ICE 3300
LOI	Realizar el ensayo de pérdida de ignición en muestras sólidas, M2.2.2.1-3.	Calcinación entre 950° C y 1000°C	-	HORNO DE CALENTAMIENTO: marca HINRA PERU, modelo HME-14L

(1):Constancia para el caso de pequeños productores mineros (PPM) o productores mineros artesanales (PMA).
Nota: 1: Los resultados presentados pertenecen al ítem ensayado tal como se recibió por parte del cliente.
Nota: 2: Este informe no se puede reproducir sin la aprobación del laboratorio excepto cuando se reproduce en su totalidad.
Nota: 3: (*) Método acreditado.

San Borja, 31 de mayo de 2023
Documento firmado digitalmente

Quím. Mayra M. Mogrovejo Román
CQP 1044
Especialista coordinador del Laboratorio de Química
Dirección de Laboratorios
INGEMMET

INGEMMET

FORMATO

INFORME DE ENSAYO

Código : M2.2-F-134
Versión: 02
Fecha aprob.: 06/06/2022
Página : 2 de 5

Ensayos solicitados		Roca total 18 elementos[2]										LOI[4]	Roca total 18 elementos [2]		Multielemental 33 elementos[3]					
Código del proceso		M2.2.2.1-2.										M2.2.2.1-3.	M2.2.2.1-2.		M2.2.2.1-4.					
Fecha de análisis:		2023-03-30 al 2023-04-11										2023-03-27	2023-03-30 al 2023-04-11		2023-03-30					
Elementos		Al_2O_3	CaO	Fe_2O_3	K_2O	MgO	MnO	Na_2O	P_2O_5	SiO_2	TiO_2	LOI	Y	Zr	Ba	Co	Cr	Ni	Sr	Zn
Unidades		%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
No	LDM / Código	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	5	5	5	1	1	5	10	1
1	P030-H/SAM1	12.94	<0.01	5.19	1.71	1.25	0.06	0.08	0.16	57.53	0.87	18.12	26	378	391	10	52	28	145	62
2	P100-H/SAM2	17.64	0.08	6.64	2.28	1.56	0.02	0.08	0.09	57.05	0.99	13.10	28	385	342	10	56	61	121	72
3	P030-H/SBM1	12.23	0.17	5.00	1.46	1.04	0.02	0.10	0.13	66.57	1.12	11.44	27	599	189	6	56	18	95	43
4	P100-H/SBM2	16.37	0.06	6.57	2.71	1.65	0.04	0.09	0.14	56.02	0.98	15.16	35	392	279	10	56	27	141	66
5	P030-B/SAM1	13.09	0.93	5.28	1.76	0.76	0.15	0.30	0.15	61.78	1.03	13.69	35	384	188	16	53	23	38	89
6	P100-B/SAM2	14.58	1.75	5.17	2.24	1.00	0.12	0.43	0.16	60.97	0.98	11.57	48	363	239	14	49	23	51	71
7	P030-B/SBM1	17.21	0.07	6.96	0.76	0.36	0.03	<0.02	0.07	58.86	1.18	14.48	24	523	221	5	50	19	50	38
8	P100-B/SBM2	17.44	0.05	7.07	0.81	0.38	0.03	0.05	0.08	56.28	1.14	16.55	22	520	267	6	52	19	50	40
9	P030-MP/SAM1	12.90	0.33	4.95	2.13	0.67	0.14	0.10	0.17	63.75	1.00	13.33	37	437	350	11	52	16	93	61
10	P100-MP/SAM2	20.98	0.16	6.91	3.60	1.11	0.02	0.20	0.12	53.78	0.99	11.59	50	217	551	9	68	20	84	66
11	P030-MP/SBM1	13.34	0.07	5.77	1.88	0.89	0.06	0.05	0.11	66.88	1.03	9.42	27	455	340	8	43	15	36	54
12	P100-MP/SBM2	17.85	0.05	7.22	2.60	1.18	0.02	0.11	0.10	59.13	0.99	10.67	40	335	443	8	59	22	55	78
13	P030-SMT/SAM1	10.98	0.53	3.76	2.47	0.82	0.10	0.05	0.23	70.70	1.20	9.12	32	638	179	15	46	20	12	46
14	P100-SMT/SAM2	20.44	0.42	7.19	4.47	1.51	0.03	0.08	0.19	51.98	0.90	12.24	28	294	218	14	58	27	<10	28
15	P030-SMT/SBM1	14.16	0.53	5.16	2.81	0.72	0.10	0.08	0.19	60.81	1.07	13.97	29	441	247	15	55	22	20	43
16	P100-SMT/SBM2	17.57	0.35	6.87	3.52	0.85	0.06	0.09	0.13	58.09	1.03	10.52	29	389	442	15	59	23	19	36
17	P030-ASJT/SAM1	13.88	<0.01	7.85	1.33	0.75	0.02	<0.02	0.14	62.46	1.96	9.45	36	497	178	8	94	37	37	33
18	P100-ASJT/SAM2	19.66	0.03	9.65	2.42	1.02	0.02	0.05	0.15	50.94	1.39	12.20	31	355	267	8	100	43	43	39
19	P030-ASJT/SBM1	10.97	0.23	4.55	2.55	1.25	0.18	0.15	0.11	50.44	0.67	28.72	23	277	654	14	51	23	30	76
20	P100-ASJT/SBM2	14.90	0.12	6.11	3.04	1.63	0.20	0.15	0.08	63.41	0.85	8.80	41	302	690	31	50	34	31	103
21	P030-SG/SAM1	6.68	1.24	2.58	1.22	0.59	0.18	0.02	0.61	65.63	0.52	20.05	31	236	124	8	57	46	546	125
22	P100-SG/SAM2	7.42	0.97	2.91	1.32	0.54	0.23	0.04	0.64	71.84	0.57	12.92	35	291	137	8	55	45	959	119
23	P030-SG/SBM1	6.06	0.61	2.86	0.93	0.36	0.19	0.05	0.46	78.24	0.72	9.50	27	310	123	9	48	39	1352	134
24	P100-SG/SBM2	9.13	0.95	3.69	1.59	0.65	0.15	0.03	0.68	75.14	0.67	7.22	40	329	131	10	66	55	840	146
25	P030-MA/SAM1	11.12	0.72	4.30	1.89	1.32	0.05	0.95	0.19	69.97	0.82	8.61	32	535	203	9	36	17	108	55
26	P100-MA/SAM2	10.36	4.53	4.27	1.69	1.52	0.07	1.06	0.17	67.17	0.72	7.95	26	478	176	9	31	15	96	56
27	P030-MA/SBM1	9.73	0.16	3.30	1.16	0.67	0.01	0.04	0.55	62.82	0.68	20.49	30	371	295	3	95	20	181	86
28	P100-MA/SBM2	12.02	0.10	4.05	1.44	0.78	<0.01	0.04	0.59	63.60	0.77	16.27	42	299	439	4	115	22	300	101
29	P030-3EQ/SAM1	11.51	<0.01	4.13	1.95	1.11	0.01	<0.02	0.05	61.68	0.77	18.46	27	430	322	7	83	34	24	47
30	P100-3EQ/SAM2	14.64	0.05	4.79	2.62	1.39	0.01	0.07	0.18	62.15	0.82	12.89	29	402	288	6	44	17	26	37
31	P030-3EQ/SBM1	11.27	0.77	4.46	0.91	0.74	0.39	0.03	0.31	63.34	1.02	14.94	44	377	214	9	61	42	416	679
32	P100-3EQ/SBM2	16.33	0.80	6.58	1.40	1.11	1.05	0.02	0.40	55.95	0.94	14.09	61	294	329	12	73	68	304	1028
33	P030-STR/SAM1	12.69	0.49	5.14	2.02	1.22	0.06	0.19	0.11	66.27	1.01	10.01	28	360	154	13	46	24	49	72
34	P100-STR/SAM2	16.39	0.52	6.37	2.69	1.62	0.04	0.08	0.09	59.09	0.93	11.23	25	292	219	13	54	29	90	95
35	P030-STR/SBM1	12.67	0.50	5.22	2.02	1.24	0.06	0.10	0.09	66.62	1.04	9.84	25	370	154	12	42	21	54	66
36	P100-STR/SBM2	16.97	0.56	6.38	2.51	1.70	0.06	0.35	0.08	58.87	0.84	10.27	35	260	177	16	50	35	67	109
37	P030-GYO/SAM1	8.19	0.09	2.64	0.43	0.35	0.01	0.05	0.07	74.91	0.97	11.14	24	662	55	3	32	8	32	35
38	P100-GYO/SAM2	9.39	0.07	3.04	0.42	0.35	0.01	0.05	0.05	78.37	1.24	6.47	31	762	56	4	35	10	41	35
39	P030-GYO/SBM1	1.26	0.10	0.26	0.10	0.07	<0.01	0.03	0.06	83.09	1.06	12.23	27	867	33	<1	13	<5	59	9
40	P100-GYO/SBM2	6.33	0.11	1.07	0.45	0.31	0.01	0.06	0.05	84.96	1.21	4.88	32	663	119	3	32	9	116	34
41	P030-IK/SAM1	12.05	1.65	4.70	2.54	1.34	0.09	0.30	0.14	64.85	0.90	11.07	38	415	264	11	49	24	71	75
42	P100-IK/SAM2	12.83	0.98	4.79	2.50	1.31	0.10	0.26	0.14	65.16	0.92	10.91	41	410	372	12	46	23	96	80
43	P030-IK/SBM1	12.60	0.11	5.07	1.27	0.70	0.03	0.04	0.15	67.46	1.15	10.72	36	621	155	6	51	15	111	62
44	P100-IK/SBM2	22.04	0.12	8.88	2.50	1.27	0.01	0.11	0.21	47.84	1.05	15.20	34	297	225	12	334	159	149	97
45	P030-MPR/SAM1	7.96	0.12	2.99	1.09	0.63	0.05	0.05	0.69	70.22	0.47	15.59	33	139	88	3	72	29	85	149
46	P100-MPR/SAM2	12.74	0.11	3.49	2.20	1.26	0.01	0.03	0.45	67.57	0.44	10.12	63	167	221	2	58	29	158	181
47	P030-MPR/SBM1	12.97	0.28	5.99	0.83	0.60	0.02	0.06	0.80	62.29	0.96	13.46	79	260	249	5	142	56	343	294
48	P100-MPR/SBM2	18.35	0.28	7.94	1.21	0.82	0.02	0.02	1.11	51.79	1.00	16.12	136	233	370	5	174	64	625	373

Método de referencia:

2. Realizar el ensayo de elementos mayores en muestras sólidas por fusión eléctrica con metaborato de litio e ICP-OES, M2.2.2.1-2. (Proceso).
3. Realizar ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-OES, M2.2.2.1-4. (Proceso).
4. Realizar el ensayo de pérdida de ignición en muestras sólidas, M2.2.2.1-3. (Proceso).

Fecha de emisión del informe de ensayo: 2023-05-31.

INGEMMET	FORMATO	Código: M2.2-F-134
	INFORME DE ENSAYO	Versión: 02
		Fecha de aprob.: 6/06/2022
		Página: 3 de 5

Ensayos solicitados		Multielemental 33 elementos [3]														Multielemental 33 elementos [5]							Roca total 18 elementos [2]											
Código del proceso		M2.2.2.1-4.														M2.2.2.1-12.							M2.2.2.1-2.										
Fecha de análisis:		2023-03-30														2023-05-22							2023-03-30 al 2023-04-11										
Elementos		Ag	Ba	Co	Cr	Cu	La	Li	Ni	Pb	Sc	Rb	Sr	V	Zn	As	Bi	Cd	Mo	Sb	Tl	W	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Si	Ti	Y	Zr
Unidades		ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	ppm	ppm
No	LDM / Código	0.5	5	1	1	2	2	2	5	5	5	2	2	10	1	5	10	1	2	2	0.5	5	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	5	5
1	P030-H/SAM1	<0.5	391	10	52	13	66	26	28	16	20	112	145	93	62	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	6.85	<0.01	3.63	1.42	0.75	0.04	0.06	0.07	26.89	0.52	26	378
2	P100-H/SAM2	<0.5	342	10	56	6	57	30	61	20	25	100	121	106	72	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	9.34	0.06	4.64	1.89	0.94	0.01	0.06	0.04	26.67	0.59	28	385
3	P030-H/SBM1	<0.5	189	6	56	9	37	20	18	15	13	76	95	94	43	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	6.48	0.12	3.50	1.21	0.63	0.02	0.07	0.06	31.11	0.67	27	599
4	P100-H/SBM2	<0.5	279	10	56	11	52	26	27	15	22	105	141	115	66	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	8.66	0.04	4.60	2.25	1.00	0.03	0.07	0.06	26.18	0.58	35	392
5	P030-B/SAM1	<0.5	188	16	53	11	66	28	23	25	10	82	38	81	89	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	6.93	0.67	3.69	1.46	0.46	0.12	0.22	0.07	28.88	0.62	35	384
6	P100-B/SAM2	<0.5	239	14	49	12	70	24	23	17	12	95	51	77	71	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	7.72	1.25	3.61	1.86	0.60	0.09	0.32	0.07	28.50	0.59	48	363
7	P030-B/SBM1	<0.5	221	5	50	11	27	12	19	9	19	52	50	119	38	10	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	9.11	0.05	4.87	0.63	0.22	0.02	0.01	0.03	27.51	0.71	24	523
8	P100-B/SBM2	<0.5	267	6	52	12	26	11	19	11	27	49	50	120	40	12	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	9.23	0.04	4.94	0.67	0.23	0.02	0.04	0.04	26.31	0.68	22	520
9	P030-MP/SAM1	<0.5	350	11	52	14	63	19	16	30	21	89	93	85	61	6	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	6.83	0.24	3.46	1.77	0.40	0.11	0.07	0.07	29.80	0.60	37	437
10	P100-MP/SAM2	<0.5	551	9	68	14	69	29	20	16	22	141	84	109	66	6	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	11.1	0.11	4.83	2.99	0.67	0.02	0.15	0.05	25.14	0.59	50	217
11	P030-MP/SBM1	<0.5	340	8	43	22	43	20	15	18	17	81	36	145	54	<5	<10	<1	2	<2	1.0	<5	7.06	0.05	4.04	1.56	0.54	0.04	0.04	0.05	31.26	0.62	27	455
12	P100-MP/SBM2	<0.5	443	8	59	20	48	27	22	25	27	105	55	188	78	<5	<10	<1	3	<2	1.0	<5	9.45	0.03	5.05	2.16	0.71	0.02	0.08	0.04	27.64	0.59	40	335
13	P030-SMT/SAM1	<0.5	179	15	46	12	43	22	20	25	11	92	12	68	46	7	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	5.81	0.38	2.63	2.05	0.49	0.08	0.03	0.10	33.04	0.72	32	638
14	P100-SMT/SAM2	<0.5	218	14	58	8	51	31	27	20	16	155	10	88	28	11	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	10.82	0.30	5.03	3.71	0.91	0.02	0.06	0.08	24.29	0.54	28	294
15	P030-SMT/SBM1	<0.5	247	15	55	9	60	34	22	21	15	111	20	84	43	7	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	7.5	0.38	3.61	2.33	0.43	0.08	0.06	0.08	28.42	0.64	29	441
16	P100-SMT/SBM2	<0.5	442	15	59	7	60	40	23	15	22	132	19	89	36	9	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	9.3	0.25	4.81	2.92	0.51	0.05	0.07	0.06	27.15	0.62	29	389
17	P030-ASJT/SAM1	<0.5	178	8	94	12	40	10	37	10	17	84	37	115	33	<5	<10	<1	2	<2	1.0	<5	7.35	<0.01	5.49	1.10	0.45	0.02	<0.01	0.06	29.19	1.18	36	497
18	P100-ASJT/SAM2	<0.5	267	8	100	14	35	11	43	14	22	105	43	137	39	9	<10	<1	2	<2	1.0	<5	10.41	0.02	6.75	2.01	0.62	0.01	0.03	0.07	23.81	0.83	31	355
19	P030-ASJT/SBM1	<0.5	654	14	51	26	38	30	23	11	22	100	30	110	76	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	5.8	0.16	3.18	2.12	0.75	0.14	0.11	0.05	23.57	0.40	23	277
20	P100-ASJT/SBM2	<0.5	690	31	50	22	36	41	34	16	26	85	31	131	103	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	7.89	0.08	4.27	2.53	0.98	0.15	0.11	0.04	29.64	0.51	41	302
21	P030-SG/SAM1	0.7	124	8	57	21	21	16	46	33	7	36	546	172	125	11	<10	2	6	2	3.0	<5	3.53	0.89	1.81	1.01	0.36	0.14	0.02	0.26	30.68	0.31	31	236
22	P100-SG/SAM2	1.0	137	8	55	20	27	16	45	32	11	46	959	163	119	12	<10	2	6	2	3.0	<5	3.93	0.70	2.03	1.10	0.32	0.18	0.03	0.28	33.58	0.34	35	291
23	P030-SG/SBM1	1.3	123	9	48	12	28	19	39	26	7	38	1352	127	134	8	<10	3	3	<2	2.0	<5	3.21	0.44	2.00	0.77	0.22	0.15	0.04	0.20	36.57	0.43	27	310
24	P100-SG/SBM2	0.9	131	10	66	17	33	20	55	33	8	54	840	205	146	14	<10	1	6	3	4.0	<5	4.83	0.68	2.58	1.32	0.39	0.11	0.02	0.30	35.12	0.40	40	329
25	P030-MA/SAM1	<0.5	203	9	36	15	32	22	17	11	8	67	108	93	55	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	5.89	0.51	3.01	1.57	0.80	0.04	0.70	0.08	32.70	0.49	32	535
26	P100-MA/SAM2	<0.5	176	9	31	17	26	23	15	12	7	58	96	84	56	<5	<10	<1	<2	<2	<0.5	<5	5.48	3.24	2.99	1.41	0.92	0.05	0.79	0.07	31.39	0.43	26	478
27	P030-MA/SBM1	<0.5	295	3	95	13	34	21	20	20	15	46	181	415	86	8	<10	<1	4	3	2.0	<5	5.15	0.12	2.31	0.97	0.41	0.01	0.03	0.24	29.36	0.40	30	371
28	P100-MA/SBM2	<0.5	439	4	115	15	38	27	22	22	21	51	300	499	101	10	<10	<1	5	5	2.0	<5	6.36	0.07	2.83	1.20	0.47	<0.01	0.03	0.26	29.73	0.46	42	299
29	P030-3EQ/SAM1	<0.5	322	7	83	6	38	29	34	15	15	119	24	64	47	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	6.09	<0.01	2.89	1.62	0.67	0.01	0.01	0.02	28.83	0.46	27	430
30	P100-3EQ/SAM2	<0.5	288	6	44	5	42	26	17	14	15	129	26	59	37	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	7.75	0.04	3.35	2.18	0.84	0.01	0.05	0.08	29.05	0.49	29	402
31	P030-3EQ/SBM1	0.9	214	9	61	13	41	34	42	98	20	62	416	129	679	58	<10	2	2	<2	11.0	<5	5.97	0.55	3.12	0.76	0.45	0.31	0.02	0.13	29.60	0.61	44	377
32	P100-3EQ/SBM2	0.9	329	12	73	34	52	43	68	128	18	103	304	161	1028	80	<10	5	3	2	16.0	<5	8.64	0.57	4.60	1.16	0.67	0.82	0.02	0.18	26.15	0.56	61	294
33	P030-STR/SAM1	<0.5	154	13	46	12	40	27	24	10	12	77	49	111	72	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	6.72	0.35	3.60	1.68	0.74	0.05	0.14	0.05	30.97	0.60	28	360
34	P100-STR/SAM2	<0.5	219	13	54	12	41	33	29	20	29	101	90	143	95	6	<10	<1	2	<2	1.0	<5	8.67	0.37	4.46	2.23	0.98	0.03	0.06	0.04	27.62	0.56	25	292
35	P030-STR/SBM1	<0.5	154	12	42	11	40	25	21	12	12	78	54	111	66	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	6.71	0.36	3.65	1.68	0.75	0.05	0.08	0.04	31.14	0.62	25	370
36	P100-STR/SBM2	<0.5	177	16	50	12	38	32	35	12	17	87	67	172	109	6	<10	<1	2	<2	1.0	<5	8.98	0.40	4.46	2.09	1.02	0.04	0.26	0.04	27.52	0.51	35	260
37	P030-GYO/SAM1	<0.5	55	3	32	7	23	18	8	16	6	22	32	72	35	5	<10	<1	<2	<2	<0.5	<5	4.34	0.06	1.85	0.35	0.21	0.01	0.03	0.03	35.01	0.58	24	662
38	P100-GYO/SAM2	<0.5	56	4	35	6	28	20	10	19	6	23	41	82	35	6	<10	<1	<2	<2	<0.5	<5	4.97	0.05	2.13	0.35	0.21	<0.01	0.03	0.02	36.63	0.75	31	762
39	P030-GYO/SBM1	<0.5	33	<1	13	3	20	11	<5	8	<5	5	59	23	9	<5	<10	<1	<2	<2	<0.5	<5	0.67	0.07	0.18	0.08	0.04	<0.01	0.02	0.03	38.84	0.63	27	867
40	P100-GYO/SBM2	<0.5	119	3	32	4	35	25	9	17	6	28	116	67	34	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	3.35	0.08	0.75	0.37	0.19	<0.01	0.05	0.02	39.71	0.73	32	663
41	P030-IK/SAM1	<0.5	264	11	49	17	35	24	24	20	10	84	71	95	75	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	6.38	1.18	3.29	2.11	0.81	0.07	0.22	0.06	30.31	0.54	38	415
42	P100-IK/SAM2	<0.5	372	12	46	18	37	27	23	15	17	87	96	97	80	<5	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	6.79	0.70	3.35	2.08	0.79	0.08	0.20	0.06	30.46	0.55	41	410
43	P030-IK/SBM1	<0.5	155	6	51	7	54	26	15	22	15	61	111	86	62	6	<10	<1	<2	<2	1.0	<5	6.67	0.08	3.54	1.06	0.42	0.02	0.03	0.06	31.53	0.69	36	621
44	P100-IK/SBM2	<0.5	225	12	334	16	70	44	159	33	29	108	149	131	97	12	<10	<1	5	<2	1.0	<5	11.67	0.09	6.21	2.07	0.77	0.01	0.08	0.09	22.36	0.63	34	297
45	P030-MPR/SAM1	<0.5	88	3	72	16	23	27	29	14	7	40	85	341	149	13	<10	<1	6	5	4.0	<5	4.21	0.08	2.09	0.90	0.38	0.04	0.03	0.30	32.82	0.28	33	139
46	P100-MPR/SAM2	<0.5	221	2	58	15	35	36	29	20	20	59	158	339	181	16	<10	<1	6	6	4.0	<5	6.74	0.08	2.44	1.82	0.76	<0.01	0.02	0.19	31.58	0.26	63	167
47	P030-MPR/SBM1	0.7	249	5	142	21	55	24	56	43	21	37	343	349	294	32	<10	<1	9	6	4.0	<5	6.87	0.20	4.19	0.69	0.36	0.02	0.04	0.35	29.11	0.58	79	260
48	P100-MPR/SBM2	0.8	370	5	174	24	81	27	64	62	46	52.00	625	434	373	37	<10	<1	10	6	7.0	<5	9.71	0.20	5.55	1.00	0.50	0.01	0.02	0.49	24.20	0.60	136	233

LDM: Límite de detección del método.

Método de referencia:

2. Realizar el ensayo de elementos mayores en muestras sólidas por fusión eléctrica con metaborato de litio e ICP-OES; M2.2.2.1-2. (Proceso).
3. Realizar ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-OES; M2.2.2.1-4. (Proceso).
5. Realizar ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-MS; M2.2.2.1-12. (Proceso).

Fecha de emisión del informe de ensayo: 2023-05-31.

INGEMMET	FORMATO	Código: M2.2-F-134 Versión: 02 Fecha de aprob : 6/06/2022 Página: 4 de 5
	INFORME DE ENSAYO	

Ensayos solicitados		Ensayo [7]Hg
Código de proceso		M2.2.2.1-9
Fecha de análisis:		2023-05-29
Elementos		Hg
Unidades		ppb
No	LDM / Código	10
1	P030-H/SAM1	92
2	P100-H/SAM2	118
3	P030-H/SBM1	98
4	P100-H/SBM2	71
5	P030-B/SAM1	63
6	P100-B/SAM2	31
7	P030-B/SBM1	260
8	P100-B/SBM2	248
9	P030-MP/SAM1	68
10	P100-MP/SAM2	49
11	P030-MP/SBM1	94
12	P100-MP/SBM2	108
13	P030-SMT/SAM1	85
14	P100-SMT/SAM2	100
15	P030-SMT/SBM1	96
16	P100-SMT/SBM2	114
17	P030-ASJT/SAM1	184
18	P100-ASJT/SAM2	287
19	P030-ASJT/SBM1	75
20	P100-ASJT/SBM2	39
21	P030-SG/SAM1	104
22	P100-SG/SAM2	120
23	P030-SG/SBM1	131
24	P100-SG/SBM2	177
25	P030-MA/SAM1	35
26	P100-MA/SAM2	32
27	P030-MA/SBM1	118
28	P100-MA/SBM2	138
29	P030-3EQ/SAM1	88
30	P100-3EQ/SAM2	135
31	P030-3EQ/SBM1	229
32	P100-3EQ/SBM2	389
33	P030-STR/SAM1	69
34	P100-STR/SAM2	77
35	P030-STR/SBM1	53
36	P100-STR/SBM2	42
37	P030-GYO/SAM1	116
38	P100-GYO/SAM2	208
39	P030-GYO/SBM1	97
40	P100-GYO/SBM2	108
41	P030-IK/SAM1	51
42	P100-IK/SAM2	58
43	P030-IK/SBM1	94
44	P100-IK/SBM2	80
45	P030-MPR/SAM1	96
46	P100-MPR/SAM2	48
47	P030-MPR/SBM1	186
48	P100-MPR/SBM2	318

Método de referencia:
7. Realizar ensayo de mercurio en muestras sólidas por digestión regia y AFS. M2.2.2.1-9.(Proceso).

LDM: Límite de detección del método.
Fecha de emisión del informe de ensayo: 2023-05-31.

SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	FORMATO	Código: M2.2-F-134
		Versión: 02
	INFORME DE ENSAYO	Fecha de aprob : 6/06/2022
		Página: 5 de 5

Ensayos solicitados		Ensayo de Polimetálicos [2]				
Código del proceso		M2.2.2.1-5				
Fecha de análisis:		2023-04-04 al 2023-04-10				
Elementos		Ag	Cu	Pb	Zn	Fe
Unidades		ppm	ppm	ppm	ppm	%
No	LDM / Código	0.5	2	5	1	0.01
1	P030-H/SAM1	<0.5	14	19	68	3.49
2	P100-H/SAM2	<0.5	9	21	84	4.45
3	P030-H/SBM1	<0.5	10	15	47	3.27
4	P100-H/SBM2	<0.5	14	22	84	4.39
5	P030-B/SAM1	<0.5	13	32	104	3.85
6	P100-B/SAM2	<0.5	14	17	88	3.65
7	P030-B/SBM1	<0.5	12	13	40	4.53
8	P100-B/SBM2	<0.5	14	12	40	4.85
9	P030-MP/SAM1	<0.5	16	37	70	3.68
10	P100-MP/SAM2	<0.5	18	23	89	4.49
11	P030-MP/SBM1	<0.5	28	20	62	3.88
12	P100-MP/SBM2	<0.5	25	25	79	4.60
13	P030-SMT/SAM1	<0.5	11	28	45	2.59
14	P100-SMT/SAM2	<0.5	10	25	31	4.64
15	P030-SMT/SBM1	<0.5	11	21	37	3.35
16	P100-SMT/SBM2	<0.5	9	22	38	4.65
17	P030-ASJT/SAM1	<0.5	15	14	31	4.88
18	P100-ASJT/SAM2	<0.5	16	18	44	6.35
19	P030-ASJT/SBM1	<0.5	30	15	84	3.43
20	P100-ASJT/SBM2	<0.5	27	15	115	4.13
21	P030-SG/SAM1	<0.5	20	30	129	1.81
22	P100-SG/SAM2	<0.5	21	37	133	2.07
23	P030-SG/SBM1	<0.5	11	29	136	1.96
24	P100-SG/SBM2	<0.5	18	36	160	2.54
25	P030-MA/SAM1	<0.5	17	15	60	3.08
26	P100-MA/SAM2	<0.5	19	13	61	3.00
27	P030-MA/SBM1	<0.5	15	19	91	2.40
28	P100-MA/SBM2	<0.5	14	22	106	2.84
29	P030-3EQ/SAM1	<0.5	5	14	44	2.91
30	P100-3EQ/SAM2	<0.5	6	16	42	3.26
31	P030-3EQ/SBM1	<0.5	13	91	725	3.09
32	P100-3EQ/SBM2	<0.5	41	153	1215	4.42
33	P030-STR/SAM1	<0.5	13	15	82	3.56
34	P100-STR/SAM2	<0.5	13	18	92	4.26
35	P030-STR/SBM1	<0.5	13	16	80	3.53
36	P100-STR/SBM2	<0.5	13	16	125	4.30
37	P030-GYO/SAM1	<0.5	7	17	34	1.71
38	P100-GYO/SAM2	<0.5	5	16	35	1.90
39	P030-GYO/SBM1	<0.5	<2	5	6	0.15
40	P100-GYO/SBM2	<0.5	2	17	33	0.68
41	P030-IK/SAM1	<0.5	19	20	84	3.23
42	P100-IK/SAM2	<0.5	21	19	86	3.17
43	P030-IK/SBM1	<0.5	7	25	70	3.50
44	P100-IK/SBM2	<0.5	21	35	109	6.23
45	P030-MPR/SAM1	<0.5	19	15	164	2.14
46	P100-MPR/SAM2	<0.5	16	21	213	2.36
47	P030-MPR/SBM1	<0.5	26	54	353	4.22
48	P100-MPR/SBM2	<0.5	29	87	425	4.92

LDM: Límite de detección del método.

Método de referencia:

2. Realizar ensayo de polimetálicos en muestras sólidas por digestión multiácida y AAS; M2-FP.4-031; 2021, según ficha de instructivo nivel 4 (M2.2.2.1-5).

Fecha de emisión del informe de ensayo: 2023-05-31.

Documento firmado digitalmente

Quím. Mayra M. Mogrovejo Román CQP
1044
Especialista coordinador del Laboratorio de Química
Dirección de Laboratorios
INGEMMET

A.4.2

REPORTE CONTROL DE CALIDAD DE PREPARACIÓN DE MUESTRAS

SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**FORMATO**	Código : M2.2-F-097 Versión 00 Fecha aprob.: 20/08/2021
	CONTROL DE CALIDAD DE PREPARACIÓN DE MUESTRAS	Página : 1 de 6

REPORTE DE CONTROL DE CALIDAD N° 026-2023-INGEMMET/DL-LPM

1. REFERENCIA DE SOLICITUD

N° de solicitud / Orden de Trabajo	Solicitud N° 004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG	Código interno:	2023-0023
Jefe del proyecto	Luis Enrique Vargas Rodriguez		
Solicitante	José Victor Quiroz Ramírez		
Informe S ensayo / Reporte de resultados	INFORME DE ENSAYO Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Fecha de emisión	31/05/2023		

2. PROGRAMA DE CONTROL DE CALIDAD

Objetivo: Realizar el control de la calidad de la preparación mecánica de las muestras para análisis químicos, mediante los siguientes controles:

- Análisis de blancos.
- Análisis de duplicados.
- Análisis granulométricos (según corresponda).

2.1. ANÁLISIS DE BLANCOS:

Para la evaluación de blancos, se utiliza el gráfico de comparación entre valores obtenidos en el laboratorio interno y los valores certificados del blanco fino o grueso, según corresponda. Los límites de error se determinan de acuerdo al criterio propuesto por Simón (2005), descrito en el acápite siguiente.

2.2. ANÁLISIS DE DUPLICADOS:

Para la evaluación se utiliza el método hiperbólico (Simón, 2005), que consiste en evaluar en un gráfico con el auxilio de una función hiperbólica ($y^2=m^2x^2+b^2$).
Según este método, la pendiente m de la asíntota de la hipérbola se calcula en función del error relativo aceptable para el tipo de muestra de control y el término independiente b se estima en función del límite de detección del elemento (L.D.I.). La ventaja de este método consiste en que también incluye en el análisis las muestras con valores bajos, incluso cercanos al límite de detección, usualmente excluidas por otros métodos.

Para realizar el análisis, se agruparon los elementos según su L.D.I.
En las siguientes páginas, se presentarán los análisis de blancos, según el L.D.I.

SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	FORMATO	Código : M2.2-F-097 Versión 00 Fecha aprob.: 20/08/2021
	CONTROL DE CALIDAD DE PREPARACIÓN DE MUESTRAS	Página : 2 de 6

TABLA N° 01. Resultados en muestras para blancos de elementos agrupados por su respectivo L.D.I. de 0.01%, 0.1 ppm, 0.2 ppm, 0.5 ppm, 1 ppm, 2 ppm, 5 ppm, 10 ppm y 10 ppb.

Elementos	BLANCO FINO CI2023-0023-49	VBF Actlabs	VBG Actlabs	LDI
Al	0.18	0.42	0.33	0.01
Al_2O_3	0.35	0.79	0.63	0.01
Ca	0.07	0.05	0.02	0.01
CaO	0.09	0.05	0.01	0.01
Fe	0.06	0.05	0.02	0.01
Fe_2O_3	0.08	0.06	0.13	0.01
K	0.03	0.08	0.10	0.01
K_2O	0.03	0.10	0.11	0.01
LOI*	0.22	0.55	0.57	0.01
Mg	<0.01	0.003	0.003	0.01
MgO	0.01	0.01	0.01	0.01
Mn	<0.01	0.01	0.01	0.01
MnO	<0.01	0.01	0.01	0.01
Na	<0.01	0.36	0.32	0.01
P	<0.01	0.002	0.002	0.01
P_2O_5	<0.01	0.01	0.01	0.01
Si	45.89	46.00	46.00	0.01
SiO_2	98.17	98.20	99.11	0.01
Ti	0.02	0.02	0.01	0.01
TiO_2	0.03	0.03	0.02	0.01
Na_2O	<0.02	0.51	0.43	0.02
Ag	<0.5	0.2	0.2	0.5
Tl	<0.5	1.0	1.0	0.5
Cd	<1	1	1	1
Co	<1	1	1	1
Cr	5	2	2	1
Zn	<1	3	3	1
Cu	5	1	1	2
La	4	3	1	2
Li	5	7	5	2
Mo	<2	1	1	2
Rb	<2	3	2	2
Sb	<2	0.3	0.2	2

***VBF:** Valores de blanco fino según laboratorio externo, ***VBG**: Valores de blanco grueso según laboratorio externo.

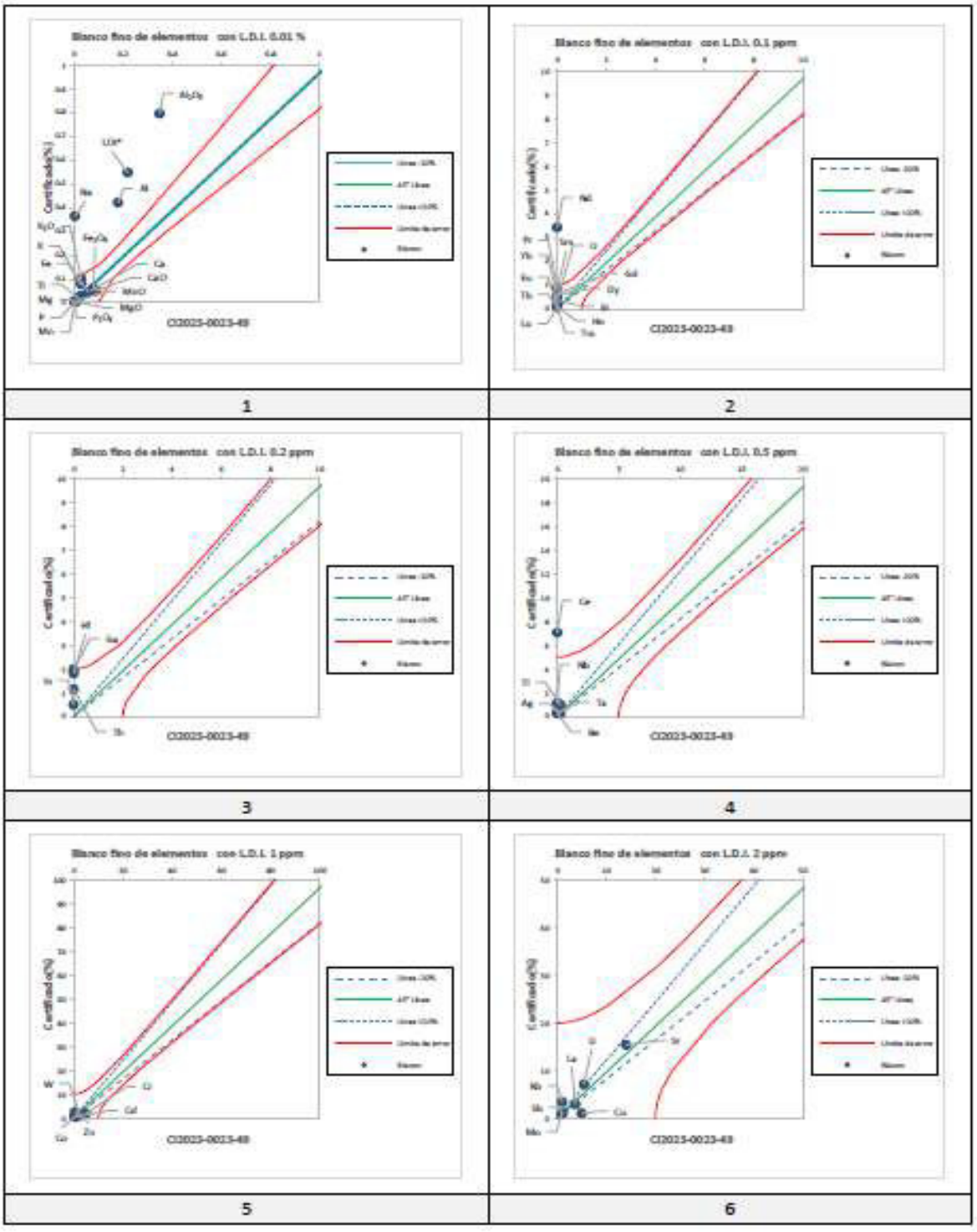
Elementos	BLANCO FINO CI2023-0023-49	VBF Actlabs	VBG Actlabs	LDI
Sr	14	15	2	2
As	<5	2	2	5
Ba	37	38	16	5
Ni	<5	1	1	5
Pb	<5	3	3	5
Sc	<5	0.3	0.3	5
W	<5	1	1	5
Y	<5	20	20	5
Zr	34	80	70	5
Bi	<10	3	3	10
Sr	14	15	2	10
V	<10	2	1	10
Hg	<10	50	50	10

* **VBF:** Valores de blanco fino según laboratorio externo, ***VBG**: Valores de blanco grueso según laboratorio externo.

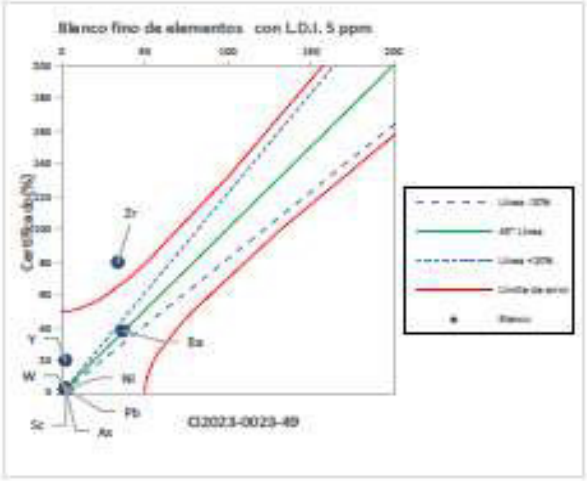
SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	FORMATO	Código : M2.2-F-00 Versión 00 Fecha aprob.: 20/08/2021 Página : 4 de 6
	CONTROL DE CALIDAD DE PREPARACIÓN DE MUESTRAS	

3. GRAFICAS DE CONTROL

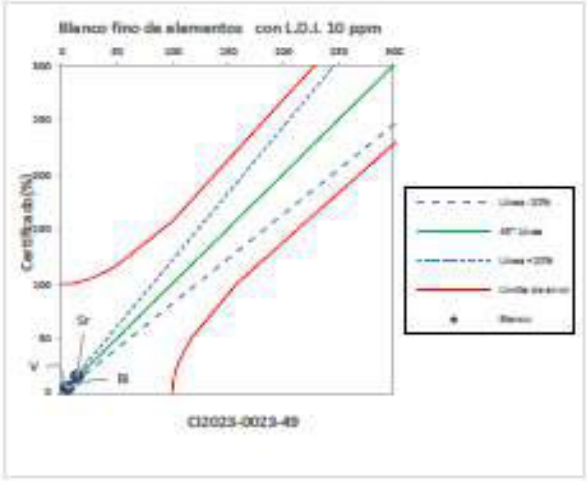
Resultados de blancos, con límite de detección de 0.01%, 0.1 ppm, 0.2 ppm, 0.5 ppm, 1 ppm, 2 ppm, 5 ppm, 10 ppm y 10 ppb.



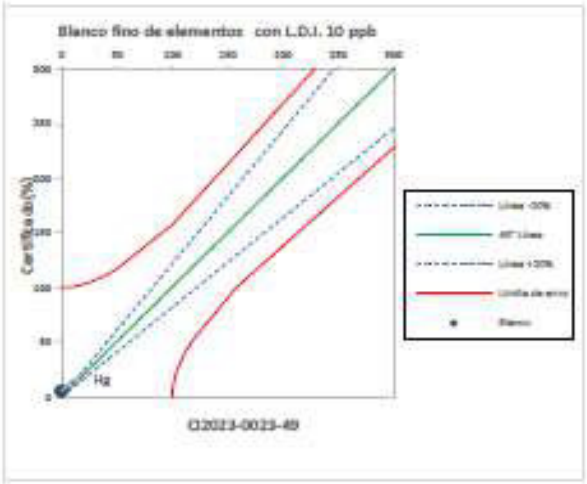
SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**FORMATO**	Código : M2.2-F-00 Versión Fecha aprob.: 20/08/2021 Página : 5 de 6
	CONTROL DE CALIDAD DE PREPARACIÓN DE MUESTRAS	



7



8



9

SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	FORMATO	Código : M2.2-F-00 Versión Fecha aprob.: 20/08/2021 Página : 6 de 6
	CONTROL DE CALIDAD DE PREPARACIÓN DE MUESTRAS	

4. CONCLUSIONES Y/U OBSERVACIONES

CONCLUSIONES
• En las **figuras** del **01 al 09**, se evidenció que no existe contaminación, teniendo un control de calidad satisfactorio al igual que los resultados analíticos reportados. • En la **figura 01,** el Al_2O_3, Al, LOI* y Na presentan una concentración inferior a la certificada. En consecuencia, dichas concentraciones guardan congruencia con los resultados obtenidos en el laboratorio institucional, por lo que el control de calidad y los resultados analíticos reportados son satisfactorios. • En la **figura 02,** el Nd presenta una concentración inferior a la certificada. En consecuencia, dichas concentraciones guardan congruencia con los resultados obtenidos en el laboratorio institucional, por lo que el control de calidad y los resultados analíticos reportados son satisfactorios. • En la **figura 04,** el Ce presenta una concentración inferior a la certificada. En consecuencia, dichas concentraciones guardan congruencia con los resultados obtenidos en el laboratorio institucional, por lo que el control de calidad y los resultados analíticos reportados son satisfactorios. • En la **figura 07,** el Zr presenta una concentración inferior a la certificada. En consecuencia, dichas concentraciones guardan congruencia con los resultados obtenidos en el laboratorio institucional, por lo que el control de calidad y los resultados analíticos reportados son satisfactorios. • En las **figuras** del **01 al 09**, se evidenció que no existe contaminación, teniendo un control de calidad satisfactorio al igual que los resultados analíticos reportados. • En la **figura 01,** el Al_2O_3, Al, LOI* y Na presentan una concentración inferior a la certificada. En consecuencia, dichas concentraciones guardan congruencia con los resultados obtenidos en el laboratorio institucional, por lo que el control de calidad y los resultados analíticos reportados son satisfactorios. • En la **figura 02,** el Nd presenta una concentración inferior a la certificada. En consecuencia, dichas

OBSERVACIONES
Sin observaciones.

V°B° Responsable de Laboratorio de Preparación de Muestras	Firma del ejecutor del reporte de control de calidad
Firmado digitalmente por CONDORHUAMAN SUAREZ Ana Luz FAU 20112919377 soft Empresa: Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico Motivo: Visado del document Fecha: 2023/05/31 14:29:32-0500	Firmado digitalmente por CHUMBE SALAZAR Miguel Victor FAU 20112919377 soft Empresa: Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico Motivo: Firma del document Fecha: 2023/05/31 10:24:23-0500

SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**FORMATO**	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob.: 25/02/2022 Página: 1 de 3
	INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUÍMICA	

Código interno de solicitud/ Orden de trabajo	2023-0023	
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ	
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG	
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS	
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ	
Tipo de análisis:	ENSAYO DE MERCURIO POR VAPOR FRIO/AFS	
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	2023-05-30

Control de blancos					
Analito	***Unidad***	**L.D.M. (ppb)**	**BCO-1**	**BCO-2**	**BCO-3**
Hg	**ppb**	**<10**	<10	<10	<10

L.D.M.: Límite de detección de método.
BCO: Muestra blanco.

CONCLUSIONES: *Los blancos de procesos están por debajo del L.D.M., indicando que las posibles contaminaciones cruzadas por proceso y/o reactivos están controladas. Por lo tanto, los resultados obtenidos son confiables.*







SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	FORMATO	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob.: 2022-02-25 Página: 2 de 3
	INFORME DE QAQC DE LABORATORIO DE QUÍMICA	

Código interno de solicitud/ Orden de trabajo	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO DE MERCURIO POR VAPOR FRIO/AFS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	**Fecha:**	2023-05-30

Control de duplicados					
Analito	**Unidad**	**L.D.M. (ppb)**	**Muestra-1**		
			P100-MP/SAM2	**P100-MP/SAM2 DUP.**	**% RSD**
Hg	**ppb**	**<10**	49	51	2.8
Analito	**Unidad**	**L.D.M. (ppb)**	**Muestra-2**		
			P100-ASJT/SBM2	**P100-ASJT/SBM2 DUP.**	**% RSD**
Hg	**ppb**	**<10**	39	31	16.2
Analito	**Unidad**	**L.D.M. (ppb)**	**Muestra-3**		
			P100-3EQ/SAM2	**P100-3EQ/SAM2 DUP.**	**% RSD**
Hg	**ppb**	**<10**	135	125	5.4
Analito	**Unidad**	**L.D.M. (ppb)**	**Muestra-4**		
			P100-GYO/SBM2	**P100-GYO/SBM2 DUP.**	**% RSD**
Hg	**ppb**	**<10**	108	106	1.3

% R.S.D.: Desviación estándar relativa. Este parámetro es aceptable siempre que se encuentre en el rango de 0%-20%.
L.D.M.: Límite de detección del método.
N.A.: No aplica

CONCLUSIONES: *Debido a que los analitos en mención presentan un valor de R.S.D. ≤ 20%, se puede concluir que el método experimental desarrollado se obtiene resultados precisos.*



SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	FORMATO	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob.: 25/02/2022 Página: 3 de 3
	INFORME DE QAQC DE LABORATORIO DE QUÍMICA	

Código interno de solicitud/ Orden de trabajo	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO DE MERCURIO POR VAPOR FRIO/AFS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	**Fecha:**	2023-05-30

Control de material de referencia						
Analito	**Unidad**	**% Límites de recuperación**	**MRC-1**	**MRC-2**	**MRC-3**	**MRC-4**
			% recuperación	**% recuperación**	**% recuperación**	**% recuperación**
Hg	**ppb**	**80-120**	99	91	109	97

% recuperación: Grado de concordancia entre el valor obtenido y el valor real de los estándares.
El porcentaje de recuperación es considerado aceptable si se encuentra en el rango de 80%-120%.
MRC: Material de referencia certificado.
N.A.: No aplica

CONCLUSIONES: *Debido a que el % RECUPERACIÓN de cada analito está dentro del rango de 80-120%, se puede concluir que el método presenta exactitud debido al grado de concordancia entre el valor obtenido y el valor real de los MRC utilizados.*







SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**FORMATO**	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob.: 25/02/2022 Página: 1 de 4
	INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUÍMICA	

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO DE ROCA TOTAL 18 ELEMENTOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	**Fecha:**	2023-05-30

Control de blancos				
Analito	***Unidad***	**L.D.M. (ppm)**	**BCO-1**	**BCO-2**
Al_2O_3	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
CaO	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Fe_2O_3	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
K_2O	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
MgO	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
MnO	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Na_2O	**%**	**0.02**	<0.02	<0.02
P_2O_5	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
SiO_2	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
TiO_2	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
LOI	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Y	**ppm**	**5**	<5	<5
Zr	**ppm**	**5**	<5	<5
Ba	**ppm**	**5**	<5	<5
Co	**ppm**	**1**	<1	<1
Cr	**ppm**	**1**	<1	<1
Ni	**ppm**	**5**	<5	<5
Sr	**ppm**	**10**	<10	<10
Zn	**ppm**	**1**	<1	<1

L.D.M.: Límite de detección de método.

BCO: Muestra blanco.

CONCLUSIONES: *Los blancos de procesos están por debajo del L.D.M., indicando que las posibles contaminaciones cruzadas por proceso y/o reactivos están controladas. Por lo tanto, los resultados obtenidos son confiables.*

Laboratorio de Química Jesús Frans Coronvilca Paraguay INGEMMET

Dirección de Laboratorios Laboratorio de Química INGEMMET

SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**FORMATO**	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob.: 25/02/2022 Página: 2 de 4
	INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUÍMICA	

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO DE ROCA TOTAL 18 ELEMENTOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	**Fecha:**	2023-05-30

Control de duplicados								
Analito	**Unidad**	**L.D.M. (ppm)**	**Muestra-1**			**Muestra-2**		
			P100-MP/SAM2	**P100-MP/SAM2 DUP**	**% RSD**	**P100-ASJT/SBM2**	**P100-ASJT/SBM2 DUP**	**% RSD**
Al_2O_3	**%**	**0.01**	20.98	20.97	0.0	14.90	14.90	0.0
CaO	**%**	**0.01**	0.16	0.17	4.3	0.12	0.11	6.1
Fe_2O_3	**%**	**0.01**	6.91	6.92	0.1	6.11	6.17	0.7
K_2O	**%**	**0.01**	3.60	3.69	1.7	3.04	3.04	0.0
MgO	**%**	**0.01**	1.11	1.13	1.3	1.63	1.68	2.1
MnO	**%**	**0.01**	0.02	0.02	0.0	0.20	0.20	0.0
Na_2O	**%**	**0.02**	0.20	0.21	3.4	0.15	0.14	4.9
P_2O_5	**%**	**0.01**	0.12	0.12	0.0	0.08	0.09	8.3
SiO_2	**%**	**0.01**	53.78	54.01	0.3	63.41	62.57	0.9
TiO_2	**%**	**0.01**	0.99	1.01	1.4	0.85	0.87	1.6
LOI	**%**	**0.01**	11.59	11.55	0.2	8.80	8.83	0.2
Y	**ppm**	**5**	50	53	4.1	41	41	0.0
Zr	**ppm**	**5**	217	225	2.6	302	315	3.0
Ba	**ppm**	**5**	551	482	9.4	690	677	1.3
Co	**ppm**	**1**	9	10	7.4	31	33	4.4
Cr	**ppm**	**1**	68	77	8.8	50	53	4.1
Ni	**ppm**	**5**	20	22	6.7	34	34	0.0
Sr	**ppm**	**10**	84	89	4.1	31	33	4.4
Zn	**ppm**	**1**	66	75	9.0	103	116	8.4

% R.S.D.: Desviación estándar relativa. Este parámetro es aceptable siempre que se encuentre en el rango de 0%-20%.
L.D.M.: Límite de detección del método.
N.A.: No aplica

CONCLUSIONES: *Debido a que los analitos en mención presentan un valor de R.S.D. ≤ 20%, se puede concluir que el método experimental desarrollado se obtiene resultados precisos.*





SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	FORMATO	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob.: 25/02/2022 Página: 3 de 4
	INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUÍMICA	

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO DE ROCA TOTAL 18 ELEMENTOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	**Fecha:**	2023-05-30

Control de duplicados								
Analito	**Unidad**	**L.D.M. (ppm)**	**Muestra-3**			**Muestra-4**		
			P100-3EQ/SAM2	**P100-3EQ/SAM2 DUP**	**% RSD**	**P100-GYO/SBM2**	**P100-GYO/SBM2 DUP**	**% RSD**
Al_2O_3	**%**	**0.01**	14.64	14.68	0.2	6.33	6.16	1.9
CaO	**%**	**0.01**	0.05	0.05	0.0	0.11	0.11	0.0
Fe_2O_3	**%**	**0.01**	4.79	4.76	0.4	1.07	1.04	2.0
K_2O	**%**	**0.01**	2.62	2.60	0.5	0.45	0.43	3.2
MgO	**%**	**0.01**	1.39	1.34	2.6	0.31	0.32	2.2
MnO	**%**	**0.01**	0.01	0.01	0.0	0.01	0.01	0.0
Na_2O	**%**	**0.02**	0.07	0.09	17.7	0.06	0.07	10.9
P_2O_5	**%**	**0.01**	0.18	0.17	4.0	0.05	0.06	12.9
SiO_2	**%**	**0.01**	62.15	62.54	0.4	84.96	85.12	0.1
TiO_2	**%**	**0.01**	0.82	0.80	1.7	1.21	1.20	0.6
LOI	**%**	**0.01**	12.89	12.94	0.3	4.88	4.82	0.9
Y	**ppm**	**5**	29	29	0.0	32	31	2.2
Zr	**ppm**	**5**	402	399	0.5	663	669	0.6
Ba	**ppm**	**5**	288	283	1.2	119	112	4.3
Co	**ppm**	**1**	6	7	10.9	3	3	0.0
Cr	**ppm**	**1**	44	48	6.1	32	32	0.0
Ni	**ppm**	**5**	17	18	4.0	9	10	7.4
Sr	**ppm**	**10**	26	26	0.0	116	110	3.8
Zn	**ppm**	**1**	37	39	3.7	34	33	2.1

% R.S.D.: Desviación estándar relativa. Este parámetro es aceptable siempre que se encuentre en el rango de 0%-20%.
L.D.M.: Límite de detección del método.
N.A.: No aplica

CONCLUSIONES: *Debido a que los analitos en mención presentan un valor de R.S.D. ≤ 20%, se puede concluir que el método experimental desarrollado se obtiene resultados precisos.*

Laboratorio de Química Jesús Frans Cconovilca Paraguay INGEMMET

Dirección de Laboratorios LABORATORIO QUÍMICA INGEMMET

SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**FORMATO**	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob.: 25/02/2022 Página: 4 de 4
	INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUÍMICA	

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO DE ROCA TOTAL 18 ELEMENTOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	**Fecha:**	2023-05-30

Control de material de referencia							
Analito	**Unidad**	**% Límites de recuperación**	**MRC-1**	**MRC-2**	**MRC-3**	**MRC-4**	**MRC-5**
			% recuperación	**% recuperación**	**% recuperación**	**% recuperación**	**% recuperación**
Al_2O_3	**%**	**80-120**	100	97	99	99	99
CaO	**%**	**80-120**	102	100	101	101	101
Fe_2O_3	**%**	**80-120**	101	99	100	101	101
K_2O	**%**	**80-120**	100	95	96	102	107
MgO	**%**	**80-120**	105	101	101	104	100
MnO	**%**	**80-120**	99	96	99	103	103
Na_2O	**%**	**80-120**	97	98	100	99	96
P_2O_5	**%**	**80-120**	90	108	109	110	99
SiO_2	**%**	**80-120**	101	101	102	103	101
TiO_2	**%**	**80-120**	99	98	98	102	101
LOI	**%**	**80-120**	115	103	99	N.A.	N.A.
Y	**ppm**	**80-120**	107	95	112	94	96
Zr	**ppm**	**80-120**	103	87	103	97	93
Ba	**ppm**	**80-120**	98	91	86	90	88
Co	**ppm**	**80-120**	115	106	83	101	86
Cr	**ppm**	**80-120**	92	107	85	119	85
Ni	**ppm**	**80-120**	81	98	96	106	93
Sr	**ppm**	**80-120**	113	101	104	98	86
Zn	**ppm**	**80-120**	96	87	82	95	92

% recuperación: Grado de concordancia entre el valor obtenido y el valor real de los estándares.
El porcentaje de recuperación es considerado aceptable si se encuentra en el rango de 80%-120%.
MRC: Material de referencia certificado.
N.A.: No aplica

CONCLUSIONES: *Debido a que el % RECUPERACIÓN de cada analito está dentro del rango de 80-120%, se puede concluir que el método presenta exactitud debido al grado de concordancia entre el valor obtenido y el valor real de los MRC utilizados.*

Laboratorio de Química Jesús Frans Cconovilca Paraguay INGEMMET

Dirección de Laboratorios LABORATORIO QUÍMICA INGEMMET

SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**FORMATO** **INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUÍMICA**	Código: M2.2-F-032 versión: 02 Fecha de aprob.: 25/02/2022 Página: 1 de 4

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO MULTIELEMENTAL 33 ELEMENTOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	**Fecha:**	2023-05-30

Control de blancos				
Analito	***Unidad***	**L.D.M. (ppm)**	**BCO-1**	**BCO-2**
Ag	**ppm**	**0.5**	<0.5	<0.5
Ba	**ppm**	**5**	<5	<5
Co	**ppm**	**1**	<1	<1
Cr	**ppm**	**1**	<1	<1
Cu	**ppm**	**2**	<2	<2
La	**ppm**	**2**	<2	<2
Li	**ppm**	**2**	<2	<2
Ni	**ppm**	**5**	<5	<5
Pb	**ppm**	**5**	<5	<5
Sc	**ppm**	**5**	<5	<5
Rb	**ppm**	**2**	<2	<2
Sr	**ppm**	**2**	<2	<2
V	**ppm**	**10**	<10	<10
Zn	**ppm**	**1**	<1	<1
As	**ppm**	**5**	<5	<5
Bi	**ppm**	**10**	<10	<10
Cd	**ppm**	**1**	<1	<1
Mo	**ppm**	**2**	<2	<2
Sb	**ppm**	**2**	<2	<2
Tl	**ppm**	**0.5**	<0.5	<0.5
W	**ppm**	**5**	<5	<5
Al	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Ca	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Fe	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
K	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Mg	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Mn	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Na	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
P	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Si	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Ti	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01
Y	**ppm**	**5**	<5	<5
Zr	**ppm**	**5**	<5	<5

L.D.M.: Límite de detección de método.
BCO: Muestra blanco.

CONCLUSIONES: *Los blancos de procesos están por debajo del L.D.M., indicando que las posibles contaminaciones cruzadas por proceso y/o reactivos están controladas. Por lo tanto, los resultados obtenidos son confiables.*

Laboratorio de Química Jesus Frans Cconovilca Paraguay INGEMMET

Laboratorio de Química Karol Yasmin Zuñiga Bardales INGEMMET

Dirección de Laboratorios LABORATORIO QUÍMICA INGEMMET

SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**FORMATO** **INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUIMICA**	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob.: 25/02/2022 Página: 2 de 4

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO MULTIELEMENTAL 33 ELEMENTOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	**Fecha:**	2023-05-30

Control de duplicados								
Analito	**Unidad**	**L.D.M. (ppm)**	**Muestra-1**			**Muestra-2**		
			P100-MP/SAM2	**P100-MP/SAM2 DUP**	**% RSD**	**P100-ASJT/SBM2**	**P100-ASJT/SBM2 DUP**	**% RSD**
Ag	**ppm**	**0.5**	<0.5	<0.5	N.A.	<0.5	<0.5	N.A.
Ba	**ppm**	**5**	551	482	9.4	690	677	1.3
Co	**ppm**	**1**	9	10	7.4	31	33	4.4
Cr	**ppm**	**1**	68	77	8.8	50	53	4.1
Cu	**ppm**	**2**	14	14	0.0	22	23	3.1
La	**ppm**	**2**	69	70	1.3	36	36	0.0
Li	**ppm**	**2**	29	32	7.5	41	41	0.0
Ni	**ppm**	**5**	20	22	6.7	34	34	0.0
Pb	**ppm**	**5**	16	17	4.3	16	19	12.1
Sc	**ppm**	**5**	22	21	3.3	26	29	7.7
Rb	**ppm**	**2**	141	143	1.0	85	87	1.6
Sr	**ppm**	**2**	84	89	4.1	31	33	4.4
V	**ppm**	**10**	109	125	9.7	131	134	1.6
Zn	**ppm**	**1**	66	75	9.0	103	116	8.4
As	**ppm**	**5**	6	6	0.0	<5	<5	N.A.
Bi	**ppm**	**10**	<10	<10	N.A.	<10	<10	N.A.
Cd	**ppm**	**1**	<1	<1	N.A.	<1	<1	N.A.
Mo	**ppm**	**2**	<2	<2	N.A.	<2	<2	N.A.
Sb	**ppm**	**2**	<2	<2	N.A.	<2	<2	N.A.
Tl	**ppm**	**0.5**	1.0	1.0	0.0	1.0	1.0	0.0
W	**ppm**	**5**	<5	<5	N.A.	<5	<5	N.A.
Al	**%**	**0.01**	11.10	11.10	0.0	7.89	7.89	0.0
Ca	**%**	**0.01**	0.11	0.12	6.1	0.08	0.08	0.0
Fe	**%**	**0.01**	4.83	4.84	0.1	4.27	4.31	0.7
K	**%**	**0.01**	2.99	3.06	1.6	2.53	2.52	0.3
Mg	**%**	**0.01**	0.67	0.68	1.0	0.98	1.01	2.1
Mn	**%**	**0.01**	0.02	0.02	0.0	0.15	0.16	4.6
Na	**%**	**0.01**	0.15	0.16	4.6	0.11	0.10	6.7
P	**%**	**0.01**	0.05	0.05	0.0	0.04	0.04	0.0
Si	**%**	**0.01**	25.14	25.24	0.3	29.64	29.25	0.9
Ti	**%**	**0.01**	0.59	0.60	1.2	0.51	0.52	1.4
Y	**ppm**	**5**	50	53	4.1	41	41	0.0
Zr	**ppm**	**5**	217	225	2.6	302	315	3.0

% R.S.D.: Desviación estándar relativa. Este parámetro es aceptable siempre que se encuentre en el rango de 0%-20%.
L.D.M.: Límite de detección del método.
.A.: No aplica CONCLUSIONES: *Debido a que los analitos en mención presentan un valor de R.S.D. ≤ 20%, se puede concluir que el método experimental desarrollado se obtiene resultados precisos.*



SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**FORMATO** **INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUIMICA**	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob.: 25/02/2022 Página: 3 de 4

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO MULTIELEMENTAL 33 ELEMENTOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	**Fecha:**	2023-05-30

Control de duplicados								
Analito	**Unidad**	**L.D.M. (ppm)**	**Muestra-3**			**Muestra-4**		
			P100-3EQ/SAM2	**P100-3EQ/SAM2 DUP**	**% RSD**	**P100-GYO/SBM2**	**P100-GYO/SBM2 DUP**	**% RSD**
Ag	**ppm**	**0.5**	<0.5	<0.5	N.A.	<0.5	<0.5	N.A.
Ba	**ppm**	**5**	288	283	1.2	119	112	4.3
Co	**ppm**	**1**	6	7	10.9	3	3	0.0
Cr	**ppm**	**1**	44	48	6.1	32	32	0.0
Cu	**ppm**	**2**	5	6	12.9	4	4	0.0
La	**ppm**	**2**	42	38	6.4	35	35	0.0
Li	**ppm**	**2**	26	26	0.3	25	25	0.0
Ni	**ppm**	**5**	17	18	4.0	9	10	7.4
Pb	**ppm**	**5**	14	12	10.9	17	18	4.0
Sc	**ppm**	**5**	15	15	0.0	6	5	12.9
Rb	**ppm**	**2**	129	116	7.5	28	27	2.6
Sr	**ppm**	**2**	26	26	0.0	116	110	3.8
V	**ppm**	**10**	59	63	4.6	67	66	1.1
Zn	**ppm**	**1**	37	39	3.7	34	33	2.1
As	**ppm**	**5**	<5	<5	N.A.	<5	<5	N.A.
Bi	**ppm**	**10**	<10	<10	N.A.	<10	<10	N.A.
Cd	**ppm**	**1**	<1	<1	N.A.	<1	<1	N.A.
Mo	**ppm**	**2**	<2	<2	N.A.	<2	<2	N.A.
Sb	**ppm**	**2**	<2	<2	N.A.	<2	<2	N.A.
Tl	**ppm**	**0.5**	1.0	1.0	0.0	1.0	1.0	0.0
W	**ppm**	**5**	<5	<5	N.A.	<5	<5	N.A.
Al	**%**	**0.01**	7.75	7.77	0.2	3.35	3.26	1.9
Ca	**%**	**0.01**	0.04	0.04	0.0	0.08	0.08	0.0
Fe	**%**	**0.01**	3.35	3.33	0.4	0.75	0.73	1.9
K	**%**	**0.01**	2.18	2.16	0.7	0.37	0.36	1.9
Mg	**%**	**0.01**	0.84	0.81	2.6	0.19	0.19	0.0
Mn	**%**	**0.01**	0.01	0.01	0.0	<0.01	<0.01	N.A.
Na	**%**	**0.01**	0.05	0.06	12.9	0.05	0.05	0.0
P	**%**	**0.01**	0.08	0.07	9.4	0.02	0.02	0.0
Si	**%**	**0.01**	29.05	29.23	0.4	39.71	39.78	0.1
Ti	**%**	**0.01**	0.49	0.48	1.5	0.73	0.72	1.0
Y	**ppm**	**5**	29	29	0.0	32	31	2.2
Zr	**ppm**	**5**	402	399	0.5	663	669	0.6

% R.S.D.: Desviación estándar relativa. Este parámetro es aceptable siempre que se encuentre en el rango de 0%-20%.
L.D.M.: Límite de detección del método.
N.A.: No aplica
CONCLUSIONES: *Debido a que los analitos en mención presentan un valor de R.S.D. ≤ 20%, se puede concluir que el método experimental desarrollado se obtiene resultados precisos.*







SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**FORMATO** **INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUIMICA**	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob.: 25/02/2022 Página: 4 de 4

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO MULTIELEMENTAL 33 ELEMENTOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	**Fecha:**	2023-05-30

Control de material de referencia							
Analito	**Unidad**	**% Límites de recuperación**	**MRC-1**	**MRC-2**	**MRC-3**	**MRC-4**	**MRC-5**
			% recuperación	**% recuperación**	**% recuperación**	**% recuperación**	**% recuperación**
Ag	**ppm**	**80-120**	106	92	90	93	N.A.
Ba	**ppm**	**80-120**	98	91	86	90	88
Co	**ppm**	**80-120**	115	106	83	101	86
Cr	**ppm**	**80-120**	92	107	85	119	85
Cu	**ppm**	**80-120**	97	98	83	93	81
La	**ppm**	**80-120**	82	88	94	81	85
Li	**ppm**	**80-120**	100	108	95	113	82
Ni	**ppm**	**80-120**	81	98	96	106	93
Pb	**ppm**	**80-120**	94	91	108	99	95
Sc	**ppm**	**80-120**	106	93	94	83	82
Rb	**ppm**	**80-120**	85	98	113	91	84
Sr	**ppm**	**80-120**	113	101	104	98	86
V	**ppm**	**80-120**	102	91	91	91	90
Zn	**ppm**	**80-120**	96	87	82	95	92
As	**ppm**	**80-120**	114	87	96	104	105
Bi	**ppm**	**80-120**	110	113	112	113	115
Cd	**ppm**	**80-120**	101	99	95	114	113
Mo	**ppm**	**80-120**	94	100	100	84	99
Sb	**ppm**	**80-120**	87	98	90	104	92
Tl	**ppm**	**80-120**	102	106	102	104	115
W	**ppm**	**80-120**	93	95	94	101	96
Al	**%**	**80-120**	100	97	99	99	99
Ca	**%**	**80-120**	102	100	101	101	101
Fe	**%**	**80-120**	101	99	100	101	101
K	**%**	**80-120**	100	95	96	102	107
Mg	**%**	**80-120**	105	101	101	104	100
Mn	**%**	**80-120**	99	96	99	103	103
Na	**%**	**80-120**	97	98	100	99	96
P	**%**	**80-120**	90	108	109	110	99
Si	**%**	**80-120**	101	101	102	103	101
Ti	**%**	**80-120**	99	98	98	102	101
Y	**ppm**	**80-120**	107	95	112	94	96
Zr	**ppm**	**80-120**	103	87	103	97	93

% recuperación: Grado de concordancia entre el valor obtenido y el valor real de los estándares. El porcentaje de recuperación es considerado aceptable si se encuentra en el rango de 80%-120%. MRC: Material de referencia certificado.

N.A.: No aplica

CONCLUSIONES: Debido a que el % RECUPERACIÓN de cada analito está dentro del rango de 80 -120%, se puede concluir que el método presenta debido al grado de concordancia entre el valor obtenido y el valor real de los MRC utilizados.

Laboratorio de Química Jesus Frans Cconovilca Paraguay -INGEMMET-

Laboratorio de Química Marel Yasmin Zuñiga Bardales -INGEMMET-

Dirección de Laboratorios LABORATORIO QUÍMICA -INGEMMET-

	FORMATO	
SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUÍMICA**	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob: 25/02/2022 Página: 1 de 4

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO DE POLIMETÁLICOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	FECHA:	2023-05-30

Control de Blancos				
Analito	**Unidad**	**L.D.M.**	**BCO-1**	**BCO-2**
Ag	**ppm**	**0.5**	<0.5	<0.5
Cu	**ppm**	**2**	<2	<2
Pb	**ppm**	**5**	<5	<5
Zn	**ppm**	**1**	<1	<1
Fe	**%**	**0.01**	<0.01	<0.01

L.D.M.: Límite de detección del método.

CONCLUSIONES: Los blancos de procesos están por debajo del L.D.M., indicando que las posibles contaminaciones cruzadas por proceso y/o reactivos están controladas. Por lo tanto, los resultados obtenidos son confiables.

Laboratorio de Química Félix Frans Coronvilca Paraguay INGEMMET

Dirección de Laboratorios LABORATORIO QUÍMICA INGEMMET

	FORMATO	
SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUÍMICA**	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob: 25/02/2022 Página: 2 de 4

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO DE POLIMETÁLICOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	FECHA:	2023-05-30

Control de Material de Referencia						
Analito	**Unidad**	**% Límites de Recuperación**	**MRC-1**	**MRC-2**	**MRC-3**	**MRC-4**
			% RECUPERACIÓN	**% RECUPERACIÓN**	**% RECUPERACIÓN**	**% RECUPERACIÓN**
Ag	**ppm**	80-120	100	97	99	N.A.
Cu	**ppm**	80-120	105	96	102	103
Pb	**ppm**	80-120	117	100	84	N.A.
Zn	**ppm**	80-120	108	103	97	101
Fe	**%**	80-120	99	108	103	105

% RECUPERACIÓN: Grado de concordancia entre el valor obtenido y el valor real de los estándares. El porcentaje de recuperación es considerado aceptable si se encuentra en el rango de 80%-120%. MRC: Material de referencia certificado.

CONCLUSIONES: Debido a que el % RECUPERACIÓN de cada analito está dentro del rango de 80-120%, se puede concluir que el método presenta exactitud debido al grado de concordancia entre el valor obtenido y el valor real de los MCR utilizados.

Laboratorio de Química Jesús Fráns Coronilla Paraguay INGEMMET

Dirección de Laboratorios LABORATORIO DE QUÍMICA INGEMMET

	FORMATO	
SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUÍMICA	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob: 25/02/2022 Página: 3 de 4

Código interno de solicitud/ *Orden de trabajo*	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO DE POLIMETÁLICOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	FECHA:	2023-05-30

Control de Duplicados

Analito	Unidad	L.D.M.	Muestra-1			Muestra-2		
			P100-MP/SAM2	P100-MP/SAM2 DUP	% RSD	P100-ASJT/SBM2	P100-ASJT/SBM2 DUP	% RSD
Ag	**ppm**	**0.5**	<0.5	<0.5	N.A.	<0.5	<0.5	N.A.
Cu	**ppm**	**2**	18	17	4.0	27	27	0.0
Pb	**ppm**	**5**	23	24	3.0	15	14	4.9
Zn	**ppm**	**1**	89	87	1.6	115	113	1.2
Fe	**%**	**0.01**	4.49	4.50	0.2	4.13	4.06	1.2

% R.S.D.: Desviación estándar relativa. Este parámetro es aceptable siempre que se encuentre en el rango de 0%-20%.
L.D.M.: Límite de detección del método.

CONCLUSIONES: Debido a que los analitos en mención presentan un valor de R.S.D. ≤ 20%, se puede concluir que el método experimental desarrollado se obtiene resultados precisos





	FORMATO	
SECTOR ENERGÍA Y MINAS INGEMMET INSTITUTO GEOLÓGICO, MINERO Y METALÚRGICO	**INFORME DE QA/QC DEL LABORATORIO DE QUÍMICA**	Código: M2.2-F-032 Versión: 02 Fecha de aprob: 25/02/2022 Página: 4 de 4

Código interno de solicitud/ ***Orden de trabajo***	2023-0023		
Informe de ensayo:	Nº 065-2023-INGEMMET/DL-LQ		
Referencia:	SOLICITUD N°004-2023-INGEMMET/DL-ATTIG		
Proyecto:	DL-ATTIG: ASISTENCIA TÉCNICA Y TECNOLÓGICA A LA INVESTIGACIÓN EN GEOCIENCIAS		
Jefe de proyecto:	JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ /LUIS ENRIQUE VARGAS RODRIGUEZ		
Tipo de análisis:	ENSAYO DE POLIMETÁLICOS		
Cantidad de muestras:	48 MUESTRAS	FECHA:	2023-05-30

Control de Duplicados								
Analito	**Unidad**	**L.D.M.**	**Muestra-3**			**Muestra-4**		
			P100-3EQ/SAM2	**P100-3EQ/SAM2 DUP**	**% RSD**	**P100-GYO/SBM2**	**P100-GYO/SBM2 DUP**	**% RSD**
Ag	**ppm**	**0.5**	<0.5	<0.5	N.A.	<0.5	<0.5	N.A.
Cu	**ppm**	**2**	6	6	0.0	2	2	0.0
Pb	**ppm**	**5**	16	15	4.6	17	16	4.3
Zn	**ppm**	**1**	42	44	3.3	33	33	0.0
Fe	**%**	**0.01**	3.26	3.24	0.4	0.68	0.69	1.0

% R.S.D.: Desviación estándar relativa. Este parámetro es aceptable siempre que se encuentre en el rango de 0%-20%.
L.D.M.: Límite de detección del método.

CONCLUSIONES: Debido a que los analitos en mención presentan un valor de R.S.D. ≤ 20%, se puede concluir que el método experimental desarrollado se obtiene resultados precisos





A.4.3

REPORTE DE ANÁLISIS DE SUELOS - CARACTERIZACIÓN

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA

FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES

Departamento Académico de Ciencias en Conservación de Suelos y Agua

Laboratorio de Conservación de Suelos

ANALISIS DE SUELOS-CARACTERIZACIÓN

1. DATOS

SOLICITANTE:	QUIROZ RAMIREZ JOSE VICTOR - DOCENTE INVESTIGADOR		
PROCEDENCIA:	HUANUCO - LEONCIO PRADO - LUYANDO - NARANJILLO	FECHA DE LECTURA:	10/06/2023
CULTIVO:	SUELOS AGRICOLAS	FECHA DE REPORTE:	13/06/2023

2. RESULTADOS DEL ANALISIS SOLICITADO

Codigo de Origen		DATOS	ANALISIS MECANICO				pH	CE	BASES CAMBIABLES Cmol(+)/kg				CIC
			Arena	Arcilla	Limo	Clase Textural		dS/cm					(cmol(+)/kg)
	Cultivo	Codigo de	%	%	%		1:1	1:1	Ca	K	Mg	Na	
P030-H/SAM1	Cacao	S0125-1	9,52	61,36	29,12	Arcilloso	4,6	0,315		3,641	6,250	0,261	10,15
P030-B/SAM1	Cacao	S0125-2	31,52	31,36	37,12	Franco Arcilloso	6,96	0,763	3,350	3,744	3,833	0,957	11,88
P030-MP/SAM1	Cacao	S0125-3	45,52	49,36	5,12	Arcillo Arenoso	4,89	0,724	1,200	4,538	3,333	0,304	9,38
P030-SMT/SAM1	Cacao	S0125-4	15,52	49,36	35,12	Arcilloso	4,16	0,126	1,900	5,256	4,083	0,130	11,37
P030-ASJT/SAM1	Cacao	S0125-5	27,36	53,52	19,12	Arcilloso	6,55	0,115		2,821	3,750		6,57
P030-SG/SAM1	Cacao	S0125-6	25,36	53,52	21,12	Arcilloso	7,01	0,079	4,450	2,590	3,000	0,087	10,13
P030-MA/SAM1	Cacao	S0125-7	9,52	55,36	35,12	Arcilloso	6,25	0,107	2,550	4,026	6,667	3,043	16,29
P030-3EQ/SAM1	Plátano-Naranja	S0125-8	7,52	73,36	19,12	Arcilloso	4,87	0,364		4,154	5,583	0,043	9,78
P030-STR/SAM1	Coca	S0125-9	33,52	45,36	21,12	Arcilloso	4,49	0,347	1,750	4,308	6,167	0,609	12,83
P030-GYO/SAM1	Naranja	S0125-10	57,52	13,36	29,12	Franco Arenoso	4,35	0,232	0,300	0,897	1,750	0,130	3,08
P030-IK/SAM1	Maíz	S0125-11	33,52	45,36	21,12	Arcilloso	6,26	0,666	5,900	5,410	6,750	0,957	19,02
P030-MPR/SAM1	Naranja	S0125-12	19,52	53,36	27,12	Arcilloso	5,44	0,093	0,400	2,308	3,167	0,130	6,00
P100-H/SAM2	Cacao	S0125-13	47,36	36,42	16,28	Arcillo Arenosa	6,8	0,199	0,300	4,846	7,833	0,261	13,24
P100-B/SAM2	Cacao	S0125-14	49,78	36,49	13,72	Arcillo Arenosa	7,4	0,303	6,250	4,769	5,000	1,391	17,41
P100-MP/SAM2	Cacao	S0125-15	36,33	34,8	28,86	Franco Arcilloso	4,67	0,27	0,550	7,667	5,583	0,652	14,45
P100-SMT/SAM2	Cacao	S0125-16	28,65	51,58	19,76	Arcilloso	4,53	0,253	1,500	9,513	7,583	0,261	18,86
P100-ASJT/SAM2	Cacao	S0125-17	46,04	30	24	Franco Arcilloso	6,04	0,038	0,100	5,154	5,167	0,130	10,55
P100-SG/SAM2	Cacao	S0125-18	3,54	82,36	14,1	Arcilloso	5,7	0,015	3,500	2,821	2,667	0,130	9,12
P100-MA/SAM2	Cacao	S0125-19	15,15	27,35	57,5	Franco Arcillo limoso	4,43	0,362	16,200	3,615	7,667	3,435	30,92
P100-3EQ/SAM2	Plátano-Naranja	S0125-20	8,55	39,75	51,7	Franco Arcillo limoso	5	1,003	0,200	5,590	7,000	0,217	13,01
P100-STR/SAM2	Coca	S0125-21	39,04	34,8	26,16	Franco Arcilloso	7,5	0,069	1,850	5,718	8,167	0,261	16,00
P100-GYO/SAM2	Naranja	S0125-22	18	60	22	Arcilloso	7,1	0,31	0,250	0,897	1,750	0,130	3,03
P100-IK/SAM2	Maíz	S0125-23	32,5	42,5	25	Franco Arcillo Arenoso	5,85	0,478	3,500	5,333	6,583	0,870	16,29
P100-MPR/SAM2	Naranja	S0125-24	40	39	21	Franco Arcillo Arenoso	6,5	0,334	0,400	4,667	6,333	0,087	11,49

Queda prohibida la reproducción total o parcial de este informe sin la autorización escrita del investigador a cargo.

Ing. Mg. JOSE LEONCIO CRISOSTOMO

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA

FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES

Departamento Académico de Ciencias en Conservación de Suelos y Agua

Laboratorio de Conservación de Suelos

ANALISIS DE SUELOS-CARACTERIZACIÓN

1. DATOS

SOLICITANTE:	QUIROZ RAMIREZ JOSE VICTOR - DOCENTE INVESTIGADOR			RECIBO O FACTURA:	
PROCEDENCIA:	HUANUCO - LEONCIO PRADO - LUYANDO - NARANJILLO			FECHA DE LECTURA:	20/07/2023
CULTIVO:	SUELOS DE BOSQUE			FECHA DE REPORTE:	25/07/2023

2. RESULTADOS DEL ANÁLISIS SOLICITADO

Codigo de Origen		DATOS	ANALISIS MECANICO				pH	CE	BASES CAMBIABLES Cmol(+)/kg				CIC (cmol(+)/kg)
			Arena	Arcilla	Limo	Clase Textural		dS/cm					
	Cultivo	Codigo de LAB.	%	%	%		1:1	1:1	Ca	K	Mg	Na	
P030-H/SBM1	Bosque	S0126-1	69,52	21,36	9,12	Franco Arcillo Arenoso	6,74	0,48	0,6	3,10	5,25	0,30	9,26
P030-B/SBM1	Bosque	S0126-2	13,52	51,36	35,12	Franco Arcilloso	4,99	0,812	0,25	1,62	1,83	0,04	3,74
P030-MP/SBM1	Bosque	S0126-3	23,52	63,36	13,12	Arcilloso	4,83	0,753	0,25	4,00	4,50	0,17	8,92
P030-SMT/SBM1	Bosque	S0126-4	27,52	61,36	11,12	Franco Arcilloso	4,84	0,301	1,9	5,97	3,58	0,26	11,72
P030-ASJT/SBM1	Bosque	S0126-5	15,52	39,36	45,12	Arcilloso	4,89	0,263	0,8	5,44	6,25	0,48	12,96
P030-SG/SBM1	Bosque	S0126-6	27,52	33,36	39,12	Arcilloso	4,73	0,105	2,2	1,97	1,83	0,17	6,18
P030-MA/SBM1	Bosque	S0126-7	47,14	36,58	16,28	Arcilloso	6,3	0,19	0,6	2,49	3,42	0,13	6,63
P030-3EQ/SBM1	Bosque	S0126-8	25	45,5	29,5	Arcilloso	5,2	1,352	2,75	1,95	3,75	0,09	8,54
P030-STR/SBM1	Bosque	S0126-9	21,13	42,36	36,51	Franco Arcillo Limoso	5,85	0,389	1,8	4,31	6,25	0,35	12,71
P030-GYO/SBM1	Bosque/Aguajal	S0126-10	45	35	20	Franco Arcillo Arenoso	4,68	0,35	0,35	0,21	0,33	0,09	0,98
P030-IK/SBM1	Bosque	S0126-11	23	49,5	28	Franco Arcilloso	5,45	0,879	0,4	2,72	3,50	0,13	6,75
P030-MPR/SBM1	Bosque	S0126-12	25	62	13	Franco Arcilloso	6,15	0,132	1	1,77	3,00	0,17	5,94
P100-H/SBM2	Bosque	S0126-13	27,52	39,36	33,12	Arcillo Arenosa	6,66	0,205	0,2	5,77	8,33	0,30	14,61
P100-B/SBM2	Bosque	S0126-14	23,52	39,36	37,12	Arcillo Arenosa	5,06	0,298	0,2	1,72	1,92	0,17	4,01
P100-MP/SBM2	Bosque	S0126-15	25,52	53,36	21,12	Arcilloso	6,75	0,406	0,15	5,54	5,92	0,35	11,95
P100-SMT/SBM2	Bosque	S0126-16	13,52	57,36	29,12	Arcilloso	6,65	0,248	1,25	7,49	4,25	0,30	13,29
P100-ASJT/SBM2	Bosque	S0126-17	51,52	27,36	21,12	Franco Arcilloso	7,2	0,098	0,4	6,49	8,17	0,48	15,53
P100-SG/SBM2	Bosque	S0126-18	29,52	33,36	37,12	Arcilloso	5,7	0,015	3,4	3,38	3,25	0,09	10,12
P100-MA/SBM2	Bosque	S0126-19	43,24	36,48	20,36	Franco Arcilloso	6,8	0,172	0,35	3,08	3,92	0,13	7,47
P100-3EQ/SBM2	Bosque	S0126-20	23	53	24	Franco Arcillo limoso	5,58	0,951	2,85	2,97	5,58	0,09	11,49
P100-STR/SBM2	Bosque	S0126-21	5,5	80,25	14,25	Arcilloso	6,05	0,109	2	5,36	8,50	1,13	16,99
P100-GYO/SBM2	Bosque/Aguajal	S0126-22	11,45	36,85	51,7	Arcilloso	5,25	0,281	0,4	0,95	1,58	0,22	3,15
P100-IK/SBM2	Bosque	S0126-23	20	55,5	25	Arcilloso	6,8	0,358	0,45	5,31	6,42	0,35	12,52
P100-MPR/SBM2	Bosque	S0126-24	29	50	21	Arcilloso	6	0,126	1	2,56	4,17	0,09	7,82

Queda prohibida la reproducción total o parcial de este informe sin la autorización escrita del investigador a cargo.

Ing. MSC. JOSE LEVANO CRISOSTOMO
JEFE DE LABORATORIO DE CONSERVACION DE SUELOS