



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

**DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO
AMBIENTE**



TESIS

**EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA AMBIENTAL POR EXPOSICIÓN A
PLOMO ASIMILABLE EN SUELOS IMPACTADOS CON RELAVES
MINEROS, DISTRITO ANANEA – PUNO**

PRESENTADA POR:

LUIS ALBERTO MAMANI HUANCA

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

PUNO, PERÚ

2019

Reporte de similitud

NOMBRE DEL TRABAJO

evaluación toxicológica de suelos

AUTOR

LUIS ALBERTO MAMANI HUANCA

RECuento DE PALABRAS

28809 Words

RECuento DE CARACTERES

154424 Characters

RECuento DE PÁGINAS

114 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

1.3MB

FECHA DE ENTREGA

Jul 17, 2023 9:19 PM GMT-5

FECHA DEL INFORME

Jul 17, 2023 9:21 PM GMT-5

5% de similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos

- 3% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 4% Base de datos de trabajos entregados
- 2% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

Excluir del Reporte de Similitud

- Material bibliográfico
- Material citado
- Bloques de texto excluidos manualmente
- Material citado
- Coincidencia baja (menos de 8 palabras)




Dr. VLADIMIRO IBANEZ QUISPE
DOCENTE PRINCIPAL - UNA - P
CIP. 47043

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

**DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO
AMBIENTE**

TESIS

**EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA AMBIENTAL POR EXPOSICIÓN A
PLOMO ASIMILABLE EN SUELOS IMPACTADOS CON RELAVES
MINEROS, DISTRITO ANANEA – PUNO**



PRESENTADA POR:

LUIS ALBERTO MAMANI HUANCA

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

APROBADO POR EL JURADO SIGUIENTE:

PRESIDENTE

.....
Dr. RAFAEL VELÁSQUEZ HUALLPA

PRIMER MIEMBRO

.....
Dr. ELEODORO HUCHE ATAMARI

SEGUNDO MIEMBRO

.....
Dr. NÉSTOR QUISPE CONDORI

ASESOR DE TESIS

.....
Dr. VLADIMIRO IBÁÑEZ QUISPE

Puno, 09 de enero de 2019

ÁREA: Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente

TEMA: Evaluación toxicológica del medio ambiente por relaves mineros

LÍNEA: Evaluación Tecnología y del Medio Ambiente



DEDICATORIA

A la memoria de mis queridos Padres
Roberto David y Leonor Elvira que
están en la eternidad.

A mis queridos hijos: Ángel German, Paul
Ulises y Marisol que están en el cielo.

A mí querida Esposa, María Alcira Por
su apoyo en todo instante.

A mis queridos hijos:

Alan Ivan, Yaneth Rocío y Jhomy Ivania.



AGRADECIMIENTOS

A mi alma mater, Universidad Nacional del Altiplano, Escuela de Postgrado, Doctorado en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, por ser una casa abierta donde da saberes innovadores del Altiplano, en la esperanza de descubrir una verdad que desarrolla la región y el País.

Al Dr. George Argota Pérez por su orientación de la Investigación realizada

Al Dr. Vladimiro Ibañez Quispe por su atinado asesoramiento de la Investigación.

Al Dr. Ali Canaza Cayo por apoyo incondicional en la investigación.

Al Dr. Edilberto Velarde Coaquira por sus orientaciones.

A los colegas docentes de la Escuela Profesional de Ingeniería Topográfica, docentes de la facultad de ciencias Agrarias, de nuestra casa superior de estudios, Universidad Nacional del Altiplano Puno.



ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE TABLAS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE ANEXOS	viii
ÍNDICE DE ACRONÓMICOS	ix
RESUMEN	x
ABSTRACT	xi
INTRODUCCIÓN	1

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 Marco teórico	3
1.1.1. El suelo y su importancia	3
1.1.2. Formación de los suelos	4
1.1.3. Toxicología de los suelos	15
1.1.4. La contaminación por exposición del plomo (Pb) en suelos	20
1.2 Antecedentes	23

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Identificación del problema	35
2.2 Enunciados del problema	36
2.2.1. Pregunta general	36
2.2.2. Preguntas específicas	37
2.3 Justificación	37
2.4 Objetivos	38
2.4.1. Objetivo general.	38

iii



2.4.2. Objetivos específicos	38
2.5 Hipótesis	38
2.5.1. Hipótesis general	38
2.5.2. Hipótesis específicas	39

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Lugar de estudio	40
3.2 Población	41
3.3 Muestra	41
3.4 Método de investigación	45
3.4.1 Diseño de investigación	45
3.4.2 Tipo de estudio	45
3.4.3 Nivel de estudio	45
3.4.4 Variables	46
3.5 Descripción detallada de los métodos por los objetivos específicos	47
3.5.1 Relación de Pb y capacidad de retención del suelo	47
3.5.2 Relación de Pb y materia orgánica	48
3.5.3 Relación de Pb y textura	48
3.5.4 Relación de Pb y pH	48
3.5.5 Comparación y evaluación de resultados	49

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Relación de Pb y capacidad de retención del suelo	53
4.2 Relación de Pb y materia orgánica del suelo	56
4.3 Relación de Pb y textura suelo	58
4.4 Relación de Pb y pH del suelo	60
4.5 Aporte teórico	62
CONCLUSIONES	63



RECOMENDACIONES	65
BIBLIOGRAFÍA	66
ANEXOS	93



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
1. Caracterización de los suelos en función de sus propiedades del suelo	34
2. Población según cuenca hidrográfica, uso mayor del suelo y relave minero	41
3. Puntos de muestro de la investigación en función de ríos	43
4. Puntos de muestreo de la cuenca Suches	43
5. Puntos de muestreo de la cuenca de Azángaro	44



ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
1. Relación entre la solubilidad y pH del suelo	25
2. Relación de pH con relación a la absorción del suelo	27
3. Relación del Pb disuelto en función del pH y material disuelto	28
4. Relación de absorción del suelo de Pb en relación con el tiempo	30
5. Capacidad de absorción en relación con el tiempo	33
6. Ubicación del lugar de estudio	40
7. Identificación del muestro en el distrito de Ananea	42
8. Comportamiento de los datos con factorial kriging del Pb, Ananea- 2018	51
9. Contaminación del suelo en el distrito de Ananea 2018 por Pb	52
10. Ecuación de la variable Pb y la retención del suelo, Ananea-2018	54
11. Comportamiento de datos con factorial kriging de la retención del suelo, Ananea-2018	55
12. Característica del suelo en función a la capacidad de retención, Ananea-2018	56
13. Comportamiento de los datos con factorial kriging de la materia orgánica, Ananea-2018	56
14. Ecuación de la variable Pb y materia orgánica del suelo, Ananea-2018	57
15. Característica del suelo en función a la materia orgánica, Ananea-2018	58
16. Comportamiento de los datos con factorial kriging de la textura del suelo, Ananea-2018	58
17. Característica del suelo en función a la textura del suelo, Ananea-2018	59
18. Ecuación de la variable Pb y textura del suelo, Ananea-2018	59
19. Comportamiento de los datos con factorial kriging de la pH del suelo, Ananea-2018	60
20. Característica del suelo en función al pH del suelo, Ananea-2018	61
21. Ecuación de la variable Pb y pH, Ananea-2018	61



ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
1. Prueba de la normalidad estadística de la variable Pb	93
2. Prueba de la normalidad estadística de la variable Permeabilidad (Per)	93
3. Prueba de la normalidad Per en relación Suelo Arenoso	93
4. Prueba de la normalidad Per_1 en relación Suelo arcilloso	94
5. Prueba de homogeneidad de dos variables relacionadas	94
6. Correlación entre las variables de Pb y las variables de arenas	94
7. Prueba de normalidad de Pb y grupo de arcillas	95
8. Prueba de media de dos variables relacionadas de Pb y grupo de arcillas	95
9. Prueba de correlación de las variables Pb y grupo de arcillas	95
10. Prueba de normalidad de las variables Pb y materia orgánica	96
11. Prueba de media de dos variables relacionadas de Pb y materia orgánica	96
12. Prueba de correlación de las variables Pb y materia orgánica	96
13. Prueba de normalidad de las variables Pb y textura del suelo	97
14. Prueba de media de dos variables relacionadas de Pb y la textura del suelo	97
15. Prueba de correlación de las variables Pb y la textura del suelo	97
16. Prueba de normalidad de las variables Pb y el pH	98
17. Prueba de normalidad de las variables Pb y el pH	98
18. Prueba de correlación de las variables Pb y el pH	99



ÍNDICE DE ACRONÓMICOS

Cu	: Cobre
Co	: Cobalto
Cd	: Cadmio
CEPLAN	: Centro Nacional de Planificación
INIA	: Instituto Nacional de Investigación Agraria
Ni	: Níquel
MINAM	: Ministerio del Ambiente
MP	: Metales Pesados
MO	: Materia Orgánica
SSC	: Confort de lodos depositados
ONU	: Organización de Naciones Unidas
Pb	: Plomo



RESUMEN

En la investigación se determinó la toxicología ambiental por exposición al Pb asimilable en los suelos impactados con los relaves mineros en el distrito de Ananea-Puno, el método de investigación utilizado fue de enfoque cuantitativo, de un nivel de investigación correlacionar, de corte transversal, de un diseño no experimental, utilizando herramientas de tecnologías geoespaciales. En los resultados obtenidos se tiene que más del cincuenta por ciento está contaminado con Pb, en relación con el área total del distrito, con la taxonomía del suelo se tiene una relación con el contaminante Pb, con una correlación de Pearson directa en suelos arcillosos e indirecta en suelos arenosos, y una relación muy alta con las variables de permeabilidad del suelo, textura, cantidad de materia orgánica y pH del suelo.

Palabras claves: Plomo, pH, taxonomía del suelo y toxicología del suelo



ABSTRACT

In the research the environmental toxicology was determined by exposure to Pb assimilable in the soils impacted with the mining tailings in the district of Ananea-Puno, the research method used was of quantitative approach, of a level of correlate research, cross-sectional, of an experimental design, using tools of geospatial technologies. In the results obtained, more than fifty percent of it is contaminated with Pb, in relation to the total area of the district, with the soil taxonomy there is a relationship with the pollutant Pb, with a direct Pearson correlation in clayey and indirect soils in sandy soils, and a very high relationship with variables of soil permeability, texture, amount of organic matter and pH

Keywords: Lead, pH, soil taxonomy, soil toxicology.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad el Perú, inicia con las políticas de incorporación al pacto al 2023, incluyendo en sus políticas nacionales, los objetivos de desarrollo sostenible, dentro de ellos propulsados por el Ministerio del Medio Ambiente, inician con la caracterización de los suelos, encontrando la capacidad de los suelos, como la toxicología de ellos, empleado distintos métodos, lo principal en la región de Puno, es con la zonificación económica ecológica de la región, mostrando a los que toman las decisiones cartografía de suelos de uso mayor, mas no se encuentra con la toxicología de suelos en la región de Puno.

En esta investigación el problema es la contaminación ambiental en función del plomo (Pb), encontrando la toxicología ambiental por exposición al Pb asimilable en suelos impactados por los relaves mineros en el distrito de Ananea-Puno, su importancia es buscar caracterizar, y solucionar con la ingeniería de suelos para poder remediar los suelos en el distrito de Ananea, en un área de investigación es en Ciencias de la Ingeniería, con tema de Contaminación de suelos con metales pesados, línea de investigación en medio ambiente y remediación.

El propósito de la investigación es determinar la toxicología de suelos del distrito de Ananea, en función del metal del Pb, tomando en consideración de los relaves mineros, que se encuentra en el distrito, considerando las características del suelo en relación con su taxonomía de suelos, en sus factores de retención del suelo, textura de suelos, cantidad de materia orgánica y pH suelo. Existiendo varias metodologías para recolectar datos, como para dar un análisis, se empleó una estadística inferencial riguroso aceptando las variables a un 95%, teniendo una probabilidad de error menor al 5%.

La metodología de investigación es de un enfoque cuantitativo, de nivel de investigación correlacionar, de corte transversal, de un diseño no experimental, utilizando herramientas geoespaciales, para la corrección de datos en función de un muestro recomendado por el Ministerio de Agricultura y del Ministerio del Ambiente, con referencia de autores que emplearon dichos métodos, evaluando así sus características del suelo en función de la topografía, composición física, y composición química de la muestra del suelo.



En la investigación se divide en cuatro partes, en el Capítulo I se proporciona una revisión de la literatura, un marco teórico y antecedentes de investigación. El Capítulo II se presenta cuestiones de investigación, justificación, objetivos e hipótesis. El Capítulo III describe los materiales y métodos de trabajo para fines específicos. El capítulo IV presenta los resultados y la discusión más relevantes. Finalmente, el siguiente capítulo presenta conclusiones, recomendaciones, referencias utilizadas y un apéndice.

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 Marco teórico

1.1.1. El suelo y su importancia

Los suelos es un recurso crítico, a menudo no es apreciado porque están debajo de nuestros pies, en abundancia y en su mayoría está fuera de la importancia del ser humano (West et al., 2017), el suelo es compatible con todas las formas de vida terrestres y realiza funciones muy importantes para el bienestar de la población mundial. (Akopyan et al., 2018; Kelly et al., 1996; Pires et al., 2013; Wackernagel, 1989)

El suelo es sumamente importante incluyendo el almacenamiento y suministro de agua y nutrientes para el crecimiento de las plantas, la partición de la precipitación en aguas subterráneas y superficiales, la eliminación y renovación de desechos antropogénicos, tomando su importancia en el hábitat para el suelo organismos, como para la construcción de las carreteras, edificios, y otra infraestructura (Appleton & Cave, 2018; Christoforidis & Stamatis, 2009; Du et al., 2015; West et al., 2017). Los suelos son un reservorio importante de carbono en el planeta y contribuyen una gestión adecuada, sirven como sumidero de carbono atmosférico para reducir los gases de efecto invernadero (Burrough et al., 1994; Selonen & Setälä, 2015).

Los suelos son relativamente resistentes, pero están sujetos a la degradación porque se manejan inadecuadamente, solo al comprender las propiedades y los procesos que ocurren en el suelo, se puede conservar y sostener el recurso del suelo para el apoyo continuo de la población de nuestro planeta (West et al., 2017).

1.1.2. Formación de los suelos

Los suelos se forman gracias al producto del medio ambiente en el que se forman, o el lugar donde se encuentran (Burrough et al., 1994; Graham & Indorante, 2017; Selonen & Setälä, 2015), los efectos para su formación son el clima, los organismos, el material parental inicial, la topografía entre otros, producen los procesos, gracias al tiempo, diferencian los suelos que son característicos de esas influencias ambientales combinadas dentro de sus zonas (Graham & Indorante, 2017; Vangansbeke et al., 2015; Zhao et al., 2010), los procesos de su formación del suelo incluyen adiciones, sobre todo materia orgánica, y pérdidas, como iones disueltos que se filtran del suelo a las aguas subterráneas (Burrough et al., 1994; Graham & Indorante, 2017; Selonen & Setälä, 2015)

Los suelos también están formados por otros procesos como es la translocación, como las partículas de arcilla que se mueven al subsuelo por la filtración del agua y la transformación, como en las unidades estructurales del suelo creadas por la actividad de expansión y contracción (Barton & Hamilton, 2007; Graham & Indorante, 2017; Tello et al., 2018), la huella de estos factores y procesos que forman el suelo se refleja en los suelos que se encuentran en los paisajes (Anderson, 1993; Argota Pérez et al., 2014; Barton & Hamilton, 2007; Dupont et al., 1995). El objetivo del estudio de los suelos es modelar y registrar esta huella (Graham & Indorante, 2017).

Con un patrón geográfico de los suelos se mapea diferenciando partes del paisaje que han experimentado diferentes combinaciones de factores formadores de los suelos (Breure et al., 2005; Kumpiene et al., 2009; Pardo et al., 2014), la delimitación con suelos similares se agrupa como una unidad de mapa para su descripción e interpretación (Graham & Indorante, 2017).

La escala a la que se identifican y delimitan los suelos depende del uso previsto de la tierra y como la identificación taxonómica de cada país donde se encuentra (Angermeier & Karr, 2018; Lechner et al., 2016; Pereira et al., 2018).

1.1.2.1. Características iniciales

El suelo se forma a partir de varios factores, el caso de los suelos orgánicos es de material original son restos de plantas, pero no solo son orgánicos los suelos, la mayoría de los suelos son inorgánicos, donde lo predominante es el mineral (Graham & Indorante, 2017). Iniciándose desde la roca sólida que se meteoriza en el lugar para luego para formar suelo, o puede ser transportado y depositado antes de que se formen los suelos (Graham & Indorante, 2017; Wise et al., 2000).

Los materiales iniciales de los suelos son transportados por el agua que se denomina aluvión, por la gravedad llamado también coluvión, por la formación de glaciares, vientos, arena eólica y volcánicas erupciones, en estos casos los suelos se forman en dos materiales parentales en la parte superior e inferior (Channarayappa & Biradar, 2018; Laxmikant, 2016; Norris et al., 2016; Wise et al., 2000; Wixson & Davies, 2017), El material inicial está formado principalmente por la geoquímica fundación del suelo, los minerales que componen la roca son las fuentes de elementos que sirven como nutrientes para las plantas o precipitar como minerales arcillosos, un material inicial que carece de ciertos elementos puede limitar el estado nutricional de los suelos que se forman a partir de él, así como los tipos de minerales que se puede formar por meteorización, dentro del material inicial también denominada roca, está es la roca ultramarina que contiene altos niveles de Fe, Mg y Si, pero niveles muy bajos de Ca, K y Al (Cassel & Nielsen, 1986; Graham & Indorante, 2017).

Como resultado, los suelos soportan características distintivas comunidades vegetales adaptadas a bajas relaciones Ca, Mg y K mínimo. Las arcillas de silicato que se forman en los suelos son enriquecidas en Mg o Fe en lugar de Al (Basta et al., 1993; Kalbasi et al., 1995; Roussel et al., 2000; Strawn & Sparks, 2000).

Asimismo el material inicial es limitado en rango textural de los suelos derivados de ellas, en donde las texturas del suelo son típicamente más finas que los tamaños de los granos iniciales, porque la meteorización reduce el tamaño y finalmente es una arcilla, este proceso es nombrado textura fina (Cady et al., 1986; Graham & Indorante, 2017; Mc Bride, 1989).

El otro grupo de suelos denominado textura gruesa de los suelos, son el resultado de los materiales iniciales, como arcénicos y granitos, que contienen granos de cuarzo del tamaño de la arena, que son resistentes a la intemperie, mientras que las texturas del suelo fino, resultan de los sedimentos, como son las arcilla y el limo, que resultan de rocas compuestas y de minerales fácilmente meteorizados como es el basalto (R. Corey, 1990; Graham & Indorante, 2017; Kunze & Dixon, 1986; Schulze, 1989).

1.1.2.2. Clima

La influencia del clima en la formación del suelo se debe en gran medida a los efectos combinados del agua y la temperatura, aunque el viento y la radiación solar también juegan un papel importante (Norris et al., 2016; Wixson & Davies, 2017). El agua, entregada al suelo en forma de lluvia, nieve derretida o goteo de niebla, es necesaria para la meteorización, la actividad biológica y el transporte de materiales a través del suelo (Channarayappa & Biradar, 2018; Wise et al., 2000). La disposición del agua en los suelos se puede considerar utilizando la relación del balance hídrico:

$$C = P - E - Ev - Pf$$

En donde; C es el cambio en el almacenamiento en el suelo, P es la precipitación, E es la escorrentía, Ev es la evapotranspiración y Pf es la percolación profunda (Graham & Indorante, 2017). El agua almacenada en el suelo está disponible para reacciones de meteorización y actividad biológica, y la entrada de agua para llenar el almacenamiento mueve materiales a través del suelo en solución y suspensión (Costantini, 2009; Vargas et al., 2020).

Tanto la escorrentía como la percolación profunda dependen de las propiedades del suelo mismo (Aquino et al., 1989). La escorrentía ocurre cuando el agua no puede infiltrarse en el suelo, ya sea porque todos los poros ya están llenos de agua o porque los poros son muy pocos, pequeños o no están conectados para permitir la infiltración a un ritmo que pueda acomodar la lluvia o el deshielo (Graham & Indorante, 2017; Xie et al., 2022).

La percolación profunda ocurre cuando se infiltra más agua en todo el volumen del suelo de la que puede retener contra la fuerza de la gravedad (Anderson, 1993; Argota et al., 2014; Barton & Hamilton, 2007; Dupont et al., 1995; Graham & Indorante, 2017; Silva, 1995). La capacidad de retención de agua de un suelo varía con la textura, de modo que los suelos arenosos retienen menos agua y tienen una percolación más profunda que los suelos arcillosos (R. Corey, 1990; Dahnke & Olson, 1990; Graham & Indorante, 2017; Hossner, 1996; Karathanasis, 1996; McBride, 1989; Rai & Kittrick, 1989).

La precipitación y la evapotranspiración son las variables climáticas en la ecuación del balance hídrico (Graham & Indorante, 2017; Oades, 1989; Schulze, 1989; R. Silva, 1995). El equilibrio entre la entrada de agua mediante la precipitación y su pérdida a la atmósfera denomina la evapotranspiración, define el efecto climático sobre la humedad del suelo (Amoozegar & Warrick, 1986; Bradford, 1986; Danielson & Sutherland, 1986; Flühler et al., 1986; Rhoades & Oster, 1986). Un régimen udic de humedad del suelo ocurre principalmente en la selva peruana, donde la entrada de precipitación es mayor que las pérdidas por evapotranspiración, por lo que se espera una lixiviación profunda (Breure et al., 2005; Pardo et al., 2014).

El régimen de humedad del suelo ustic se encuentra principalmente en la costa, donde existe un déficit moderado de agua en el suelo (Kumpiene et al., 2009; Lechner et al., 2016). El régimen de humedad del suelo aridic refleja un fuerte déficit de agua sin lixiviación profunda y es común en la costa peruana (Angermeier & Karr, 2018; Boast, 1986; Clemente, 2023; Pereira et al., 2018).

El régimen de humedad del suelo xeric es único en el sentido de que define suelos que están húmedos en el invierno, hasta el punto de estar fuertemente lixiviados, pero están secos durante el verano, como es el caso de la sierra peruana (Alnaimy et al., 2021; Hinojosa et al., 2004; Rastilantie et al., 2005). El régimen de humedad del suelo aquic, está más relacionado con las condiciones topográficas que estrictamente con el clima (Bocchi et al., 2000; Harrison, 1979a; Kelly et al., 1996; Lau & Wong, 1982; Pereira et al., 2018).

Los suelos acuosos se encuentran en áreas bajas donde el nivel freático es alto, de modo que en algún momento durante el año se reducen prevalecen las condiciones (Akopyan et al., 2018; Pires et al., 2013; Wackernagel, 1989), como resultado, estos suelos generalmente tienen condiciones reductoras y concentraciones de óxidos de hierro y acumulación de materia orgánica (Rawlins & Campbell, 2018; Tan et al., 1986; Taylor & Jackson, 1986b).

El clima dicta la temperatura del suelo, así como la humedad del suelo, y la temperatura afecta las tasas de reacciones químicas y biológicas en los suelos (Cady et al., 1986; Rawlins & Campbell, 2018; Tan et al., 1986; Taylor & Jackson, 1986b). En general, las reacciones químicas aumentan exponencialmente con el aumento de la temperatura, por lo que la meteorización de minerales para producir arcillas y óxidos de hierro aumenta enormemente en climas cálidos, costa peruana en especial en el norte, en comparación con climas fríos sierra peruana en la cordillera de los andes, suponiendo que haya humedad disponible (Blake & Hartge, 1986; Campbell & Gee, 1986; Corey, 1986; Rolston, 1986).

Una excepción notable es la calcita (CaCO_3), un mineral común del suelo. La calcita es más soluble a bajas temperaturas; por lo tanto, en igualdad de condiciones, es más probable que se precipite y esté presente en los suelos con altas temperaturas (Graham & Indorante, 2017; R. Silva, 1995). La actividad biológica del suelo es generalmente mínima por debajo de los 5 °C y aumenta rápidamente hasta el rango de 30 a 37 °C, por encima del cual cae precipitadamente (Patrick et al., 1996; Schnitzer, 1996).

Estas altas temperaturas no se sostienen en los suelos, excepto aquellos influenciados por condiciones geotérmicas, pero las temperaturas muy bajas del suelo son comunes en latitudes y altitudes altas (Dupont et al., 1995). El efecto inhibitorio de las bajas temperaturas sobre la actividad microbiana disminuye las tasas de descomposición de la materia orgánica y da como resultado la acumulación de materia orgánica en suelos fríos (Graham & Indorante, 2017).

Por lo tanto, los suelos de cercanos al ecuatorial y en relación con la altitud y regiones más altas generalmente contienen más materia orgánica que los lejanos al ecuatorial y altitudes más bajas (Graham & Indorante, 2017; R. Silva, 1995). Las temperaturas dentro de los cincuenta cm superiores, más o menos, del suelo están sujetas a fluctuaciones diurnas y se ven afectadas por las variaciones en las condiciones climáticas diarias (Corey, 1990; Dahnke & Olson, 1990; Graham & Indorante, 2017), pero sin embargo, es el efecto acumulativo de la temperatura del suelo lo que determina las tasas generales de descomposición de la materia orgánica y la meteorización de los minerales, dejando así una huella visible en la morfología del suelo (James & Wells, 1990; Peck & Soltanpour, 1990),

Por lo que se tiene, los suelos de latitudes más altas tienden a ser de color más oscuro debido a la acumulación de materia orgánica y los suelos de latitudes bajas tienden a ser más rojos debido a la mayor meteorización y la formación de óxido de hierro denominado hematita (Frankenberger et al., 1996; Koby & Hanusa, 1996; Loeppert et al., 1996; Mattigod & Zachara, 1996; Nelson & Sommers, 1966; Panayotakis, 1996; Reed & Martens, 1996; J. Sims, 1996).

El viento es un aspecto del clima que afecta la formación del suelo a través de su papel en la erosión y la deposición (Amacher, 1996; Johnston & Lafayette, 1996; Klesta & Bartz, 1996; Petersen & Calvin, 1996; Senesi, 1996; Suarez & Sparks, 1996; Vempati et al., 1996; Wright & Stuczynski, 1996). La erosión del viento ocurre en suelos secos y desnudos, como los que se encuentran en los glaciares, playas y paisajes posteriores a incendios forestales (Graham & Indorante, 2017).

Por lo que se entiende que la erosión eólica también puede ocurrir en suelos que han quedado al descubierto por actividades humanas como el arado y el pastoreo excesivo (Graham & Indorante, 2017). Las tormentas de viento severas pueden desarraigar árboles en grandes áreas, especialmente cuando el suelo ha perdido fuerza cohesiva porque está saturado de agua (Breure et al., 2005; Kumpiene et al., 2009; Pardo et al., 2014).

Cuando los árboles se caen, las raíces levantan un volumen de suelo, mezclando los horizontes del suelo (Jenny, 1994), en estas situaciones las grandes áreas de bosque se ven afectadas, por lo que los suelos son esencialmente arados, y sometidos a deforestarlos lanzando los árboles que existía en la zona (Jenny, 1994; Kellogg, 1941; Klute & Dirksen, 1986; Loeppert et al., 1996; Patrick et al., 1996; Schnitzer, 1996; Taylor & Jackson, 1986a; Thomas Sims, 1996)

Finalmente el otro factor por el clima es la radiación solar es un factor climático importante en la formación del suelo, ya que impulsa la fotosíntesis que fija el carbono en la materia orgánica, parte de la cual finalmente se incorpora al suelo. La radiación solar es la fuente general de flujo de calor hacia el suelo (Amoozegar & Warrick, 1986; Bradford, 1986; Dixon, 1986; Gardner, 1986; Jackson & Taylor, 1986; Kemper, 1986; Kunze & Dixon, 1986).

1.1.2.3. Topografía

La forma de la superficie de la tierra, o topografía, influye en la forma en que el agua entra y sale del suelo, así como en la forma en que se mueve dentro y a través del suelo (Basta et al., 1993; Bradford & Gupta, 1986; Sauvé et al., 1997, 1998; Strawn & Sparks, 2000)

En consecuencia, ejerce un fuerte control sobre el equilibrio entre las adiciones y la descomposición de la materia orgánica del suelo, la erosión y la deposición, la lixiviación y la acumulación, e incluso la oxidación y la reducción. (Harter, 1983; Jung & Thornton, 1996; McBride et al., 1997; Sawhney, 1986; Schofield & Taylor, 1955; Spark et al., 1995)

La topografía está formada por características de depósito, como flujos de lava, morrenas, abanicos aluviales y dunas, y por erosión geológica, como incisión de corrientes, glaciación y pérdida de masa. (Channarayappa & Biradar, 2018; Corey, 1990; Dahnke & Olson, 1990; Kellogg, 1941; Laxmikant, 2016; Lierop, 1990; Norris et al., 2016; Wise et al., 2000; Wixson & Davies, 2017).

La forma de la pendiente determina la disposición del agua en el paisaje. En superficies casi niveladas, el flujo de agua es en gran medida vertical, hacia el suelo, por lo que la escorrentía y el escurrimiento son mínimos, al igual que la erosión y la deposición. (Ditzler, 2017; Mc Bride, 1989; Oades, 1989; Rai & Kittrick, 1989; Schulze, 1989). En consecuencia, las superficies terrestres casi niveladas, como las terrazas de los arroyos y las cumbres de las colinas anchas, son lugares estables para el desarrollo prolongado del suelo (Bradford, 1986; Carter et al., 1986; Graham & Indorante, 2017; Jackson & Taylor, 1986). Por otro lado, la tierra inclinada extrae agua de una parte del paisaje y la entrega a otra (James & Wells, 1990; Jenny, 1994; Oades, 1989; Peck & Soltanpour, 1990; Schulze, 1989).

Una pendiente lineal simplemente lleva agua desde las posiciones de la pendiente superior a las pendientes inferiores, lo que hace que estas posiciones de la pendiente inferior sean más húmedas de lo que se podría deducir del clima (Bradford, 1986; Carter et al., 1986; Graham & Indorante, 2017; Jackson & Taylor, 1986; Jenny, 1994; Kellogg, 1941). Las pendientes que son convexas a lo largo y hacia abajo, como la punta de una loma, dispersan el flujo de agua y son las partes más secas del paisaje (Bockheim et al., 2014; Ditzler, 2017; Horáček et al., 2018; Kirkpatrick et al., 2014; Osat et al., 2016). Los suelos están menos lixiviados que en otras posiciones del paisaje y la densidad de vegetación es relativamente baja (Dayananda et al., 2017; Huang et al., 2017),

Por lo tanto, las adiciones de materia orgánica al suelo también son bajas (Castrignanò et al., 2000; Daněk et al., 2016; Fan et al., 2017; Kelly et al., 1996; Rasmussen et al., 2017; Spark et al., 1995; Tello et al., 2018; Wijayawardena et al., 2015b; Zhu et al., 2015)

Las pendientes que son cóncavas a lo largo y hacia abajo, como la pendiente principal de una cuenca hidrográfica, concentran el flujo de agua de modo que las pendientes más bajas de estos lugares son las partes más húmedas del paisaje (Brungard et al., 2015; Heung et al., 2016; Miller & Schaetzl, 2016; Skorupa et al., 2017; Zeraatpisheh et al., 2017).

Como resultado, los suelos tienden a tener los contenidos más altos de materia orgánica y pueden experimentar condiciones reductoras, al menos periódicamente, calificándolos como de régimen de humedad del suelo acuic o colocándolos en clasificaciones de subgrupos acuic (R. Silva, 1995; Taghizadeh-Mehrjardi et al., 2015). La topografía también introduce variaciones localizadas en el clima del suelo, más comúnmente en forma de pendiente (Graham & Indorante, 2017; Jenny, 1994; Kellogg, 1941).

En el hemisferio norte, las pendientes orientadas al sur interceptan más directamente los rayos del sol y, en consecuencia, son más cálidas y secas que las pendientes orientadas al norte (Bockheim et al., 2014; Ditzler, 2017; Horáček et al., 2018; Osat et al., 2016). Debido a que son más fríos y húmedos, los suelos de las laderas orientadas al norte tienden a contener más materia orgánica que los de otras orientaciones de laderas (Graham & Indorante, 2017; Jenny, 1994).

1.1.2.4. Organismos en el suelo

Los suelos proporcionan hábitats para una multitud de organismos, y estas plantas, animales y microbios también tienen un fuerte impacto en los suelos (Pavao, 2008). Las plantas son productoras primarias, adquiriendo carbono de la atmósfera por medio de la fotosíntesis (Baveye et al., 2016; Chelinho et al., 2014; Potapov et al., 2016). También limpian el suelo de elementos derivados de minerales como es el calcio, magnesio, potasio, fósforo entre otros (Wise et al., 2000), y algunos tienen relaciones simbióticas con bacterias que obtienen nitrógeno de la atmósfera (Blouin, 2018; Bokhorst et al., 2017; Chae et al., 2018; Graham & Indorante, 2017; Y. Guo et al., 2018; Hughes et al., 2018; Jenny, 1994; Kellogg, 1941; Pelosi et al., 2016).

Todos los elementos que las plantas incorporan a su biomasa se agregan al suelo a través del biociclado, por lo que forman los horizontes del suelo (Bockheim et al., 2014; Ditzler, 2017; Horáček et al., 2018; Osat et al., 2016). Los suelos se enriquecen en carbono, nitrógeno y otros iones de nutrientes (Graham & Indorante, 2017). Las raíces de las plantas también tienen un impacto directo en las propiedades físicas del suelo, ya que crean poros y promueven la agregación del suelo (Ardestani et al., 2014; Coleman et al., 2018a, 2018b; Sadeghi et al., 2017). Los animales excavadores mezclan el suelo, incorporando materia orgánica, homogeneizando los horizontes del suelo y convirtiendo el material original en suelo (Blouin, 2018; Bokhorst et al., 2017; Pelosi et al., 2016).

Los animales excavadores, incluidas las lombrices de tierra, las hormigas, las tuzas y las ardillas terrestres, crean porosidad para el flujo de agua preferencial y el crecimiento de las raíces (Ardestani et al., 2014; Coleman et al., 2018c, 2018b, 2018a; Sadeghi et al., 2017). Varios animales crean estructuras de suelo distintivas, como lombrices de tierra y moldes de cigarras (Ditzler, 2017). Los efectos integrados de los organismos pueden observarse comparando los horizontes del suelo superficial desarrollados bajo bosques de coníferas con aquellos desarrollados bajo pastos (Blouin, 2018; Bokhorst et al., 2017; Coleman et al., 2018c; Graham & Indorante, 2017; Pelosi et al., 2016).

En gran medida de la materia orgánica en los suelos de los bosques de coníferas se deriva del follaje que cae de los árboles (Ardestani et al., 2014; Coleman et al., 2018b, 2018a; Puga-Freitas & Blouin, 2015; Sadeghi et al., 2017). Este material se acumula en la superficie del suelo como un horizonte y, debido a que es en gran medida desagradable para las lombrices de tierra y los roedores excavadores, solo se mezcla lentamente con el suelo (Blouin, 2018; Bokhorst et al., 2017; Chae et al., 2018; Coleman et al., 2018c, 2018b, 2018a; Y. Guo et al., 2018; Hughes et al., 2018; Pelosi et al., 2016). Las materias orgánicas dan como resultado los primeros horizontes son relativamente delgados (Ardestani et al., 2014; Baveye et al., 2016; Chelinho et al., 2014; Coyle et al., 2017; Hartzog et al., 2017; Pavao-Zuckerman, 2008; Potapov et al., 2016; Puga-Freitas & Blouin, 2015; Sadeghi et al., 2017).

Por el contrario, los suelos de pastizales prácticamente no tienen horizontes similares a primera categoría del suelo, pero una profusión de raíces finas en la zona cercana a la superficie contribuye con abundante materia orgánica (Ardestani et al., 2014; Chelinho et al., 2014; Coleman et al., 2018a; Coyle et al., 2017; Hartzog et al., 2017; Puga-Freitas & Blouin, 2015; Sadeghi et al., 2017). Las raíces y el material vegetal sobre el suelo sirven como alimento para las tuzas y otros roedores excavadores que, junto con las lombrices, mezclan el suelo y crean horizontes el primer horizonte oscuros y espesos (Hughes et al., 2018; Pavao, 2008)

En su papel esencial en la descomposición de la materia orgánica, la actividad microbiana altera la morfología del suelo al reducir los óxidos de hierro en suelos saturados de agua donde no hay oxígeno libre (Ardestani et al., 2014; Baveye et al., 2016; Chelinho et al., 2014; Coleman et al., 2018a; Coyle et al., 2017; Hartzog et al., 2017; Potapov et al., 2016; Puga & Blouin, 2015; Sadeghi et al., 2017). Los colores amarillentos y rojizos de los óxidos de hierro son reemplazados por los colores grises de fondo de los minerales de silicato a medida que el hierro se reduce y solubiliza (Blouin, 2018; Bokhorst et al., 2017; Chae et al., 2018; Coleman et al., 2018c, 2018b; Y. Guo et al., 2018; Hughes et al., 2018; Jenny, 1994; Kellogg, 1941; Pelosi et al., 2016).

1.1.2.5. El tiempo en los suelos

Los factores ambientales del clima, los organismos, la topografía y el material original deben interactuar durante un período de tiempo para producir suelo (Chu & Mariño, 2005; Diskin & Nazimov, 1996). Cuanto más tiempo estos factores puedan actuar juntos, más desarrollado, verticalmente diferenciado y distintivo se volverá el suelo (Almahayni et al., 2017; S. Barbosa et al., 2018; Chen et al., 2017; Chu & Mariño, 2005; Eleftheriadis et al., 2018; Franzluebbbers et al., 2001; Kaur & Kaur, 2018), por tales motivos la estabilidad del paisaje del suelo gobierna la duración de la formación del suelo, y el carácter del suelo refleja cuánto tiempo han ejercido su influencia los otros factores ambientales (Barkat et al., 2018; Silva et al., 2018).

La mayoría de los paisajes en el Perú, han sido estables fueron erosionados ni depositados, durante mucho menos de un millón de años (Barkat et al., 2018; Graham & Indorante, 2017). Los suelos más jóvenes son los que se forman sobre sedimentos depositados recientemente, como aluviones de llanuras aluviales o pendientes muy empinadas con erosión continua (Jenny, 1994; Kellogg, 1941). Los suelos más antiguos son los que se encuentran en características geomórficas estables durante mucho tiempo, como terrazas aluviales y flujos de lava (Chu & Mariño, 2005) (Eleftheriadis et al., 2018) (S. Barbosa et al., 2018).

Los suelos que tienen decenas de miles de años o más generalmente han experimentado cambios pronunciados en el clima y los organismos en el transcurso de su formación (Chu & Mariño, 2005; Diskin & Nazimov, 1996). La glaciación ha afectado gran parte del territorio peruano (Franzluebbbers et al., 2001). Los glaciares limpiaron los suelos previamente formados y depositaron material original fresco conocido como deriva (Kaur & Kaur, 2018). En cierto sentido, el reloj para la formación del suelo en paisajes glaciares se reinició a cero correspondiente a los depósitos glaciares más recientes (Barkat et al., 2018; Chu & Mariño, 2005). El último gran período de glaciación terminó hace 11.700 años el final de la época del Pleistoceno, por lo que muchos suelos de latitudes y altitudes altas son más jóvenes que los suelos iniciales (Diskin & Nazimov, 1996).

1.1.3. Toxicología de los suelos

El suelo es el receptor final de la mayoría de los contaminantes liberados al medio ambiente, incluidos los metales pesados (Abrahams, 2002; Allende & Monaghan, 2015). Cuando se gestionan adecuadamente, los procedimientos de eliminación del suelo aprovechan la enorme capacidad del suelo para retener y degradar productos químicos (Aciego & Brookes, 2008; Bujalský et al., 2014; Romero-Freire et al., 2016). La solubilidad de un químico orgánico en agua es una propiedad crítica que afecta su medio ambiente y su transporte en el suelo (Aciego & Brookes, 2008; Bujalský et al., 2014; Bur et al., 2012; Romero et al., 2016).

La adsorción de sustancias químicas orgánicas en las partículas del suelo es un mecanismo importante para eliminarlas de la solución del suelo y evitar que se filtren a las aguas subterráneas o se evaporen de la superficie del suelo (Frankenberger et al., 1996; Mattigod & Zachara, 1996; Nelson & Sommers, 1966). La volatilización química del suelo implica la desorción de una sustancia química del suelo, la transferencia a la superficie del suelo y la evaporación a la atmósfera (Ditzler, 2017). El principal adsorbente de químicos orgánicos en el suelo es la fracción orgánica (Bujalský et al., 2014; Bur et al., 2012).

Las principales categorías de contaminantes inorgánicos son los metales pesados, nitrógeno, fósforo, algunos ácidos y bases, sales y haluros (Gad, 1996; Kietzmann, 2001; Priestly, 2007; Weiss, 2003). En el suelo, la arcilla y la materia orgánica dominan como adsorbentes, mientras que el limo y la arena son insignificantes (Brown, 1987; E. I. Hamilton, 1990; Laws, 2013a, 2013b; Moriarty, 1989; White, 1986). La corteza terrestre es la fuente última de todos los elementos metálicos que se encuentran en el medio ambiente (Auffan et al., 2012; Laws, 2012, 2013a; Wilson, 2013). Los productos y el material industriales usado pueden contener altas concentraciones de metales tóxicos (Franck & Stadelhofer, 1988; Jones, 2013; Wilson, 2012). Para los humanos, la ingestión de alimentos y aditivos alimentarios puede representar la mayor fuente de exposición a metales (Brown, 1987; Franck & Stadelhofer, 1988; Gad, 1996; Jones, 2013; Laws, 2012, 2013a, 2013b; Weiss, 2003; Wilson, 2013).

En los vertebrados terrestres homeotérmicos (Auffan et al., 2012), los efectos de las fluctuaciones de temperatura están mediados por interacciones hormonales (Weiss, 2003), mientras que en los invertebrados terrestres y las plantas, se produce una mayor asimilación de metales a temperaturas más altas (Brown, 1987; Laws, 2013a). El patrón metabólico diario depende de los ciclos de luz más que de la intensidad de la luz (Weiss, 2003). La temperatura y el viento afectan en gran medida la velocidad y la cantidad de metales pesados, partículas, aerosoles o incluso vapor en la atmósfera (Laws, 2013a).

Las fuentes antropogénicas de contaminación por metales en el medio ambiente de la Tierra a través de la atmósfera incluyen la quema de combustibles, la producción de metales, las fundiciones, la incineración de desechos y la producción de cemento (Franck & Stadelhofer, 1988; Laws, 2012; Wilson, 2013). Las principales fuentes ambientales de arsénico son los pesticidas, herbicidas y otros productos agrícolas (E. I. Hamilton, 1990). El suelo es el receptor final de la mayoría de los contaminantes liberados al medio ambiente. Con una gestión adecuada, los procedimientos de eliminación en el suelo aprovechan la enorme capacidad del suelo para retener y degradar sustancias químicas tóxicas (Alnaimy et al., 2021; Breure et al., 2005; Brown, 1987; E. I. Hamilton, 1990; Kumpiene et al., 2009; Laws, 2013a, 2013b; Lechner et al., 2016; Moriarty, 1989; Pardo et al., 2014; Rastilantie et al., 2005; White, 1986).

La solubilidad en agua de un químico orgánico es una propiedad crítica que afecta su destino ambiental y su transporte en los suelos (Brown, 1987; E. I. Hamilton, 1990; Laws, 2013a, 2013b; Moriarty, 1989). La adsorción de sustancias químicas orgánicas por las partículas del suelo es un mecanismo importante para su eliminación de la solución del suelo y para la inhibición de su lixiviación a las aguas subterráneas o volatilización desde la superficie del suelo (Franck & Stadelhofer, 1988; Laws, 2012, 2013a; Wilson, 2013).

La volatilización de productos químicos del suelo implica la desorción del producto químico del suelo, el movimiento a la superficie del suelo y la vaporización a la atmósfera (Brown, 1987; E. I. Hamilton, 1990; Moriarty, 1989; White, 1986). El adsorbente primario de químicos orgánicos en el suelo es la fracción orgánica (Brown, 1987; Franck & Stadelhofer, 1988; Hamilton, 1990; Jones, 2013; Laws, 2012, 2013a; Moriarty, 1989; White, 1986; Wilson, 2012, 2013). Las principales categorías de contaminantes inorgánicos son, nitrógeno, fósforo, algunos ácidos y bases, sales y haluros (Aciego Pietri & Brookes, 2008; Allende & Monaghan, 2015; Brown, 1987; Bujalský et al., 2014; Ditzler, 2017; E. I. Hamilton, 1990; Laws, 2013a; Moriarty, 1989; Romero-Freire et al., 2016; White, 1986)

En el suelo, la arcilla y la materia orgánica son los adsorbentes predominantes, mientras que el limo y la arena juegan un papel insignificante (Aciego Pietri & Brookes, 2008; Brown, 1987; Bujalský et al., 2014; E. I. Hamilton, 1990; Laws, 2013a; Moriarty, 1989; Romero-Freire et al., 2016; White, 1986). En la teoría menciona por Kumpiene et al. (2009); Pereira et al. (2018), sostienen que la contaminación de los suelos con metales, incluidos Cd, Pb y Zn, provoca la degradación del suelo, que en su mayoría se origina por la actividad humana, lo que representa una amenaza para la calidad del suelo y compromete su capacidad para realizar sus funciones (Angermeier & Karr, 2018; Clemente, 2023; Pereira et al., 2018).

En nuestro caso de estudio es la actividad minera, es cierto que la minería es una de las principales fuentes de contaminación por metales de los suelos, provocando impactos negativos en la salud del suelo, como erosión, eliminación de materia orgánica y nutrientes, y alteración de la estructura física (Ditzler, 2017; E. I. Hamilton, 1990; Lechner et al., 2016; Moriarty, 1989; Pardo et al., 2014; White, 1986; Wilson, 2013). La contaminación del suelo por elementos contaminantes debido a las actividades mineras generalmente implica la modificación de su capacidad para desarrollar sus funciones ecológicas potenciales y afectan a los ecosistemas adyacentes (Breure et al., 2005; Franck & Stadelhofer, 1988; Hinojosa et al., 2004; Jones, 2013; Laws, 2012; Wilson, 2012, 2013).

La evaluación de la calidad ecológica del suelo requiere la integración de variables físicas, químicas y biológicas, desde un punto de vista biológico, el mantenimiento de la biodiversidad y la garantía de las funciones de soporte vital son los principales objetivos de protección para asegurar el uso sostenible de la tierra (Aciego Pietri & Brookes, 2008; Auffan et al., 2012; Bujalský et al., 2014; Bur et al., 2012; Norris et al., 2016). Para alcanzar estos objetivos, en varios países se desarrollaron conceptos biológicos para la clasificación y evaluación de suelos, basados en conceptos similares en limnología y ecotoxicología acuática. (Breure et al., 2005; Channarayappa & Biradar, 2018; Laxmikant, 2016; Norris et al., 2016; Wise et al., 2000; Wixson & Davies, 2017).

Existe consenso sobre el impacto del riego con aguas residuales en las propiedades del suelo y la acumulación de metales pesados (Bocchi et al., 2000; Channarayappa & Biradar, 2018; Harrison, 1979a; Kelly et al., 1996; Lau & Wong, 1982; Laxmikant, 2016; Norris et al., 2016; Pires et al., 2013; Wise et al., 2000; Wixson & Davies, 2017). Los estudios que muestran el impacto de los cambios temporales como resultado de diferentes adiciones a largo plazo de aguas residuales en la acumulación de metales pesados y la degradación del suelo son extremadamente limitados (J. Z. Barbosa et al., 2022; Bouma, 1991; Castrignanò et al., 2000; Davies et al., 1987a; Dobermann et al., 1995).

La contaminación de cultivos agrícolas y sus productos por metales pesados como Pb y Cd fueron reportados por estudios previos (Angermeier & Karr, 2018; Breure et al., 2005; Hinojosa et al., 2004; Kumpiene et al., 2009; Lechner et al., 2016; Pardo et al., 2014; Pereira et al., 2018; Rastilantie et al., 2005). La contaminación del suelos, tiene mucha relevancia, en especial en el sector agropecuario, la contaminación generalizada de los cultivos agrícolas por metales tóxicos durante los últimos años se atribuye en parte al uso de agua de baja calidad en el riego de las plantas como razón fundamental, pero dicha afirmación no descarta otras posibilidades (Li et al., 2015; Tello et al., 2018; Walraven et al., 2013; Zhang, 2003).

Las otras razones de la contaminación de los cultivos por metales pesados son los pesticidas, los fertilizantes agrícolas, las emisiones del tráfico, los desechos municipales, actividades industriales, actividades mineras entre otras (Aliaga et al., 2019; L. L. Barton & Hamilton, 2007; Brown, 1987; Gad, 1996; Gupta, 2020; Laws, 2013b; Priestly, 2007; Tello et al., 2018). Además, los gases de escape de los automóviles como contaminantes transportados por el aire se precipitan en el suelo agrícola (Abrahams, 2002; Aciego Pietri & Brookes, 2008; Allende & Monaghan, 2015; Bujalský et al., 2014; Bur et al., 2012; Das & Osborne, 2018; Ditzler, 2017; Romero-Freire et al., 2016).

1.1.4. La contaminación por exposición del plomo (Pb) en suelos

La urbanización, como la migración de la personas del campo a la ciudad, el aumento de la industrialización, la quema de combustibles fósiles y gases volátiles, y demás, son amenazas ambientales inevitables que introducen diversos contaminantes orgánicos e inorgánicos tóxicos en el aire, el agua y el suelo (Frangi & Richard, 1997; Lucas et al., 2014). El uso de plantas para eliminar varios metales/metaloideos tóxicos del suelo contaminado se denomina fitorremediación (Atteia et al., 1994; Brus & de Gruijter, 1997; Chambers et al., 1984; Davies et al., 1987b; Frangi & Richard, 1997; Leharne et al., 1992; Markus & McBratney, 2001).

Esto incluye varios fenómenos como la acumulación de plantas, la estabilización de plantas, la volatilización de plantas, la descomposición de plantas y la estimulación de plantas (Barratt, 1990; Duggan & Williams, 1977; R. S. Hamilton et al., 1984). Muchas especies de plantas se utilizan para la fitorremediación (Thornton, 1990). Estas plantas están adaptadas para sobrevivir en suelo contaminado mientras eliminan los metales pesados tóxicos del suelo contaminado (Harrison, 1979b; Schwar et al., 1988). Se clasifican en excluyentes, indicadores e hiperacumuladores. Impurezas inorgánicas como cromo (Cr), cobre (Cu), cadmio (Cd), zinc (Zn), cobalto (Co), níquel (Ni) (Little & Martin, 1972; Wu et al., 2010).

Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) (Ericson & Gonzalez, 2003), en este caso los metales pesados, afectan negativamente las funciones biológicas del suelo, incluida la actividad enzimática mediada por microbios involucrada en la transformación de nutrientes y el ciclo en el suelo (Davies et al., 1987b; Frangi & Richard, 1997; Little & Martin, 1972; Lucas et al., 2014; Markus & McBratney, 2001). El efecto de las PTE sobre la actividad microbiana en el suelo depende de la biodisponibilidad de las PTE (Atteia et al., 1994; Barratt, 1990; Brus & de Gruijter, 1997; Chambers et al., 1984; Davies et al., 1987b; Duggan & Williams, 1977; Frangi & Richard, 1997; R. S. Hamilton et al., 1984; Leharne et al., 1992; Markus & McBratney, 2001).

La toxicidad de los PTE para los microorganismos del suelo se puede reducir al reducir su biodisponibilidad en el suelo utilizando varios aditivos orgánicos e inorgánicos, como compuestos de fosfato, materiales calcáreos, estiércol, biosólidos y biocarbono (Ericson & Gonzalez, 2003; Harrison, 1979b; Little & Martin, 1972, 1972; Markus & McBratney, 2001; Schwar et al., 1988; Thornton, 1990; Wu et al., 2010). En este punto es crucial revisar la inmovilización de PTE en el suelo mediante aditivos orgánicos e inorgánicos y su efecto sobre la biodisponibilidad de PTE y la respuesta microbiana a la reducción de la biodisponibilidad de PTE inducida por la inmovilización, en este caso el estudio es al Pb (Davies et al., 1987b; Frangi & Richard, 1997; Lucas et al., 2014).

El plomo (Pb) es un elemento tóxico persistente sin propiedades biológicamente beneficiosas (Atteia et al., 1994; Barratt, 1990; Brus & de Gruijter, 1997; Chambers et al., 1984; Davies et al., 1987b; Duggan & Williams, 1977). Además de las fuentes geológicas, la minería, la fundición, la pintura, la industria de baterías de plomo-ácido, los vertederos urbanos e industriales, así como las actividades antropogénicas que generan las aguas residuales, los gases de escape de los automóviles y el polvo doméstico contribuyen a la contaminación del suelo (Davies et al., 1987b; Ericson & Gonzalez, 2003; Frangi & Richard, 1997; Little & Martin, 1972; Lucas et al., 2014; Markus & McBratney, 2001).

La biodisponibilidad del Pb del suelo depende de la concentración de Pb del suelo, el tipo de suelo, el pH, la materia orgánica del suelo, los óxidos de Fe y Mn, la flora y fauna del suelo y el contenido de agua del suelo (Chambers et al., 1984; Davies et al., 1987b; R. S. Hamilton et al., 1984; Markus & McBratney, 2001). El Pb es un contaminante metálico representativo que se encuentra comúnmente en sitios contaminados (Atteia et al., 1994; Duggan & Williams, 1977; Frangi & Richard, 1997; Harrison, 1979b) La contaminación de los suelos y las aguas subterráneas por grandes cantidades de metales pesados, que resultan de prácticas de eliminación inadecuadas y derrames accidentales, es un problema crítico en todo el mundo (Aciego Pietri & Brookes, 2008; Bujalský et al., 2014; Romero-Freire et al., 2016).

La absorción de Pb por las plantas está determinada por factores externos ambientales (Harrison, 1979a), como el pH del suelo (Hamilton, 1990), la materia orgánica (Laws, 2013b) y el contenido de arcilla (Gupta, 2020), y factores internos de la planta (Markus & McBratney, 2001), como la especie de planta (Atteia et al., 1994), la etapa de crecimiento de la planta, el sistema de raíces de la planta, la producción de exudados de raíces, metabolitos de plantas, y transportadores (Channarayappa & Biradar, 2018; Laxmikant, 2016; Norris et al., 2016; Wise et al., 2000; Wixson & Davies, 2017).

La remediación de suelos contaminados con Pb implica enfoques *in situ* y *ex situ*, incluidos métodos físicos, químicos y biológicos (Barratt, 1990; Chambers et al., 1984; Davies et al., 1987b; Duggan & Williams, 1977; Ericson & Gonzalez, 2003; R. S. Hamilton et al., 1984; Harrison, 1979b; Leharne et al., 1992). La remediación física incluye el reemplazo del suelo, la excavación, la consolidación, la vitrificación, las barreras subterráneas, el lavado y el lavado, el aislamiento y el tratamiento térmico (Davies et al., 1987b; Ericson & Gonzalez, 2003; Frangi & Richard, 1997; Little & Martin, 1972, 1972; Lucas et al., 2014; Markus & McBratney, 2001; Wu et al., 2010). La estabilización química, como el lavado de suelos y la electrocinética son métodos de remediación química en suelos contaminados con Pb (Atteia et al., 1994; Markus & McBratney, 2001).

La biorremediación incluye procesos como la biosorción, la biolixiviación y la biopelícula que utilizan microbios como las bacterias, hongos y algas, plantas o mezclas de ellos (Ericson & Gonzalez, 2003). Las investigaciones actual se ha centrado en la influencia de la minería de metales básicos en la contaminación por metales pesados en el entorno de la superficie y sus implicaciones para los suelos y las plantas, las misma hasta la actualidad se ponen de acuerdo que tipos de suelos son más susceptibles al Pb, otro punto respecto a los relaves mineros la deposición son a las aéreas cercanas y el transporte fluvial al suelo, los sedimentos de los arroyos y los compartimentos de vegetación que rodean (Davies et al., 1987b; Frangi & Richard, 1997; Lucas et al., 2014; Merrington & Alloway, 1994).

1.2 Antecedentes

En la comunidad científica se desarrollaron relaciones entre el metal contaminante como es el plomo (Spark et al., 1995), evaluando su toxicidad, identificando las características del suelo en relación con la cantidad del plomo permitido (Strawn & Sparks, 2000), para realizar distintas actividades antrópicas, dentro de ello se tiene las investigaciones que relacionan con el pH (Kalbasi et al., 1995), textura (Basta et al., 1993), material orgánico (Sauvé et al., 1998), entre otras características del suelo en relación al metal pesado, iniciando así una revisión de investigaciones que relacionan dichos factores, dentro de estas investigaciones se tiene:

Lagerwerff & Specht (1970), sostiene en su investigación que las concentraciones de Cd, Ni, Pb y Zn en muestras de césped y suelo al borde de la carretera de varios lugares disminuyen con la distancia del tráfico. Estas concentraciones también disminuyen con la profundidad en el perfil del suelo. La contaminación se ha relacionado con la composición de la gasolina, el aceite de motor y las llantas de los automóviles, y con la deposición al borde de la carretera de los residuos de estos materiales.

Ward et al. (1975), manifiesta en su estudio, que realizado un análisis de una carretera en relación con el Pb, se tiene que de las muestras de vegetación mostró que los niveles elevados de plomo ocurren dentro de los 100 m del borde de la carretera, siendo la disminución de los niveles de plomo en la vegetación aproximadamente una función exponencial de la distancia.

También encontró que los niveles elevados de plomo en los suelos dentro de los 100 m de la carretera, pero solo hasta una profundidad de 5 cm. La cantidad total de plomo en exceso de los valores del suelo de fondo, contenido dentro de los 250 m de la calzada y dentro de los 6 cm de la superficie, representa una proporción significativa del plomo total emitido por todos los vehículos que han atravesado la carretera desde la introducción del plomo en combustible para motores que en ese momento eran permitidos.

Laxen & Harrison (1977), sostiene en su investigación que el impacto en las aguas superficiales se limita al plomo contenido en la escorrentía superficial, ya que el plomo disperso en los suelos al borde de las carreteras se inmoviliza efectivamente en los 10 cm superiores del suelo. La concentración de plomo en la escorrentía de las carreteras puede alcanzar niveles muy superiores a los que normalmente se encuentran en las aguas superficiales. Sin embargo, al evaluar el impacto en las aguas receptoras, se destaca la importancia de considerar tanto la descarga de masa de plomo de la carretera como la posterior dilución por parte de las aguas receptoras.

Wheeler & Rolfe (1979), encontró en su investigación en relación del plomo (Pb) y la distancia en carreteras de alto tránsito, la misma que este dado por:

$$Pb = A_1 e^{-K_1 D} + A_2 e^{-k_2 D} \quad (1)$$

En donde los términos A_1 y A_2 son funciones lineales del volumen promedio de tráfico diario, en donde los dos exponentes representan dos familias de partículas de diferentes tamaños. Las partículas más grandes se depositan a unos 5 m del borde de la carretera y son relativamente inertes en el suelo. Las partículas más pequeñas se asientan más lentamente y se depositan a unos 100 m del borde de la carretera.

Sobre la base de las diferencias entre el contenido relativo de plomo del suelo y la vegetación atribuibles a los dos exponentes, se supone que el plomo contenido en las partículas más pequeñas es más soluble que el de las más grandes. Se estima que entre el 72% y el 76% del plomo histórico depositado en el suelo se ha perdido de los 10 cm de superficie del suelo.

Harter (1983), en el estudio realizado sobre la adsorción y desorción del plomo (Pb), sostiene que pH en sus niveles de 7.0 a 7.5, aumenta drásticamente su retención en el suelo el plomo (Pb), como también tiene una absorción específico, la misma que tiene relación con la capacidad de retención de los suelos, es claro en las relaciones presentadas para suelos arcillosos y suelos arenosos.

De igual forma también debemos comprender que para mejorar las predicciones de la toxicidad y la amenaza del suelo contaminado con Pb. Replica que el manejo del pH como un método para inmovilizar los metales pesados depositados en la tierra es dudoso, teniendo en cuenta que para los cuatro metales estudiados, no se produce rápido el aumento de la capacidad de retención del suelo hasta que el pH sea mayor o igual a 7.

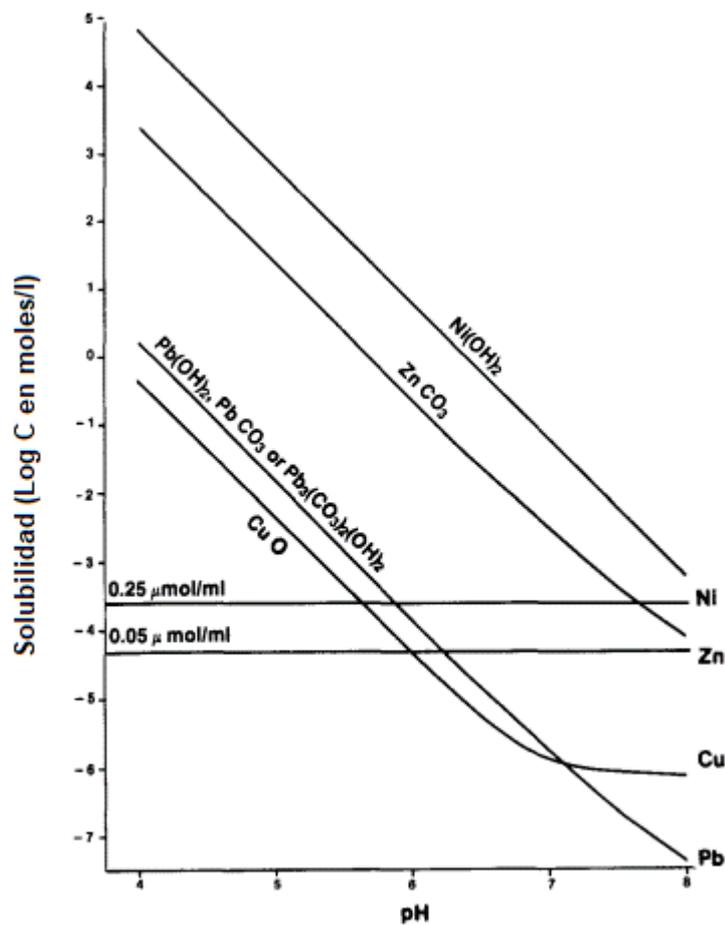


Figura 1. Relación entre la solubilidad y pH del suelo

Fuente: Harter (1983)

Este nivel de pH tiende a ser demasiado alto para la mayoría de las plantas que se cultivan comúnmente en la región húmeda. Además, la capacidad de extracción de Pb, Cu y Zn retenidos puede ser indicativa de un problema mayor que el anticipado hasta ahora.

La relación pH en relación de la solubilidad para Pb, Cu, Zn y Ni, suponiendo que los aniones distintos están presentes en concentraciones suficientemente bajas para que su impacto en la solubilidad del metal sea insignificante. En el caso de Pb su comportamiento es en forma lineal indirecta, en donde se aprecia en la figura 2, que a mayor pH, los elementos del Pb disminuyen relativamente hasta llegar a un pH igual a 8, la misma condición para un pH neutro en donde su comportamiento es el mismo.

Según Herms & Brümmer (1984), sostiene que la composición química de la solución del suelo depende de las propiedades químicas de la matriz del suelo, la variación a pequeña escala en las propiedades del suelo a granel probablemente conduce a una variabilidad a pequeña escala en la composición de la solución del suelo. Los principales factores que determinan la solubilidad y retención de los metales pesados son la cantidad total de los diferentes metales, la reacción del suelo, el contenido de sustancias orgánicas movilizadoras e inmovilizadoras, el contenido de óxidos pedogénicos y minerales arcillosos, y el tipo. y concentración de sales y ligandos inorgánicos.

Sims (1986), advierte que para evaluar el riesgo de fitotoxicidad y lixiviación de en metales pesados, es fundamental evaluar las concentraciones de metales en la solución del suelo. Sin embargo, los métodos convencionales utilizados para evaluar este riesgo en los suelos a menudo se basan en muestras de suelo compuestas que se homogeneizan aún más tamizándolas a <2 mm, por tal razón la sugerencia es determinar la cantidad del suelo en función del metal a analizarse y la textura del suelo.

Kalbasi et al. (1995), concluye con su investigación relacionando el plomo (Pb), con el suelo en relación con su pH, solo obtuvo una relación con un pH de 7.-8.5, mas no para suelos ácidos, por tal razón no recomienda el uso de la fórmula que este fuera del rango del pH, del mismo modo esta relación es para suelos que contenga 150 a 2000 partes por millón de Pb, dicha ecuación pueda solucionar la predicción de la actividad del metal y la biodisponibilidad de las propiedades de los suelos fácilmente medibles.

Donde Pb esta por cantidades por millón, y pH del suelo en unidades básicas, con una relación logarítmica.

$$Pb = 4.0 + 1.1pH - 1.26 \log Pb \quad (2)$$

Spark et al. (1995), estableció una relación de la absorción del suelo en función de los metales pesados en función del pH, los metales estudiaron fueron el cobre (Cu), zinc (Zn), cobalto (Co), y cadmio (Cd), la misma que fue analizado en tres capas, obteniendo la relación geométrica como se observa en la figura 1, se tiene que Cu (O), Zn (Δ), Co (\blacksquare), Cd (∇).

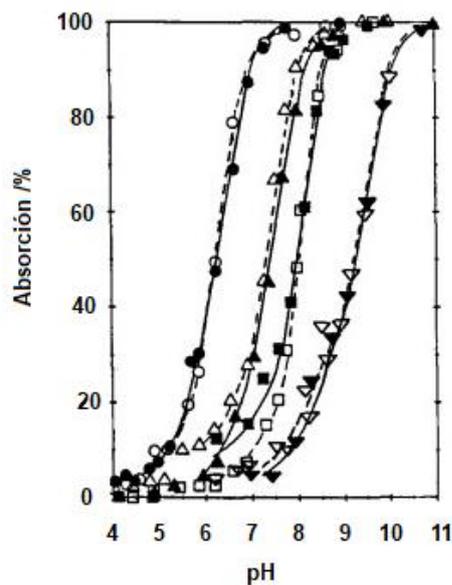


Figura 2. Relación de pH con relación a la absorción del suelo

Fuente: Spark et al. (1995).

McBride et al. (1997), manifiesta que el pH es un parámetro importante para determinar la capacidad de adsorción de metales pesados en suelos agrícolas, lo que afecta la hidrólisis de iones metálicos, la formación de pares de iones, la solubilidad de la materia orgánica y la carga superficial de la tierra.

El pH del suelo afecta en gran medida la capacidad de adsorción y la solubilidad de los metales pesados en suelos triturados por metales pesados, desarrollando la ecuación de pH, materia orgánica (MO) y contenido de metales (MT).

$$pM = a + bpH - c \log(M_T OM^{-1}) \quad (3)$$

Sauvé et al. (1997), es su estudio realizado sostiene que la solubilidad del Pb muestra una disminución lineal de pH 3 a 6,5 y es independiente de la materia orgánica del suelo en ese rango de pH de 6,5 a 8, un pH más alto promueve la formación y disolución de complejos órgano del Pb, que aumentan la solubilidad del Pb. En este rango de pH, un mayor contenido de materia orgánica da como resultado mayores concentraciones de Pb disuelto, como resultado plantea una ecuación en función del pH, cantidad de organismo disuelto (DOM) en el suelo, con un reajuste de 0.967, y la cantidad de muestra n=54

$$Pb = 2.18pH - 0.14pH^2 - 0.024DOM - 1.05 \quad (4)$$

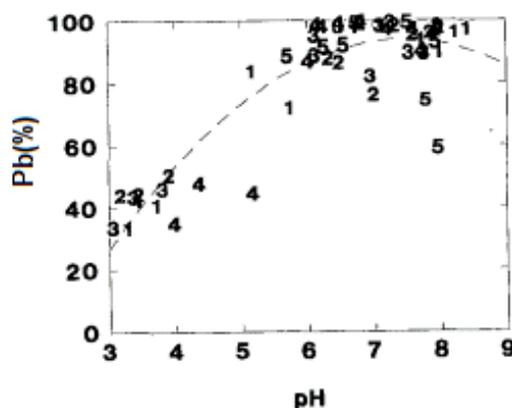


Figura 3. Relación del Pb disuelto en función del pH y material disuelto

Fuente: Sauvé et al. (1997)

En su estudio también plantea en la figura 3, la relación del Pb disuelto, con relación al pH del suelo, y a material orgánico disuelto, resultando una parábola concava. La fracción de Pb (%) en solución que forma de complejos con la materia orgánica disuelta en función del pH.

Los números del 1 al 5 representan los niveles de materia orgánica del suelo (Sauvé et al., 1998, p 620). El DOM (materia orgánica disuelta) mostró una relación simple con el pH del suelo y el contenido de materia orgánica del suelo. La solubilidad del Pb en las soluciones del suelo dependía del pH, aumentando a medida que se ajustaba el pH de 6 a 3 (Sauvé et al., 1997, p 621).

Santos et al. (1997), manifiesta que bien es aceptado que la materia orgánica del suelo mejora la estructura del suelo; pero sin embargo, los métodos actuales limitan nuestro conocimiento de los muchos mecanismos fisicoquímicos que controlan los procesos temporales de agregación del suelo, ratificando una ecuación de la fuerza de la resistencia en donde F es la fuerza de la trituración del agregado.

La fuerza de trituración de un agregado (y)

$$y = \frac{0.576F}{d^2} \quad (5)$$

En donde d es el diámetro del esférico efectivo del agregado, y fuerza de fracturación F depende de b que es la lectura en kg y g es la fuerza de la gravedad en m/seg².

Wilcke (2000), indica que los estudios en ingeniería de suelos han demostrado que las propiedades químicas del suelo pueden variar en distancias de unos pocos milímetros, como también factor más importante que controla las concentraciones de metales en la solución del suelo es el pH. Pero sin embargo, tal conclusión sería un error particularmente en suelos con bajo contenido de carbonato donde la presencia de partículas de cal se interdispersa con áreas de suelo más ácido sin partículas de cal dentro del mismo horizonte de suelo.

Strawn & Sparks (2000), sostiene que el pH es importante para comprender la amenaza de Pb, en los suelos, determinando la relación a pH, la sorción y desorción, como la cantidad de organismo que tiene el suelo, demostrando que cada uno de los suelos estudiados.

En cada uno de los suelos estudiados cambian en función de dichas variables, así concluyendo los sistemas y la composición del suelo puede cambiar a la absorción o retención del Pb, en los suelos. Es claro que el tiempo en sus inicios el suelo puede absorber de manera rápida, en el tiempo ya se encuentra saturado, por tal motivo se hace constante. El otro punto que aclara el autor es, los resultados de este estudio proporcionan evidencia de que el comportamiento de sorción y desorción de Pb en el suelo no se puede caracterizar solo mediante isothermas de sorción de equilibrio por lotes, sino que también se deben considerar factores como el tiempo de reacción, el porcentaje de materia orgánica y el comportamiento de desorción para realizar evaluaciones precisas del destino de Pb en el suelo (Strawn & Sparks, 2000, p 155).

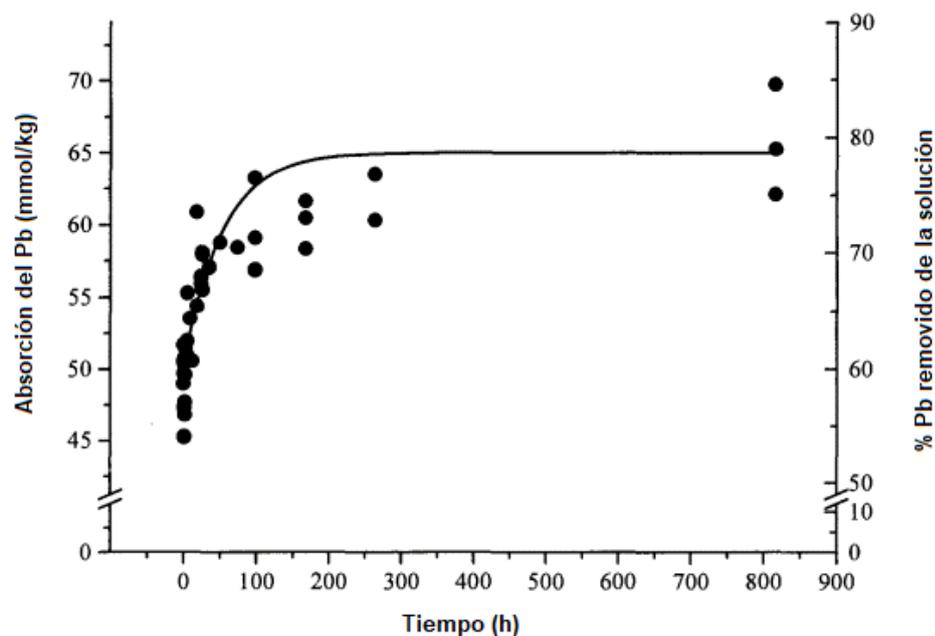


Figura 4. Relación de absorción del suelo de Pb en relación con el tiempo
Fuente: Strawn & Sparks (2000)

Leštan et al. (2003), en su investigación determino un análisis factorial y la regresión múltiple paso a paso revelaron que la concentración de Pb en la planta indicadora propuesta, en este caso analizo en la hoja de plátano.

En la investigación se analizó las propiedades del suelo en relación de la textura del suelo y el fraccionamiento de Pb en el suelo y el Pb total del suelo. Sin embargo, la absorción de Zn por las plantas se correlacionó significativamente con el pH del suelo y con la proporción de formas fitodisponibles de Zn en el suelo con una correlación de $R^2 = 86.9.$, también encontró una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.01$) entre las fracciones de carbonatos de Pb y Zn y el contenido de materia orgánica del suelo $R^2 = 86.9$ y 90.9 respectivamente

La fracción de Pb ligada a la materia orgánica y al contenido de materia orgánica del suelo $R^2 = 90.6.$, la fracción residual de Pb y el contenido total de Pb en el suelo $R^2 = 95.7$, la fracción de Zn ligada a los óxidos de Fe y Mn, la fracción de Zn ligada a la materia orgánica, la fracción residual de Zn y el contenido total de Zn en el suelo $R^2 = 75.9$ y 87.4 . La textura del suelo, el pH y la capacidad de intercambio catiónico no afectaron las proporciones relativas de las formas de Pb y Zn en el suelo.

Guo et al. (2005), en su investigación de suelos en diferentes dominios de textura para revelar los fraccionamientos de Pb, Cu, Cd, Zn y Ni en suelos urbanos, en donde se utilizaron análisis de correlación y regresiones paso a paso múltiples para definir las relaciones entre las propiedades del suelo y las fracciones de metales y los principales factores que influyen en el fraccionamiento de metales pesados en los suelos.

Los resultados mostraron que Pb, Ni y Cu se asociaron principalmente a las formas residual y orgánica; la mayor parte del Cd se concentró en las fracciones residuales e intercambiables. El Zn en fracción residual y carbonatada fue el más alto. Las actividades de los metales pesados probablemente declinaron en el siguiente orden: Cd, Zn, Pb, Cu y Ni. Las fracciones químicas de metales pesados en diferentes dominios en la ciudad de Changchun tenían una heterogeneidad espacial significativa.

Brazauskiene et al. (2008), concluye que la movilidad de los metales pesados (MP) en el suelo depende de la especie de MP que contenga.

Por lo tanto, el conocimiento de la especiación de PM en el suelo permite predecir el impacto de MP en el medio ambiente. La especiación de MP en el suelo depende del origen químico del metal, la textura del suelo y otros factores como el origen y el nivel de contaminación del suelo. La movilidad y el impacto ambiental del Zn fueron mayores que los observados para el Cu y el Pb,

Mientras que la movilidad tanto del Cu como del Pb fue similar, pero variable según la textura del suelo y el nivel de contaminación. El efecto sobre el cambio de la movilidad de HM y la disponibilidad potencial fue mayor en los suelos arenosos modificados con compost de lodos de depuradora (SSC), que en los suelos arcillosos y aumentó con una cantidad creciente de SSC.

Wijayawardena et al. (2015), en su investigación sostiene, que el suelo juega un papel importante en el control de la biodisponibilidad potencial de los contaminantes en el medio ambiente.

En este estudio, se utilizaron once suelos para investigar la relación entre las propiedades del suelo y la biodisponibilidad relativa (Y) de plomo (Pb). Para minimizar el efecto de la fuente de Pb sobre la biodisponibilidad en los, obteniendo una relación entre las variables de biodisponibilidad relativa (Y), y suelo contaminado con pb (X), y esta función a la vez con el pH y el porcentaje de contaminación del Pb (Pb%).

$$y = 119.99x^{-0.188} \quad (6)$$

$$x = -123.0 + 24.3pH + 4.4Pb(\%) \quad (7)$$

Dasgupta et al. (2017), sostiene que las ecuaciones entre la distancia de una vía y la concentración de metales pesados se dan de manera distinta, por varios motivos dentro de ellos se tiene que la mayoría de los estudios sobre la contaminación del suelo en las carreteras se han realizado en zonas donde la gasolina es el principal combustible. Se ha trabajado muy poco en las regiones donde predomina el diésel.

Alvani et al. (2018), evaluó la permeabilidad, la disolución y la concentración de los metales pesados conforme a la textura del suelo.

Encontrando el tiempo de penetración, en relación con el tipo de concentración nano o micro de las partículas de los metales pesados. La sorción de Pb y Cu de soluciones acuosas en micropartículas y nanopartículas de sepiolita fue un proceso de tres etapas y tanto las micropartículas como las nanopartículas mostraron una mayor tendencia a adsorber Pb que Cu.

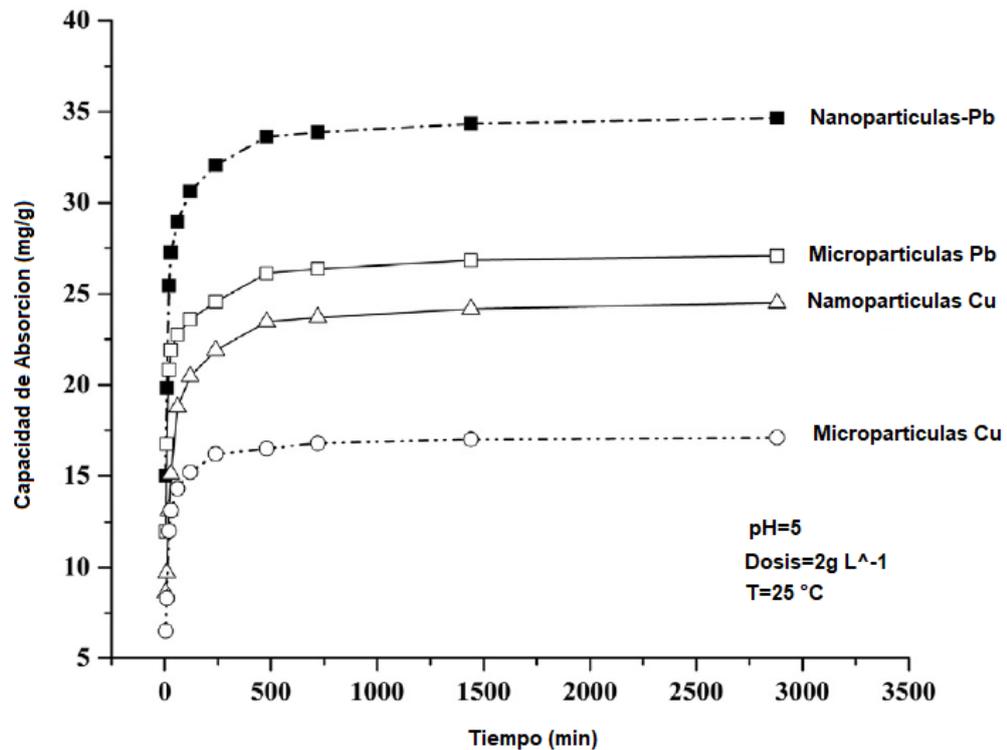


Figura 5. Capacidad de absorción en relación con el tiempo

Fuente: Alvani et al. (2018)

Tello et al. (2018), relaciono las propiedades de los suelos con el contaminante del metal (Pb), en donde estudio seis zonas en la ciudad de Lima, en donde estableció en función de la cantidad de arcilla (% Arcilla), el pH del suelo, materia orgánica del suelo (MO %), saturación del suelo, como la interacción de la arcilla (CIC), teniendo como resultado la característica del suelo en la tabla 1. Se encuentra función al porcentaje de la arcilla en el area 1 en 13%, está relacionado con la cantidad de 225.59 parte por millón (ppm) del metal del Pb, en el area 2 es de 169.96 ppm de Pb para un porcentaje de arcilla de 9%.

Mientras para las áreas 5 y 6, el Pb por partes por millón es 56.35 y 78.43 respectivamente, en relación con 7% y 9% de arcilla.

Tabla 1

Caracterización de los suelos en función de sus propiedades del suelo

Lugar	% Arcilla	pH	MO (%)	Saturación (dS/m)	CIC kg-1
Area 1	13	7.47	11.31	1.25	30.68
Area 2	9	7.06	3.67	3.45	16.8
Area 3	10	8.19	2.76	2.37	11.2
Area 4	11	7.49	2.67	1.01	15.52
Area 5	7	7.5	3.68	5.13	16.32
Area 6	9	7.96	3.56	4.62	10.88

Fuente: Tello et al. (2018)

Bastakoti et al. (2018), en su estudio detallo la dinámica espacial de los metales pesados (Cd, Cu, Fe, Pb y Zn) y el metaloide As a lo largo de la columna sedimentaria, dentro y fuera de los manglares, y dentro de la parte superior, media e inferior. Los contenidos de materia orgánica (1,89 a 17,15%) fueron 10 veces más altos dentro que fuera de los manglares y disminuyeron drásticamente con la profundidad a 30 cm. Cu, Fe y Zn fueron más altos en el estuario superior y Pb fue más alto cerca de un camino estuario inferior, lo que refleja la escorrentía del camino. tenía las concentraciones más bajas de metales pesados y las más altas de absorción del carbono.

La mayoría de los parámetros de sedimentos analizados en nuestro estudio fueron más altos dentro que fuera de los manglares, lo que sugiere la acumulación de materia orgánica y la creación de capacidad para amortiguar los contaminantes.

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Identificación del problema

En la actualidad, el mundo puso un énfasis en la solución de la contaminación de suelos por relaves mineros, dentro de este contexto la ONU (2015), el 15 de agosto del 2015, implementa la agenda al 2030 para el desarrollo sostenible, y suscriben dicho acuerdo comprende 17 objetivos y 169 metas, dentro de ello se manifiesta el objetivo principal del acuerdo:

“Estamos decididos a proteger el planeta contra la degradación, incluso mediante el consumo y la producción sostenibles, la gestión sostenible de sus recursos naturales y medidas urgentes para hacer frente al cambio climático, de manera que pueda satisfacer las necesidades de las generaciones presentes y futuras”(ONU, 2015, p 2).

Dentro de los objetivos planteados por las naciones unidas se encuentra el objetivo 15, “Gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras, detener la pérdida de biodiversidad” (ONU, 2015, p 16). El punto crucial para velar y remediar los suelos en el planeta, y la meta directa plantea en la agenda es el punto 15.3. “Para 2030, luchar contra la desertificación, rehabilitar las tierras y los suelos degradados, incluidas las tierras afectadas por la desertificación, la sequía y las inundaciones, y procurar lograr un mundo con una degradación neutra del suelo” (ONU, 2015,p 28).

Iniciando una línea de investigación dentro de la comunidad científica, la contaminación ambiental es muy severo dentro del ecosistema de hábitat del ser humano, en especial en los factores de aire, agua y suelo.

En contexto continental, se realizó la reunión en el año 2016, el Foro de los países de América Latina y del Caribe sobre el Desarrollo Sostenible, donde ratifican la agenda, y acuerdan su implementación mediante la Agenda de Acción de Addis Ababa (CEPAL, 2018), uno de los indicadores del punto “15.3.1. en donde la unidad es la proporción de tierras degradadas con la comparación con la superficie total” (CEPAL, 2018, p 68), En el año 2016, se inicia en el Perú con la implementación dentro de las políticas nacionales, dentro del modelo de bienestar de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), en el proceso se inicia las proyecciones de las tendencias mundiales dentro del marco demográfico, social, económico ambiental y los posibles impactos para el país, concluyendo con el alineamiento de las políticas sectoriales nacionales dentro del contexto de la Agenda 2030 (CEPAL, 2018, p 10).

En el año 2013, se aprueba los primeros estándares de calidad ambiental (Ministerio del Ambiente, 2015, p 68), dentro de las políticas nacionales en el año 2003 a 2008 se incluye en el componente 041 la conservación de suelos, en los años 2009 a 2011, también incluyó un programa conservación de suelos, en la actualidad el ministerio del ambiente, no incluye como elemento único la conservación de suelos, en vez de dicho programa incluye gestión del territorio y gestión integrado y sostenible de ecosistemas (Ministerio del Ambiente, 2015, p 132). es claro que el problema actual es identificar las áreas contaminadas en función del área total, en cuencas, en zonas, u otras áreas que implemente una política nacional.

2.2 Enunciados del problema

2.2.1. Pregunta general

- ¿Cuál es la toxicología ambiental por exposición al Pb asimilable en suelos impactados con los relaves mineros en el distrito de Ananea-Puno?

2.2.2. Preguntas específicas

- ¿Cuál es la correlación del Pb y la capacidad de retención del suelo?
- ¿Cuál es la correlación del Pb y la materia orgánica del suelo?
- ¿Cuál es la correlación del Pb y la textura del suelo?
- ¿Cuál es la correlación del Pb y el pH del suelo?

2.3 Justificación

Los componentes de la diversidad biológica sufren múltiples procesos y presiones en el país. Pese a los crecientes esfuerzos y logros de la conservación in situ, muchas áreas en el Perú enfrentan el reto de la sostenibilidad en el sector de económica, social y ambiental, por tal motivo se tiene el presente estudio para satisfacer lo siguiente:

Aspecto Ambiental, se pretende identificar la calidad del suelo en función de sus características esenciales, como son la textura, pH del suelo, capacidad de retención, cantidad de orgánicos que tiene el suelo, en función del contaminante que el Pb, para poder iniciar el planteamiento de la remediación, no solo con dicho contaminante si no de otros, y poder recuperar el suelo del distrito de Ananea-Puno.

Aspecto Económico, es claro que la actividad de la minería informal, como la formal que existe incrementa y aporta a la economía local y regional, pero dichas actividades también ocasionan conflictos, y contaminación ambiental, las misma que ocasionan gastos para la recuperación de suelos, degradación, fragmentación, en sus tres componentes de la biodiversidad del ecosistema, en especies entre otros puntos, como también la contaminación a la flora y fauna de localidades de Ananea-Puno.

Aspecto Social, la contaminación de suelos resulta una amenaza al aspecto social, en relación de la migración de lugares contaminados a las ciudades, es uno de los efectos de la degradación de los suelos, en donde modifican sus prácticas, también limitan su capacidad de los migrantes a la inserción y su desarrollo social, por tal motivo es importante caracterizar el suelo, identificar las zonas contaminadas y plantear alternativas de remediación y las sociedades no sufran migraciones.

Aspecto teórico, la investigación conlleva a verificar las distintas teorías, respecto a la ingeniería de suelos, composición de suelos, taxonomía, toxicología en suelos, como las correlaciones de distintas características del suelo, con los metales pesados como describir el comportamiento de estos, en relación con la geoestadística, y la relación espacial, dentro de los límites permitidos por las entidades de gobierno, y los estándares internacionales.

Aspecto metodológico, la investigación plantea y resuelve algunos métodos para la investigación geoespacial, respecto al comportamiento de suelo, con relación a los metales pesados en este caso con el plomo, como también como este está relacionado con la degradación del suelo, con la actividad antrópica.

2.4 Objetivos

2.4.1. Objetivo general.

- ¿Determinar la toxicología ambiental por exposición al Pb asimilable en suelos impactados con los relaves mineros en el distrito de Ananea-Puno?

2.4.2. Objetivos específicos

- ¿Determinar la correlación del Pb y la capacidad de retención del suelo?
- ¿Determinar la correlación del Pb y la materia orgánica del suelo?
- ¿Determinar la correlación del Pb y la textura del suelo?
- ¿Determinar la correlación del Pb y el pH del suelo?

2.5 Hipótesis

2.5.1. Hipótesis general

- La toxicología ambiental por exposición al Pb admisible en suelos impactados con relaves mineros en el distrito de Ananea -Puno, es mayor al permitido por el Ministerio del Ambiente, y está afectado en area mayor al 50% del area total del distrito.



2.5.2. Hipótesis específicas

- La correlación entre las variables Pb y retención del suelo, es directa, mayor en suelos arenosos, mientras que en suelos arcillosos es indirecta y mayor
- La correlación entre las variables Pb y la materia orgánica, es directa, mayor en suelos arenosos, mientras que en suelos arcillosos es indirecta y mayor
- La correlación entre las variables Pb y textura del suelo, es directa, mayor en suelos arenosos, mientras que en suelos arcillosos es indirecta y mayor
- La correlación entre las variables Pb y pH del suelo, es directa, mayor en suelos arenosos, mientras que en suelos arcillosos es indirecta y mayor.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Lugar de estudio

La investigación se realizó en todo el ámbito del distrito de Ananea, provincia de San Antonio de Putina, de la región de Puno, con una ubicación de coordenadas geográficas $14^{\circ}40'40''$ LS y $69^{\circ} 31'56''$ LW, su representación gráfica dentro de la cartografía se referencia en la figura 6.



Figura 6. Ubicación del lugar de estudio

Fuente: Coordenadas UTM 442364.44 E, 8376816.21, ubicación determinada por Google Earth, en enero del 2018.

3.2 Población

La población es toda el area del distrito de 963.99 km², para determinar el muestreo se tomó la consideración las cuencas que se encuentran en el distrito, la misma que se clasifican en cuatro cuencas, del mismo el uso mayor del suelo, el distrito tiene una clasificación de tres usos de suelo, el urbano (no considerado), las tierras aptas para el pastoreo, tierra de protección, finalmente si las cuencas cuentan con relaves mineros, se clasifico según la tabla 2

Tabla 2

Población según cuenca hidrográfica, uso mayor del suelo y relave minero

Cuenca	Uso Mayor	Relave minero	Area km ²
Azángaro	Tierras aptas para pasto	Si	448.56
Azángaro	Tierras de protección	Si	
Huancané	Tierras aptas para pasto	No	98.22
Huancané	Tierras de protección	No	
Inambari	Tierras aptas para pasto	No	0.9
Suches	Tierras aptas para pasto	Si	416.31
Suches	Tierras de protección	Si	
Total			963.99

3.3 Muestra

Según Ministerio del Ambiente (2014), sostiene varios métodos para realizar el muestreo en esta investigación se tomó el patrón de muestreo de rejillas regulares de 5 km x 5 km, que resulta un area de 25 km², determinando una muestra de 35 muestras, dentro de las cuadrillas observadas por dos tipos de uso mayor de suelo, rio, cercanía al relave minero, se tomó dos muestras obteniendo así, en la cuenca de Azángaro 20 muestras, mientras en la cuenca de Suches 14 muestras, mientras las muestras en los ríos 8 en ambas cuencas, tal como se muestra en la figura 7

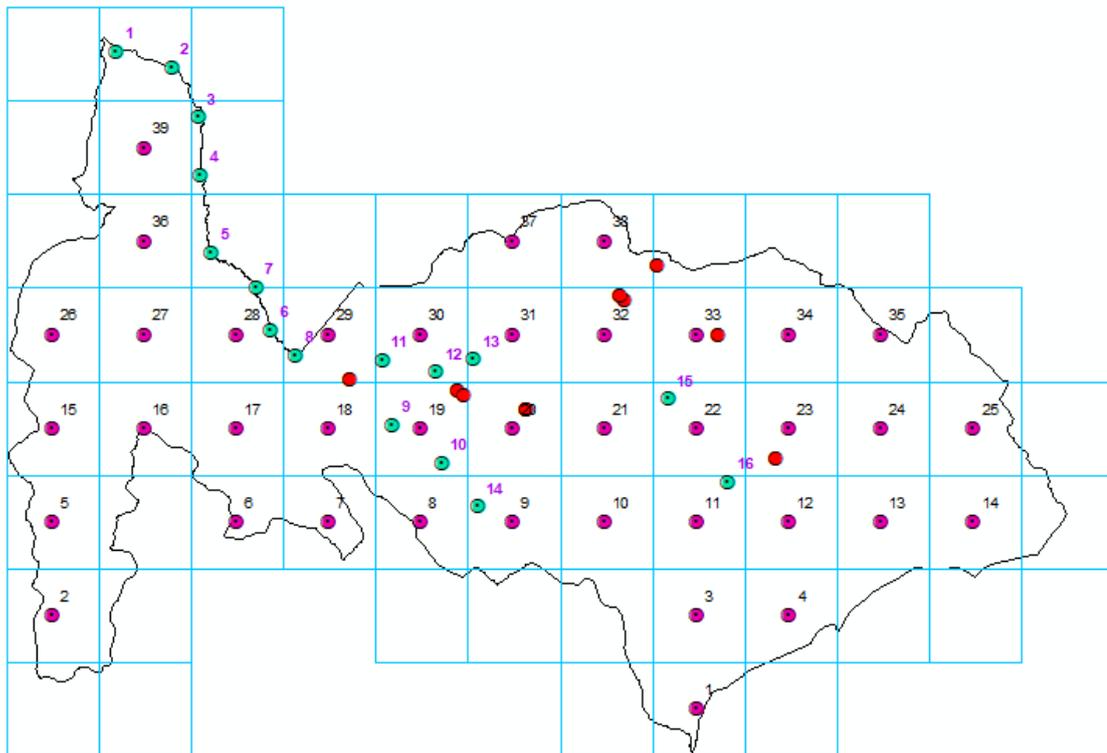


Figura 7. Identificación del muestro en el distrito de Ananea

Los puntos rosados son las cuadrillas de 5kmx5km (cuadrilla celeste), los puntos céntricos son los puntos rosados de 1 a 35 puntos, los puntos verdes claros desde 1 a 16 (color morado los números), la línea ploma es el límite del distrito. Los punto de color rojo claro son las zonas de relaves mineros identificados por Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería (OSINERGMIN), la clasificación de los puntos de muestro se basó en los autores Bazán, (2017), Costantini (2009), Ministerio del Ambiente, (2014), Vargas et al. (2020).

Según Twain (1996), se obtuvo la siguiente tabla 3, se obtuvo las coordenadas de los puntos de muestro, en función de las características hidráulicas, y las caracterización de las cuencas, los ríos está en función de los relaves mineros (color rojo). Las coordenadas en las tablas siguientes se encuentran en coordenadas UTM (X m, Ym), zona 19L, en las tablas 2, 3, y 4, en función a las metodologías planteadas por el Minam (2014).

Tabla 3

Puntos de muestro de la investigación en función de ríos

Puntos	Coordenadas	
	X	Y
1	424319.22	8395247.12
2	427318.76	8394398.41
3	428764.16	8391717.82
4	428891.28	8388646.62
5	429479.53	8384504.95
6	432716.87	8380346.99
7	431891.19	8382640.84
8	434079.72	8378988.40
9	439321.50	8375260.33
10	442000.74	8373230.19
11	438811.55	8378743.54
12	441709.26	8378092.65
13	443723.63	8378765.80
14	443939.57	8370903.68
15	454274.05	8376658.92
16	457528.99	8372193.01

Tabla 4

Puntos de muestreo de la cuenca Suches

Puntos	Coordenadas	
	X	Y
1	455820.882	8360068.82
3	455820.882	8365068.82
4	460820.882	8365068.82
11	455820.882	8370068.82
12	460820.882	8370068.82
13	465820.882	8370068.82
14	470820.882	8370068.82
22	455820.882	8375068.82
23	460820.882	8375068.82
24	465820.882	8375068.82
25	470820.882	8375068.82
33	455820.882	8380068.82
34	460820.882	8380068.82
35	465820.882	8380068.82

Tabla 5

Puntos de muestreo de la cuenca de Azángaro

Puntos	Coordenadas	
	X	Y
6	430820.882	8370068.82
8	440820.882	8370068.82
9	445820.882	8370068.82
10	450820.882	8370068.82
16	425820.882	8375068.82
17	430820.882	8375068.82
18	435820.882	8375068.82
19	440820.882	8375068.82
20	445820.882	8375068.82
21	450820.882	8375068.82
26	420820.882	8380068.82
27	425820.882	8380068.82
28	430820.882	8380068.82
29	435820.882	8380068.82
30	440820.882	8380068.82
31	445820.882	8380068.82
32	450820.882	8380068.82
36	425820.882	8385068.82
37	445820.882	8385068.82
38	450820.882	8385068.82
39	425820.882	8390068.82

Para las muestras para determinar la cantidad del plomo (Pb) en el suelo, se realizó en función Costantini (2009), por cada punto de muestreo se extrajo cinco muestras en cada punto planteado en la ubicación de muestras, teniendo así 255 muestras, las mismas que sirvieron para determinar; la capacidad de retención del suelo, materia orgánica, textura y el pH, del suelo. Los puntos se estimaron conforme a los criterios de estadística espacial en relación al espacio de ubicación en relación a las cuencas (Bernard et al., 2014; Contreras & Hitschfeld-Kahler, 2014; Dudley & Owen, 2014; Engwirda et al., 2014; Quadros, 2014; Remacle et al., 2014; Verma & Suresh, 2014).

3.4 Método de investigación

3.4.1 Diseño de investigación

El diseño de la investigación es no experimental, porque no se realizó ninguna manipulación de las variables, en la investigación se observó los fenómenos en su contexto natural (Carrasco, 2006; Gómez & Solana, 2005; Paniagua & Condori, 2018; Sánchez et al., 2018), luego se analizó la correlación entre la variables y sus dimensiones entre la contextura del suelo y su contenido (Pb, capacidad de retención, materia orgánica, textura y pH).

3.4.2 Tipo de estudio

La investigación es aplicada, porque determina un proceso en donde se determina la contaminación del suelo, en función de la composición del mismo, caracterizando sus componentes (Hernandez et al., 2014; Paniagua & Condori, 2018; Salinas, 2012; Sánchez Carlessi & Reyes Meza, 2015), con lo que se contribuye al conocimiento teórico de las investigaciones en relación a la biorremediación de los suelos, tomando en cuenta la presencia de actividad minera no regulada, y esta como afecta en su incidencia de las cuencas.

3.4.3 Nivel de estudio

La investigación es correlacional, tomando en cuenta que se relacionó siete variables, entre dependientes e independientes, en consideración que el diseño de investigación es no experimental (Carrasco, 2006; Gómez & Solana, 2005; Hernandez et al., 2014; Paniagua & Condori, 2018; Salinas, 2012; Sánchez Carlessi & Reyes Meza, 2015; Sánchez et al., 2018), donde se precisa las características de las variables, en función del contaminante del suelo, y esta cómo se comporta en función a la capacidad de retención, materia orgánica, textura y el pH, en función al comportamiento de la topografía, viento u otros factores ambientales.

3.4.4 Variables

3.4.4.1. Variables del objetivo específico 1

Para determinar la relación entre el Pb y capacidad de retención del suelo, se tiene las siguientes variables

a) Variable independiente

- Capacidad de retención del suelo %

b) Variable dependiente

- Cantidad partes por millón de Pb en el suelo

3.4.4.2. Variables del objetivo específico 2

Para determinar la relación entre el Pb y materia orgánica del suelo, se tiene las siguientes variables

a) Variable independiente

- Cantidad de materia orgánica en %

b) Variable dependiente

- Cantidad partes por millón de Pb en el suelo

3.4.4.3. Variables del objetivo específico 3

a) Variable independiente

- Textura del suelo en %

b) Variable dependiente

- Cantidad partes por millón de Pb en el suelo

3.4.4.4. Variables del objetivo específico 4

Para determinar la relación entre el Pb y pH, se tiene las siguientes variables

a) Variable independiente

- pH del suelo escalar numérica

b) Variable dependiente

- Cantidad partes por millón de Pb en el suelo

3.5 Descripción detallada de los métodos por los objetivos específicos

3.5.1 Relación de Pb y capacidad de retención del suelo

3.5.1.1. Obtención de los partes por millón de Pb en el suelo

Para determinar la cantidad de Pb en el suelo se determinó en función la normativa de EPA Method 3050-B; Rev. 02, 1996 y EPA Method 200.7; Rev. 4.4., 1994, iniciando con el muestreo en el campo según Aquino et al. (1989), conforme a lo requerido por el laboratorio especializado (EE.UU, 1996, 2012). Rangos establecidos por el estado peruano según la norma Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM, el nivel máximo de Pb en suelos agrícolas es de 70 partes por millón.

3.5.1.2. Obtención de la capacidad de retención del suelo

Para determinar la capacidad de retención del suelo, se realizó con la norma establecida por el gobierno peruano Norma técnica NTP 339.127 PERUANA 1998, estableciendo el contenido de humedad del suelo en % (EE.UU, 1990). Los rangos establecidos como recomendación por Instituto Nacional de Investigación Agraria (INIA) está en función a la textura.

3.5.2 Relación de Pb y materia orgánica

3.5.2.1. Obtención de la materia orgánica

Para la materia orgánica se determinó en función a la norma Mexican Official Standard Norm Method 021-2000,2002: As-07 Establishing Specifications of Fertility, Salinity and Soil Classification and Soil Classification, Study, Sampling and Analysis, el muestro y el análisis fue requerido por el laboratorio especializado (SMARN, 2002), con el título estandarizado Soil Organic Matter by Wañkely titration procedure, el indicador es en %, teniendo una clasificación de pobre < 2., medio 2 a 4, alto 4 a 8, muy alto > 8.

3.5.3 Relación de Pb y textura

3.5.3.1. Obtención de la textura del suelo

Se determino con el uso de la norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, tomando las muestras conforme a los protocolos establecidos por el laboratorio especializado (SEMARNAT, 2002), el indicador cualitativo de valores 0 arcilla arenosos (Ra), 1 arcilla limoso (Rl), 2 arcilla R, según la clasificación del triángulo textural.

3.5.4 Relación de Pb y pH

3.5.4.1. Obtención del pH del suelo

Para la obtención del pH en el suelo, se analizó y se procedió conforme a la norma EPA Method 9045 D, Rev.4., 2004, titulado Soil and waste pH, conforme a lo solicitado por el laboratorio especializado (EE.UU, 2004). El indicador de la variable es en unidades, los valores de control se tienen; menores a 3.5 es ultra ácido, de 3.5 a 4.4 extremadamente ácido, entre 4.5 a 5.5 muy fuertemente ácido, de 5.1-5.5 fuertemente ácido, 5.6-6.0 (moderadamente ácido), 6.1-6.5 ligeramente ácido.

El valor adecuado es el neutro de 6.6 a 7.3, ligeramente alcalino de 7.4 a 8.4, moderadamente alcalino de 7.9-8.4, fuertemente alcalino de 8.5-9, muy fuertemente alcalino mayores a 9.

3.5.5 Comparación y evaluación de resultados

Para evaluar las siete variables, se empleó primeramente si los datos obtenidos tienen una distribución normal, obteniendo una sola tabla de cada muestra con la prueba de Kolmogorov-Smirnov. En relación de la homogeneidad entre dos variables, se utilizó la prueba de Levene para dos grupos de muestras, mientras para la evaluación general la prueba de ANOVA de un factor, el factor de evaluación es la variable Pb.

Finalmente se concluyó con la relación entre las dos variables de cada objetivo específico, con una regresión lineal, con R mayor a 95%, obteniendo las relaciones de cada variable en función de Pb.

a) Prueba de normalidad

Como las muestras son 225 muestras, se realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov se calcula a partir de la diferencia mayor en las variables observadas, siendo n mayor a 50, se evaluará la significancia (Sig), para ambos variables entonces se tiene:

Prueba de la hipótesis estadística.

H_0 : los datos analizados siguen una distribución gaussiana

H_1 : los datos analizados no siguen una distribución gaussiana

Regla de decisión.

$$Sig = p - valor = P(D > \frac{D_{obs}}{H_0} \text{ es cierta})$$

$Si p - valor \geq \alpha \Rightarrow$ Acepta la H_0

$Si p - valor < \alpha \Rightarrow$ Rechaza la H_0

Interpretación.

Si p-valor es grande, mayor o igual a una Sig de 0.005 (nivel de significancia mayor al 95%), significa que la hipótesis nula es cierta.

Si p-valor es pequeña, menor a una Sig de 0.005, significa que la hipótesis es rechazada.

b) Prueba de homogeneidad

Como se evaluará dos variables como son el Pb en función de la capacidad de retención del suelo, se utilizó la prueba de Levene, considerando lo siguiente:

Prueba de la hipótesis estadística.

H_0 : Las varianzas de los datos obtenidos son iguales

H_1 : Las varianzas de los datos obtenidos no son iguales

Regla de decisión

$$\sigma^2 \approx \sigma^2$$

$$\sigma^2 \neq \sigma^2$$

En donde p-valor es el valor de probabilidad y α es el nivel de significancia

Si p – valor $\geq \alpha \Rightarrow$ Acepta la H_0

Si p – valor $< \alpha \Rightarrow$ Rechaza la H_0

Interpretación.

Si p-valor es grande, mayor o igual a una Sig de 0.005 (nivel de significancia mayor al 95%), significa que la hipótesis nula es cierta.

Si p-valor es pequeña, menor a una Sig de 0.005, significa que la hipótesis es rechazada.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos, se puede apreciar en la figura 3, Si p-valor es grande (0.2), mayor o igual a una Sig de 0.005 el nivel de significancia al 95%, significa que la hipótesis planteada nula es aceptable, utilizando el método Kolmogorov-Smirnov, para muestra de 55 puntos de evaluación, obteniendo así que los datos tienen una normalidad gaussiana, y pudiendo referenciar los datos con la geoestadística.

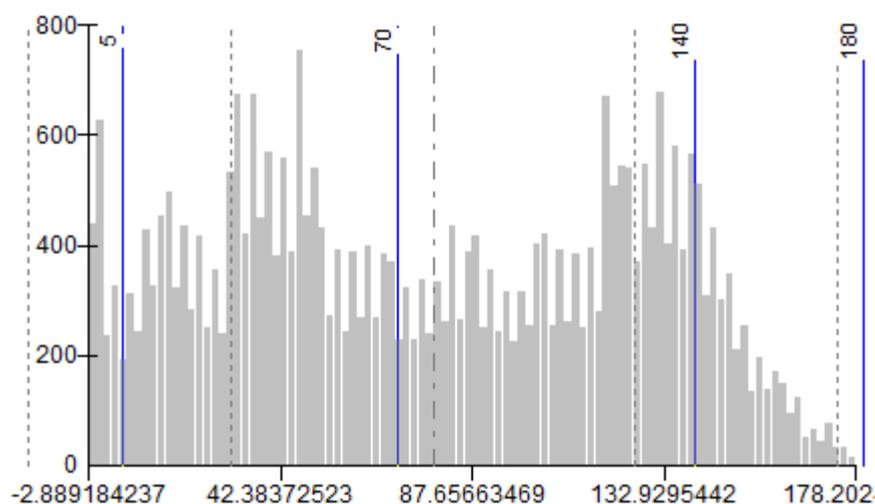


Figura 8. Comportamiento de los datos con factorial kriging del Pb, Ananea- 2018

El uso de los paquetes de estadística espacial, como son los parámetros de la factorial de kriging (Pellenard et al., 2014), se tiene en el espacio los suelos contaminados en el distrito de Ananea-Puno según los parámetros del Ministerio del Ambiente

La relación y el comportamiento es claro con una estadística de clasificación de conteo de 34488 datos proyectados, con una media de 78.36 con relación al area estudiada. Utilizando la interpolación factorial kriging (Bocchi et al., 2000), se obtiene los resultados siguientes; mínimo -2.88, máximo 178.20, standard desviation 47.69, análisis de referencia de clasificación de 5, 70, 140 y 180.

Según Tello et al. (2018), la concentraciones del Pb, es debido a la actividad antrópica, por actividad humana, en este caso por la actividad humana, mas no que se encuentra en forma natural, la concentración encontrada y alta son cercanos a los pasivos ambientales, tal como se puede apreciar en la figura 9, la concentración del plomo en el suelo es debido a la actividad minera, es preciso aclarar debió al uso excesivo de maquinaria pesada, al uso de sustancias, como la quema de los mismos, que estas fueron trasladándose a las áreas del distrito (Carrasquero, 2006).

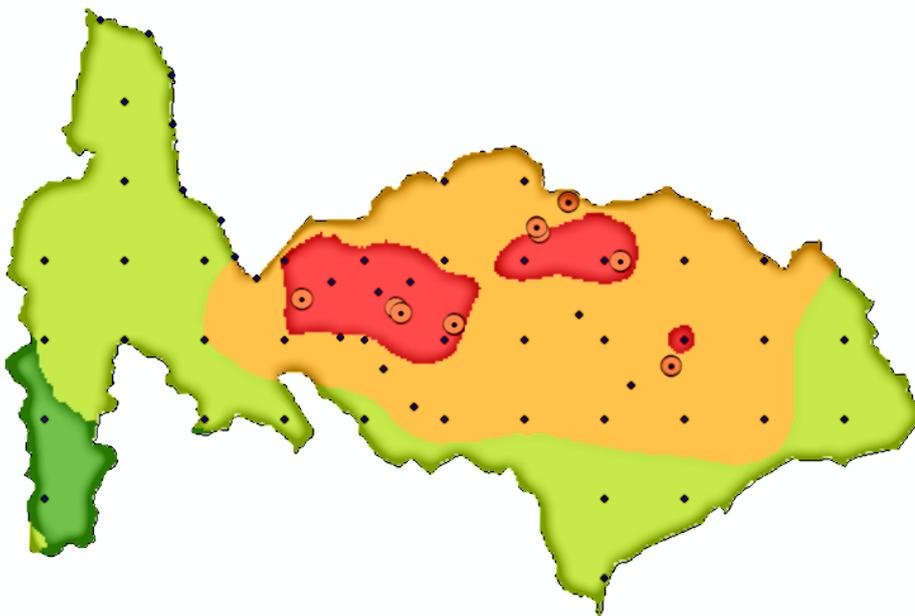


Figura 9. Contaminación del suelo en el distrito de Ananea 2018 por Pb

El color verde oscuro representa suelos menores a 5 partes por millón, el color verde claro suelo con 5 a 70 partes por millón en suelo para realizar agricultura, color naranja suelos con 70 a 140 partes por millón en un suelo para residencial y parques, establecido por las políticas nacionales dentro de la agenda al 2030.

Mientras el color rojo suelo con más de 140 partes por millón de plomo (Pb), que solo se pueden utilizar para la industria, según Ministerio del Ambiente [MINAM] (2017). Es claro con estos resultados la quema de combustible, como otras sustancias produjeron la concentración del Pb, tal como sostiene Zhang (2003), que la acumulación de Pb en suelo del Pb es debido al transporte aéreo de la combustión.

Según Wijayawardena et al. (2015), sostiene que la probabilidad de la contaminación del suelo por Pb, es debido a la combustión de la gasolina, del petróleo, y la cercanía de una industria a las áreas contaminadas, como también dependen de la circulación antrópica, en este caso la relación de las áreas contaminantes se encuentran cercanas a las actividades mineras en el distrito, como la concentración cercana a la capital del distrito.

El otro factor es arrastre fluvial, como menciona Staley et al. (2015) que otros factores son la cobertura o textura de suelo, asociado al arrastre del agua, en este punto es claro que el distrito de Ananea, cuenta con cuatro cuencas, las más importantes son las cabeceras de las cuencas de Azángaro y Suches, en último la de Huancané, se muestra que los contaminantes están en las líneas de los ríos nacientes, y están se trasladando en función al tiempo de concentración de los mismos.

4.1 Relación de Pb y capacidad de retención del suelo

Se tiene como resultado que si se toma como un universo de 55 datos muestrales en la variable de capacidad de retención del suelo, se estima que la prueba de normalidad es inferior a nivel de significación, en relación p-valor, es a Sig. 0.00, mientras que si las muestras se dividen en función a las características del suelo en arena, limo y arcilla, se tiene dos grupos, unas de arena y la otra de arcilla.

En el grupo de arena de 27 muestras se tiene una normalidad de p-valor a 0.316 que es mayor a la significancia de 0.05, por el método de Shapiro-Wilk para muestras menores a cincuenta, con relación al grupo de las arcillas se tiene un p-valor de 0.310, indicando que tiene que las variables una normalidad gaussiana ambas variables. Mientras que en la prueba de la homogeneidad, p-valor es menor a 0.05, por lo cual se acepta la hipótesis alterna, donde se indica que las medias en ambas variables no son iguales.

Respecto a la correlación de las variables de Pb y del grupo de arcillas, existe una correlación, porque p-valor es menor que 0.05, el coeficiente de correlación es -0.998, el signo negativo indica que la correlación es indirecta, mientras el valor precisa que la correlación es muy alta. Al grupo de las arcillas el p-valor es mayor a 0.05, para Pb es 0.242 y para el grupo de arcillas es 0.310, lo que indica que son variables paramétricas.

La correlación de las variables Pb y grupo de arcillas p-valor es menor que 0.05 por lo que tiene correlación, la correlación es 0.998, con un signo positivo lo que indica que tiene una relación directa, y muy alta, en función a la relación de la variable dependiente que es Pb y la independiente que son el grupo de suelos arenosos, como arcillosos, se tiene una $R^2 = 0.99$, la que se puede manifestar en la figura 10.

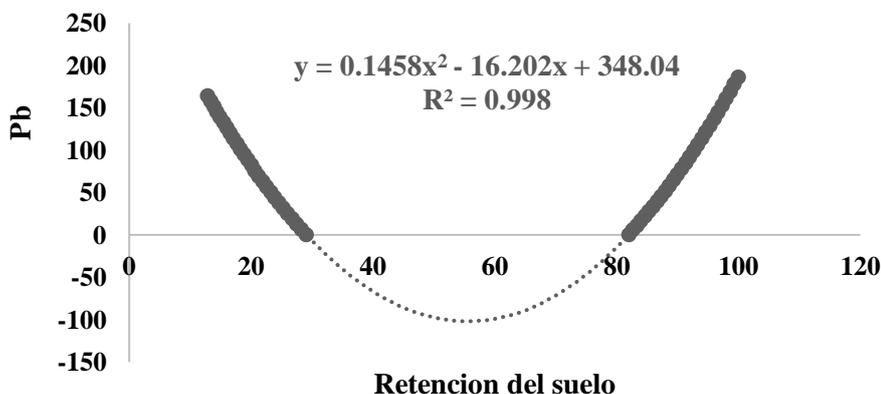


Figura 10. Ecuación de la variable Pb y la retención del suelo, Ananea-2018

Pb está en unidades partes por millón, mientras la retención del suelo está en función de las características del suelo desde arenas (0 a 33%) limo (34% a 66%) y arcillas de (67% a 100%), en caso se puede observar que inician desde 12.87 a 29.11 en donde la relación es indirecta a menor cantidad de retención por parte del suelo, es mayor la concentración del Pb, en caso de los suelos arcilloso es directo a mayor retención mayor es la concentración del Pb. Según Lau & Wong (1982), no se encontró correlación entre los metales en el polvo y las muestras de suelo, en donde es probable que pueda ser por factores ambientales, mientras en el estudio desarrollo se encontró correlación entre suelo y el metal, cuya matriz no se conoce bien, lo que crea dificultades para comprender la tasa de depósito de partículas metálicas en el suelo.

Es claro que la contaminación del suelo por el Pb, es en relación a la distancia donde se encuentra la carretera o centro de concentración antrópica en este caso la actividad minera, tal como lo estableció Appleton & Cave (2018), que medida que se aleja al punto de uso antrópico la contaminación es menos, por lo que en el estudio presentado se muestra de esta manera, pero también la concentración de retención del Pb, está en función a dos tipos característica de los materiales, las arenosas y las de arcilla, la retención en arcilla es elevado como la de las arenas gracias a varios factores, pero la principal es la lluvia, como el viento y otros fenómenos climáticos(Harrison, 1979a).

Las propiedades del suelo, como la textura y la materia orgánica, son una buena plataforma para adsorber metales y afectan su movilidad. El contenido de plomo del suelo aumenta con el aumento de la arcilla y la materia orgánica (Christoforidis & Stamatis, 2009; Kelly et al., 1996; Ojuri et al., 2016).

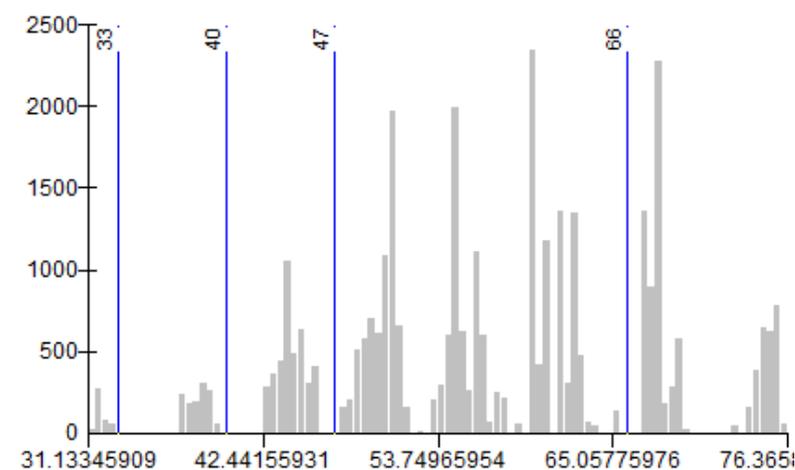


Figura 11. Comportamiento de los datos con factorial kriging de la retención del suelo, Ananea-2018

De 0 a 33% es en relación de las arenas, de 33% a 40% arenas limosas, de 40% a 47% son referentes a los limos en si, como de 47% a 66% son limos arcillosos.

Para mayores al 66% son referidos a las arcillas, utilizando la factorial kriging se tiene una concentración el grupo de las arcillas, porque la muestra en su media es arcilla, por lo que se explica el contenido de Pb en suelo, teniendo un resultado geoespacial en la figura 12.

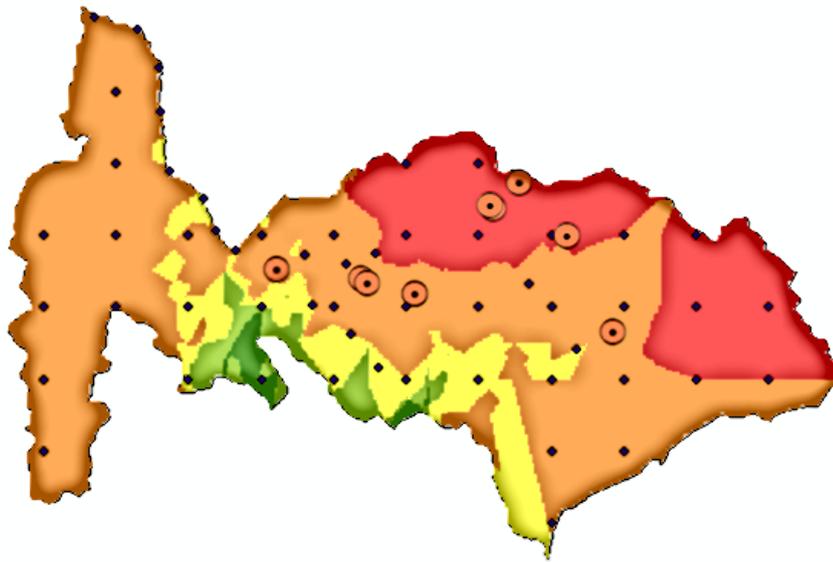


Figura 12. Característica del suelo en función a la capacidad de retención, Ananea-2018

4.2 Relación de Pb y materia orgánica del suelo

La relación entre materia orgánica y el Pb, es indirecta y muy alta según la correlación de Pearson, para lo cual se procedió con un análisis de geoprocesos de un contador de 34488, de valor mínimo de 1.28, valor máximo de 76.51, sumatoria de 1 350 817.028, media de 39.16, desviación standard de 20.80

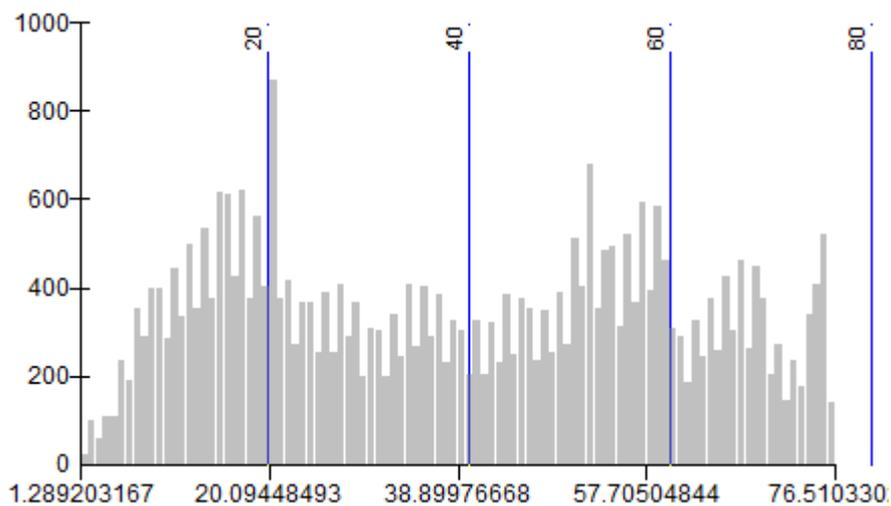


Figura 13. Comportamiento de los datos con factorial kriging de la materia orgánica, Ananea-2018

El suelo en función de la materia orgánica tiene una relación directa con la absorción del metal Pb, tal como lo menciona McBride et al. (1997) y Sauvé et al. (1997), del mismo modo el pH, obteniendo así una correlación directa entre ambas variables, mientras en la ecuación 3, sostiene que es inversamente proporcional en función del logaritmo de la cantidad de materia disuelta de Pb, en relación a la materia orgánica del suelo, es claro en el distrito de Ananea, se tiene una ecuación cuadrática y la retención es indirecta de 2.8592, en relación al Pb en función a la cantidad de materia orgánica del suelo, con una correlación de $R^2 = 0.99$.

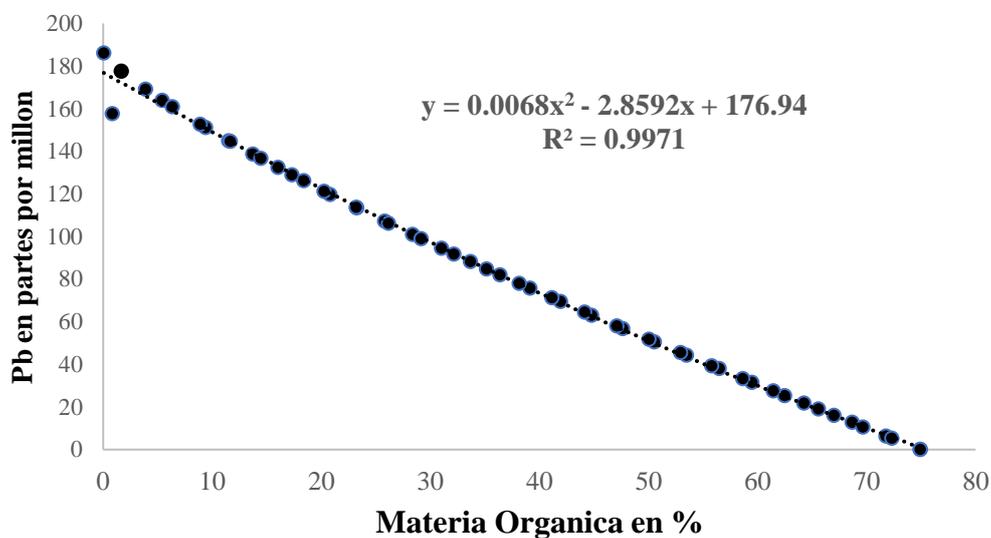


Figura 14. Ecuación de la variable Pb y materia orgánica del suelo, Ananea-2018

Según los procesos planteados por Bronson et al. (2014); Damiani & Teillaud, (2014); Marcum & Alauzet, (2014); Moxey et al. (2014); y Mukherjee, (2014), sostiene que las variaciones entre las características geoespaciales están en función del rango con que se determinan las variables, en este caso se analizó la cantidad de materia orgánica entre 20, 40, 60, y 80, en parámetros de 0 a 20 con una escasa de materia orgánica (rojo), de 20 a 40 con poca materia orgánica (naranja), de 40 a 60 con presencia de materia orgánica (amarillo) y de 60 a 80 relativa presencia de materia orgánica (verde claro), de 80 a 100 recomendable presencia de materia orgánica (verde oscuro), mostrándose en la figura 15, que la presencia de materia orgánica, está fuera de radio de los relaves mineros.

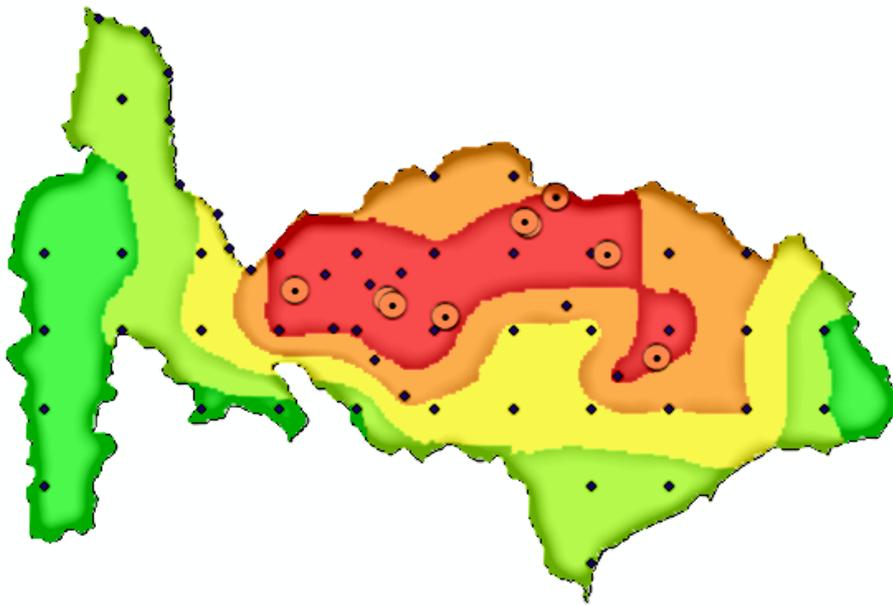


Figura 15. Característica del suelo en función a la materia orgánica, Ananea-2018

4.3 Relación de Pb y textura suelo

La textura de suelo es sumamente importante en los suelos, en especial para la agricultura, por lo que se procedió en su clasificación de 0 a 20 arcilloso (rojo), 20 a 40 arenas (amarillo), 40 a 60 limosas (verdes), 60 a 80 francos limosos, de 80 a 100 de suelos francos.

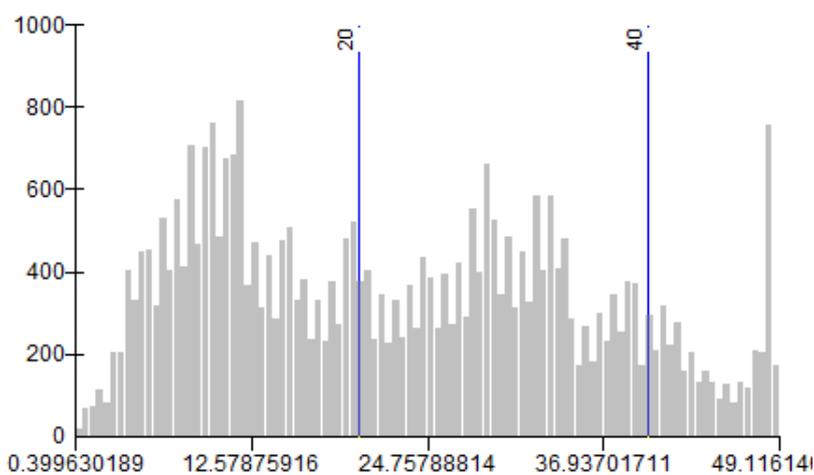


Figura 16. Comportamiento de los datos con factorial kriging de la textura del suelo, Ananea-2018

Según las variables de los autores; Barral et al. (2014); Brovka et al. (2014); Dassi et al., (2014); Dudley & Owen, (2014); Engwirda et al. (2014); Kowalski et al. (2014); y Sieger et al. (2014), obteniendo un contador de 34614, de valor mínimo de 0.39, valor máximo de 49.11, sumatoria de 789 896.44, media de 22.82, desviación standard de 12.73.

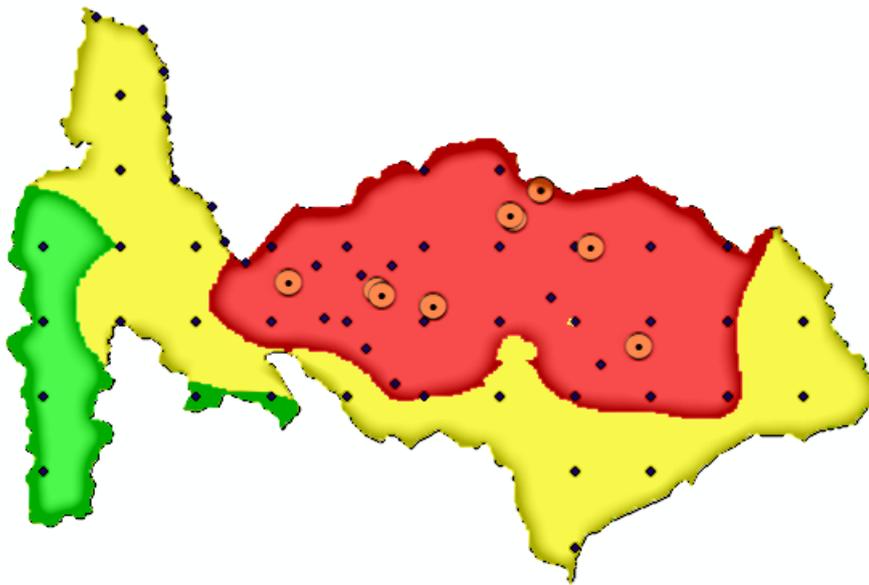


Figura 17. Característica del suelo en función a la textura del suelo, Ananea-2018

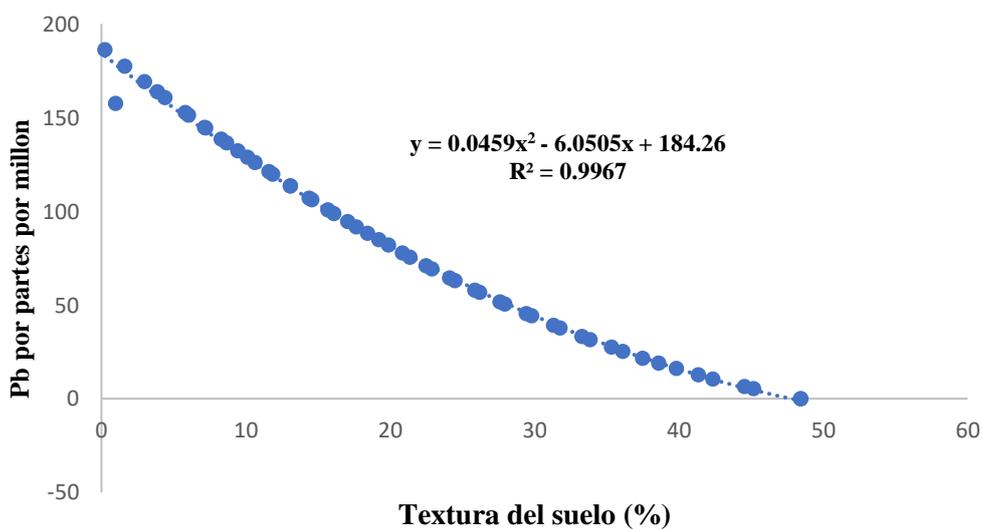


Figura 18. Ecuación de la variable Pb y textura del suelo, Ananea-2018

La prueba de normalidad según la prueba Kolmogorov-Smirnov, el p significativo es mayor a 0.05, por lo que se determinó son datos paramétricos, encontrando una correlación Pearson de una relación indirecta y muy mayor en función de ambas variables, teniendo una prueba de $R^2 = 0.99$, con una relación de 6.0505, con una ecuación cuadrática, la misma que se relacionan con ecuación de la variable de materia orgánica.

4.4 Relación de Pb y pH del suelo

La relación entre el Pb y el pH del suelo, se tiene un conteo 34 614 datos en proceso, con un mínimo de 1.19, como un máximo de 5.29, con una sumatoria de 116 741.52, con una media 3.37, con una desviación estándar, la misma que tiene un rango en función del pH de 0 a 2 un suelo extremado ácido (rojo), 2 a 3 suelo muy ácido (naranja), 3 a 4 suelo ácido (amarillo), 4 a 5 suelo moderadamente ácido (verde claro), 5 a 6 suelo moderadamente neutro (verde oscuro).

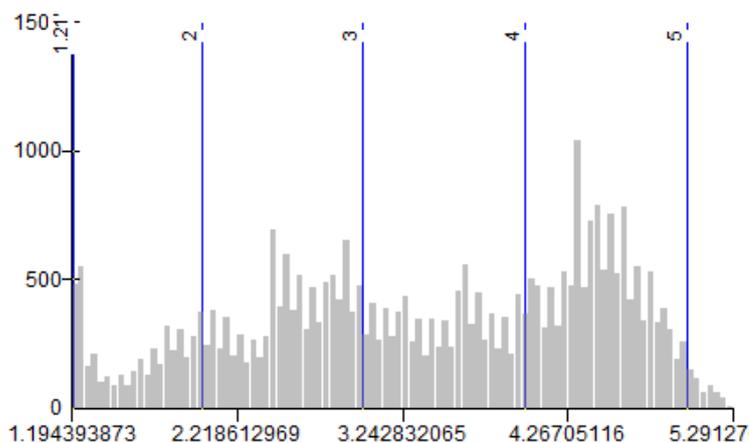


Figura 19. Comportamiento de los datos con factorial kriging de la pH del suelo, Ananea-2018

Kalbasi et al. (1995), Harter (1983), Spark et al. (1995), McBride et al. (1997), Sauvé et al. (1997), Strawn & Sparks (2000), Leštan et al. (2003), Wijayawardena et al. (2015), y Tello et al. (2018), sostiene que el pH está relacionado con el suelo, en forma directa en conformidad de su capacidad de retención del metal Pb.

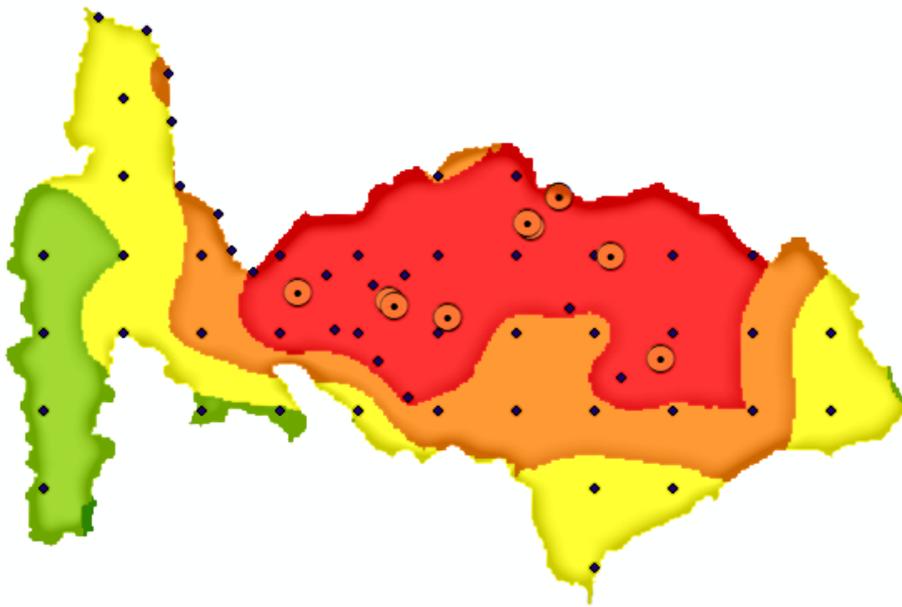


Figura 20. Característica del suelo en función al pH del suelo, Ananea-2018

Respecto a la estadística inferencial se tiene que la normalidad de los datos según Shapiro Wilk, se tiene para los dos grupos de una p significancia de 0.334,0.267,0.245 y 0.385 en relación con los dos primeros de Pb y los dos segundos de pH, con relación a los suelos arenosos y arcillosos, teniendo una correlación de Pearson de 0.988 del primer grupo en el Pb y pH de suelos arenosos y 0.987 de suelos arcillosos, en lo cual se indica que la correlación es directa y muy alta en ambos grupos, una ecuación lineal con un $R^2 = 0.97$,

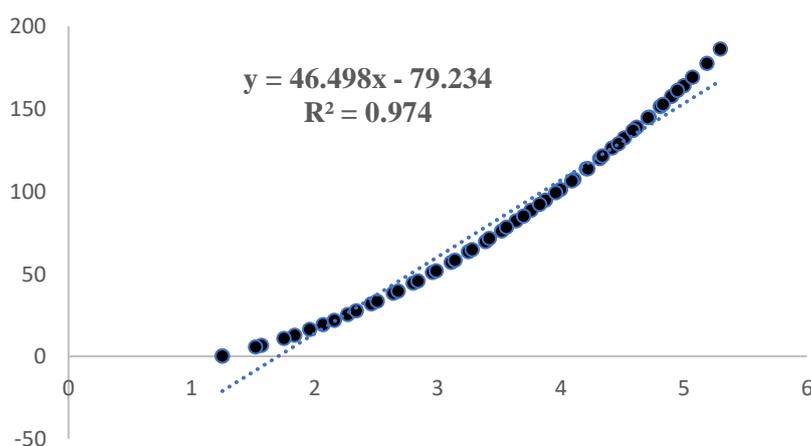


Figura 21. Ecuación de la variable Pb y pH, Ananea-2018

4.5 Aporte teórico

La contaminación del distrito de Ananea, de la provincia de San Antonio de Putina, es alto y está contaminado con el plomo más del 50% del area en relación del total de area del distrito, en referencia con la norma nacional para suelos agrícolas que deben ser menores a 70 partes por millón (MINAM, 2017), mientras para la residencial y parques el area está menor a 30% del total del area del distrito, en referencia de 140 partes por millón, mientras para el parámetro de zonas industriales aún no se encuentra en ese estado. Se debe recordar que la presencia de relaves mineros es crucial para determinar la contaminación ambiental con Pb, es claro que los más cercanos a ellos, son los más contaminados que contienen mayor a 180 unidades por millón de Pb en el suelo.

La actividad antrópica es crucial para determinar los efectos de la contaminación de Pb, en el suelo, es claro que la distancia a los relaves mineros, son los más contaminados tal como manifestaron en sus estudios los autores Lagerwerff & Specht (1970), Ward et al. (1975), Laxen & Harrison (1977), Wheeler & Rolfe (1979), Harter (1983), Herms & Brümmer (1984), Kalbasi et al. (1995), entre otros, sostienen que la actividad de la industria, en relación de uso de combustibles, contaminan los suelos con el Pb, es cierto que dichas distancias influyen en la contaminación del suelo, es claro en los resultados obtenidos que los cercanos a los relaves mineros están contaminados.

El otro punto en la investigación es que la topografía, como otros factores influyen en la toxicología del suelo, cabe mencionar que Ananea, es el punto de las cabeceras de las cuencas de Azángaro, Suches, Huancané y Inambari, en lo cual muestra que las que se encuentran contaminadas son la cuenca Azángaro y Suches, mientras Huancané y Inambari no muestran señales de contaminación, esto se debe a la topografía, como la formación de los afluyentes de las aguas nacientes, tal como se menciona en la teoría de la taxonomía de los suelos.

Las variables estudiadas coinciden con la mayoría de los autores analizados, pero se recalca que el suelo tiene características distintas desde factores pequeños, hasta complejos, tal como se demostró en el estudio, y están pueden ser importantes, para poder plantear alternativas de remediación en la zona.

CONCLUSIONES

- Mas del 50% del area en función del distrito de Ananea-Puno, está contaminado con Pb, en función de los parámetros establecidos por el Ministerio del Ambiente, para poder realizar actividades agrícolas, mientras para zonas residenciales y parques el suelo en función del area del distrito en un 30%, encontrándose en Pb min de -2.88 y un máximo 178.20 según el factorial kriging, con una desviación estándar 47.69, en las zonas más cercanas a los relaves mineros la contaminación es muy alta, mientras más lejano a ellas son menores.
- La relación entre la variable Pb y la capacidad de la retención del suelo, se tiene dos grupos entre el grupo de los suelos arenosos, se tiene una correlación de -0.998 según su clasificación es indirecta por el signo, y muy alta porque acerca a 1, mientras el grupo de los suelos arcillosos la correlación es de 0.998 positivo lo que significa que es directa y muy alta. En relación con las variables Pb y capacidad de retención se tiene una ecuación cuadrada de parábola convexa, en función del foco de variable, clasificando en dos grupos.
- La relación entre la variable Pb y la materia orgánica del suelo, en este punto se tiene que la correlación de -0.997, lo que indica que tiene una relación indirecta por el signo, y muy alta porque cercano a 1, teniendo los datos en la variable de materia orgánica mínima de 1.28 y máxima de 76.75 con una desviación standard de 20.80, ambas variables tienen una relación cuadrática de segundo grado, de una parábola convexa, dicha relación muestra que la cantidad de materia orgánica determina la concentración del Pb en los suelos analizados
- La relación entre la variable Pb y la textura del suelo, se tiene una ecuación de segundo grado, de una parábola convexa, teniendo en la prueba de $R^2 = 0.99$, con una correlación de -0.987, que es indirecta y muy alta, encontrándose datos de mínimo 0.39 y máximo de 49.11, de una media de 22.82, de desviación standard de 12.73, indicando que la cantidad de Pb depende estrictamente de la textura de suelos en relación a los suelos arenosos y arcillosos, mas no se pudo determinar para suelo francos



- Finalmente en la relación de la variable Pb y el pH, se confirma lo que indican los autores analizados, tomando en cuenta que se analizaron solo suelos ácidos, porque no se encontraron en las muestras suelos neutros, solo se encontraron suelo casi neutros, encontrándose una relación lineal de tangente de 46.498, con un $R^2 = 0.97$, encontrando los datos de las variables de un mínimo 1.19 de y máximo de 5.29 , con una media de 3.37, con una desviación estándar de 1.06, con una correlación indirecta y muy alta en ambos variables.

RECOMENDACIONES

- Es claro que la zona estudiada está contaminado con el metal pesado del Pb, es cierto que es por las actividades de minería formal e informal, como es claro que el uso de maquinaria pesada, es uno de los factores, como la estructura del suelo, en relación a su topografía, cuenca hidrográfica, como la capacidad de retención, entre otros, también es cierto que esta contaminación va de aumento, por lo que se recomienda iniciar con la políticas de remediación, entendiendo que el plan al 2030, que está inmerso nuestro país, como política nacional, debe ser direccionado por las autoridades del distrito en especial la comuna municipal
- Las relaciones obtenidas en el estudio, sirve para poder plantear la biorremediación del suelo, utilizando las técnicas, como el sembrío de girasoles, para suelos arenosos, mientras para los arcillosos, el incremento de material orgánico, se debe tener en cuenta que el uso mayor del suelo, solo está clasificado para pastoreo, mas no para agricultura, por lo que se debe estimar no solo la remediación, si no el uso de la taxonomía de los suelos en reflotar y mejorar la calidad del suelo para la agricultura.
- El otro punto crucial es la transportabilidad del metal en relación al agua, se debe tomar en ceunta que la zona de estudio está dentro de dos cuencas importantes, y estas son las nacientes de aguas que llegan al Lago Titicaca, por tal motivo se debe iniciar con la investigación de la transportabilidad del metal, no solo del Pb, si no de otras variantes, que puedan que contaminen el lago, como los ríos que cursan el basto altiplano puneño

BIBLIOGRAFÍA

- Abrahams, P. W. (2002). Soils: their implications to human health. *Science of The Total Environment*, 291(1–3), 1–32. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01102-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01102-0)
- Aciego Pietri, J. C., & Brookes, P. C. (2008). Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7), 1856–1861. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.020>
- Akopyan, K., Petrosyan, V., Grigoryan, R., & Melkom Melkomian, D. (2018). Assessment of residential soil contamination with arsenic and lead in mining and smelting towns of northern Armenia. *Journal of Geochemical Exploration*, 184, 97–109. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.10.010>
- Aliaga, E., Palomino, E., Yupanqui, E., Salvador, M., Bobadilla, M., Hilden, F., & López, N. (2019). Capacidad de las plantas nativas en ambientes con drenaje ácidos para la bioacumulación de metales pesados. *Aporte Santiaguino*, 12(2), 9–20. http://revistas.unasam.edu.pe/index.php/AS_V10N2/article/view/172
- Allende, A., & Monaghan, J. (2015). Irrigation Water Quality for Leafy Crops: A Perspective of Risks and Potential Solutions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(7), 7457–7477. <https://doi.org/10.3390/ijerph120707457>
- Almahayni, T., Bailey, E., Crout, N. M. J., & Shaw, G. (2017). Effects of incubation time and filtration method on K_d of indigenous selenium and iodine in temperate soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 177, 84–90. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.06.004>
- Alnaimy, M. A., Shahin, S. A., Vranayova, Z., Zelenakova, M., & Abdel-Hamed, E. M. W. (2021). Long-term impact of wastewater irrigation on soil pollution and degradation: A case study from Egypt. *Water (Switzerland)*, 13(16), 1–15. <https://doi.org/10.3390/w13162245>
- Alvani, S., Hojati, S., & Landi, A. (2019). Effects of sepiolite nanoparticles on the kinetics of Pb and Cu removal from aqueous solutions and their immobilization in columns with different soil textures. *Geoderma*, 350, 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.05.004>

- Amacher, M. (1996). Nickel, Cadmium, and Lead. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 739–768).
- Amoozegar, A., & Warrick, A. (1986). Hydraulic conductivity of saturated soils: Field methods. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 735–770). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c29>
- Anderson, W. (1993). Innovative site remediation technology, soil washing/soil flushing Volume 3. In *American Academy of Environmental Engineers*.
- Angermeier, P. L., & Karr, J. R. (2018). Ecological health indicators. *Encyclopedia of Ecology, 1*, 391–401. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10926-1>
- Appleton, J. D., & Cave, M. R. (2018). Variation in soil chemistry related to different classes and eras of urbanisation in the London area. *Applied Geochemistry, 90*(December 2017), 13–24. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.12.024>
- Aquino, R., Camacho, M., & Llanos, G. (1989). Métodos para análisis de aguas, suelos y residuos sólidos. In *Instituto de Desarrollo y Medio Ambiente*.
- Ardestani, M. M., van Straalen, N. M., & van Gestel, C. A. M. (2014). The relationship between metal toxicity and biotic ligand binding affinities in aquatic and soil organisms: A review. *Environmental Pollution, 195*, 133–147. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.08.020>
- Argota Pérez, G., Encina Cáceres, M., Argota Coello, H., & Iannaccone O., J. (2014). Coeficientes biológicos de fitorremediación de suelos expuestos a plomo y cadmio utilizando *Alopecurus magellanicus* var. *bracteatus* y *Muhlenbergia angustata* (Poaceae), Puno, Perú. *The Biologist, 12*(1), 99–108. http://sisbib.unmsm.edu.pe/bvrevistas/biologist/v12_n1/pdf/a10v12n1.pdf
- Atteia, O., Dubois, J.-P., & Webster, R. (1994). Geostatistical analysis of soil contamination in the Swiss Jura. *Environmental Pollution, 86*(3), 315–327. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90172-4](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90172-4)
- Auffan, M., Santaella, C., Thiéry, A., Paillès, C., Rose, J., Achouak, W., Thill, A., Masion, A., Wiesner, M., Bottero, J.-Y., Mouchet, F., Landois, P., Bourdiol, F., Fourquaux, I., Puech, P., Flahaut, E., Gauthier, L., Rybak-Smith, M. J., Song, Y., ... Joner, E. J. (2012). Environmental Toxicology. In *Encyclopedia of Nanotechnology* (pp. 789–789). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9751->

4_100232

- Barbosa, J. Z., Poggere, G., Mancini, M., Silva, S. H. G., Motta, A. C. V., Marques, J. J. G. de S. e M., & Curi, N. (2022). National-scale spatial variations of soil phosphorus retention capacity in Brazil. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, *128*, 103271. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2022.103271>
- Barbosa, S., Huisman, J. A., & Azevedo, E. B. (2018). Meteorological and soil surface effects in gamma radiation time series - Implications for assessment of earthquake precursors. *Journal of Environmental Radioactivity*, *195*, 72–78. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.09.022>
- Barkat, A., Ali, A., Hayat, U., Crowley, Q. G., Rehman, K., Siddique, N., Haidar, T., & Iqbal, T. (2018). Time series analysis of soil radon in Northern Pakistan: Implications for earthquake forecasting. *Applied Geochemistry*, *97*, 197–208. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.08.016>
- Barral, N., Luke, E., & Alauzeta, F. (2014). Two mesh deformation methods coupled with a changing-connectivity moving mesh method for CFD applications. *Procedia Engineering*, *82*, 213–227. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.385>
- Barratt, R. S. (1990). An Assessment of Dust Analyses: With Particular Reference to Lead and Certain Other Metals. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, *40*(1–4), 77–97. <https://doi.org/10.1080/03067319008030520>
- Barton, L., & Hamilton, W. (2007). Sulphate-reducing bacteria: environmental and engineered systems. *Cambridge University Press*, *1*.
- Barton, L. L., & Hamilton, W. A. (2007). Sulphate-reducing bacteria. In *Cambridge University Press*.
- Basta, N. T., Pantone, D. J., & Tabatabai, M. A. (1993). Path Analysis of Heavy Metal Adsorption by Soil. *Agronomy Journal*, *85*(5), 1054–1057. <https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500050018x>
- Bastakoti, U., Robertson, J., & Alfaro, A. C. (2018). Spatial variation of heavy metals in sediments within a temperate mangrove ecosystem in northern New Zealand. *Marine Pollution Bulletin*, *135*, 790–800. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.012>

- Baveye, P. C., Berthelin, J., & Munch, J.-C. (2016). Too much or not enough: Reflection on two contrasting perspectives on soil biodiversity. *Soil Biology and Biochemistry*, *103*, 320–326. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.09.008>
- Bazán, R. (2017). Manual de procedimientos de los análisis de los suelos y agua con fines de riego. *Ministerio de Agricultura y Riego*, *1*, 89. https://repositorio.inia.gob.pe/bitstream/inia/504/1/Bazan-Manual_de_procedimientos_de_los.pdf
- Bernard, P. E., Remacle, J. F., Kowalski, N., & Geuzaine, C. (2014). Hex-dominant meshing approach based on frame field smoothness. *Procedia Engineering*, *82*, 175–186. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.382>
- Blake, G., & Hartge, K. (1986). Bulk density. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 11718, pp. 363–375).
- Blouin, M. (2018). Chemical communication: An evidence for co-evolution between plants and soil organisms. *Applied Soil Ecology*, *123*, 409–415. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.028>
- Boast, C. (1986). Evaporation from bare soil measured with high spatial resolution. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 889–900). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c35>
- Bocchi, S., Castrignanò, A., Fornaro, F., & Maggiore, T. (2000). Application of factorial kriging for mapping soil variation at field scale. *European Journal of Agronomy*, *13*(4), 295–308. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00061-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00061-7)
- Bockheim, J. G., Gennadiyev, A. N., Hartemink, A. E., & Brevik, E. C. (2014). Soil-forming factors and Soil Taxonomy. *Geoderma*, *226–227*, 231–237. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.02.016>
- Bokhorst, S., Kardol, P., Bellingham, P. J., Kooyman, R. M., Richardson, S. J., Schmidt, S., & Wardle, D. A. (2017). Responses of communities of soil organisms and plants to soil aging at two contrasting long-term chronosequences. *Soil Biology and Biochemistry*, *106*, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.12.014>
- Bouma, J. (1991). Influence of soil macroporosity on environmental quality. *Advances in Agronomy*, *46*(C), 1–37. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60577-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60577-5)

- Bradford. (1986). Penetrability. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 463–478).
- Bradford, J., & Gupta, S. (1986). Compressibility. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 1–23).
- Brazauskienė, D.-M., Paulauskas, V., & Sabienė, N. (2008). Speciation of Zn, Cu, and Pb in the soil depending on soil texture and fertilization with sewage sludge compost. *Journal of Soils and Sediments*, 8(3), 184–192. <https://doi.org/10.1007/s11368-008-0004-6>
- Breure, A. M., Mulder, C., Römbke, J., & Ruf, A. (2005). Ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62(2 SPEC. ISS.), 211–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.03.025>
- Bronson, J. R., Sastry, S. P., Levine, J. A., & Whitaker, R. T. (2014). Adaptive and unstructured mesh cleaving. *Procedia Engineering*, 82, 266–278. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.389>
- Brovka, M., López, J. I., Escobar, J. M., Cascón, J. M., & Montenegro, R. (2014). Construction of polynomial spline spaces over quadtree and octree T-meshes. *Procedia Engineering*, 82, 21–33. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.370>
- Brown, R. (1987). Environmental toxicology and ecotoxicology. *Endeavour*, 11(4), 217. [https://doi.org/10.1016/0160-9327\(87\)90295-X](https://doi.org/10.1016/0160-9327(87)90295-X)
- Brungard, C. W., Boettinger, J. L., Duniway, M. C., Wills, S. A., & Edwards, T. C. (2015). Machine learning for predicting soil classes in three semi-arid landscapes. *Geoderma*, 239–240, 68–83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.09.019>
- Brus, D. J., & de Gruijter, J. J. (1997). Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with discussion). *Geoderma*, 80(1–2), 1–44. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00072-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00072-4)
- Bujalský, L., Kaneda, S., Dvorščík, P., & Frouz, J. (2014). In situ soil respiration at reclaimed and unreclaimed post-mining sites: Responses to temperature and reclamation treatment. *Ecological Engineering*, 68, 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.048>

- Bur, T., Crouau, Y., Bianco, A., Gandois, L., & Probst, A. (2012). Toxicity of Pb and of Pb/Cd combination on the springtail *Folsomia candida* in natural soils: Reproduction, growth and bioaccumulation as indicators. *Science of The Total Environment*, *414*, 187–197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.029>
- Burrough, P. A., Bouma, J., & Yates, S. R. (1994). The state of the art in pedometrics. *Geoderma*, *62*(1–3), 311–326. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)90043-4](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)90043-4)
- Cady, J., Wilding, L., & Dress, L. (1986). Petrographic microscope techniques. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 604–631). <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.1.c46>
- Campbell, G., & Gee, G. (1986). Water potential: Miscellaneous methods. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 619–633). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c25>
- Carrasco, S. (2006). Metodología de la investigación científica. In *Universidad Nacional Mayor de San Marcos*.
- Carrasquero-Durán, A. (2006). Determinación de los niveles de contaminación con plomo en los suelos y polvo de las calles de la ciudad de Maracay. *Agronomía Tropical*, *56*(2), 237–252. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0002-192X2006000200006&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Carter, D., Mortland, M., & Kemper, W. (1986). Specific Surface. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 413–423).
- Cassel, D., & Nielsen, D. (1986). Field capacity and available water capacity. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 901–926). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c36>
- Castrignanò, A., Giugliarini, L., Risaliti, R., & Martinelli, N. (2000). Study of spatial relationships among some soil physico-chemical properties of a field in central Italy using multivariate geostatistics. *Geoderma*, *97*(1–2), 39–60. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(00\)00025-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(00)00025-2)

- CEPAL. (2018). La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible Una oportunidad para América Latina y el Caribe Gracias por su interés en esta publicación de la CEPAL. In *Publicación de las Naciones Unidas*. https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40155/24/S1801141_es.pdf
- Chae, Y., Cui, R., Moon, J., & An, Y.-J. (2018). Ecological hazard assessment of methyl ethyl ketone using the species sensitivity distribution approach in a soil ecosystem. *Journal of Hazardous Materials*, 360, 490–497. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.026>
- Chambers, D., Farrant, G. B., & Mendham, J. (1984). Lead levels in exhaust replacement centres. *Science of The Total Environment*, 33(1–4), 31–36. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(84\)90378-4](https://doi.org/10.1016/0048-9697(84)90378-4)
- Channarayappa, C., & Biradar, D. (2018). Soil Basics, Management, and Rhizosphere Engineering for Sustainable Agriculture. In *Taylor & Francis Group*. <https://doi.org/10.1201/9781351044271>
- Chelinho, S., Domene, X., Andrés, P., Natal-da-Luz, T., Norte, C., Rufino, C., Lopes, I., Cachada, A., Espíndola, E., Ribeiro, R., Duarte, A. C., & Sousa, J. P. (2014). Soil microarthropod community testing: A new approach to increase the ecological relevance of effect data for pesticide risk assessment. *Applied Soil Ecology*, 83, 200–209. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.06.009>
- Chen, Z., Mohanty, B. P., & Rodriguez-Iturbe, I. (2017). Space-time modeling of soil moisture. *Advances in Water Resources*, 109, 343–354. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.09.009>
- Christoforidis, A., & Stamatis, N. (2009). Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma*, 151(3–4), 257–263. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.04.016>
- Chu, X., & Mariño, M. A. (2005). Determination of ponding condition and infiltration into layered soils under unsteady rainfall. *Journal of Hydrology*, 313(3–4), 195–207. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.03.002>
- Clemente, R. (2023). *Soil & Environmental Health Phytostabilization of soils contaminated with As , Cd , Cu , Pb and Zn : Physicochemical , toxicological and biological evaluations*. 1(March). <https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100014>

- Coleman, D. C., Callaham, M. A., & Crossley, D. A. (2018a). Decomposition and Nutrient Cycling. In *Fundamentals of Soil Ecology* (pp. 173–211). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805251-8.00005-3>
- Coleman, D. C., Callaham, M. A., & Crossley, D. A. (2018b). Introduction to Soil. In *Fundamentals of Soil Ecology* (pp. 1–20). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805251-8.00001-6>
- Coleman, D. C., Callaham, M. A., & Crossley, D. A. (2018c). Secondary Production. In *Fundamentals of Soil Ecology* (pp. 77–171). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805251-8.00004-1>
- Contreras, D., & Hitschfeld-Kahler, N. (2014). Generation of polyhedral Delaunay meshes. *Procedia Engineering*, 82, 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.391>
- Corey, A. (1986). Air Permeability. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 1121–1136).
- Corey, R. (1990). Physical-chemical aspects of nutrient availability. In *Soil Testing and Plant Analysis* (Vol. 3, Issue 3, pp. 11–24). <https://doi.org/10.2136/sssabookser3.3ed.c2>
- Costantini, E. (2009). Manual of Methods for Soil and Land Evaluation. In E. A. C. Costantini (Ed.), *CRC Press*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780367807023>
- Coyle, D. R., Nagendra, U. J., Taylor, M. K., Campbell, J. H., Cunard, C. E., Joslin, A. H., Mundepe, A., Phillips, C. A., & Callaham, M. A. (2017). Soil fauna responses to natural disturbances, invasive species, and global climate change: Current state of the science and a call to action. *Soil Biology and Biochemistry*, 110, 116–133. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.008>
- Dahnke, W., & Olson, R. (1990). Soil test correlation, calibration, and recommendation. In *Soil Testing and Plant Analysis* (Issue 3).
- Damiand, G., & Teillaud, M. (2014). A generic implementation of dD combinatorial maps in Cgal. *Procedia Engineering*, 82, 46–58. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.372>

- Daněk, P., Šamonil, P., & Phillips, J. D. (2016). Geomorphic controls of soil spatial complexity in a primeval mountain forest in the Czech Republic. *Geomorphology*, 273, 280–291. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.08.023>
- Danielson, R., & Sutherland, P. (1986). Porosity. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 443–462).
- Das, A., & Osborne, J. W. (2018). Enhanced Lead Uptake by an Association of Plant and Earthworm Bioaugmented with Bacteria. *Pedosphere*, 28(2), 311–322. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60021-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60021-9)
- Dasgupta, R., Crowley, B. E., & Barry Maynard, J. (2017). Organic and Inorganic Pollutant Concentrations Suggest Anthropogenic Contamination of Soils Along the Manali-Leh Highway, Northwestern Himalaya, India. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72(4), 505–518. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0396-7>
- Dassi, F., Mola, A., & Si, H. (2014). Curvature-adapted remeshing of CAD surfaces. *Procedia Engineering*, 82, 253–265. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.388>
- Davies, D. J. A., Watt, J. M., & Thornton, I. (1987a). Lead levels in Birmingham dusts and soils. *Science of the Total Environment*, 67(2–3), 177–185. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(87\)90210-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(87)90210-5)
- Davies, D. J. A., Watt, J. M., & Thornton, I. (1987b). Lead levels in Birmingham dusts and soils. *Science of The Total Environment*, 67(2–3), 177–185. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(87\)90210-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(87)90210-5)
- Dayananda, S. K., Mammides, C., Lee, M.-B., Liu, J.-J., Pasion, B. O., Sreekar, R., Yasuda, M., Quan, R.-C., Slik, J. W. F., Tomlinson, K. W., & Goodale, E. (2017). Topography and soil type are critical to understanding how bird and herpetofaunal communities persist in forest fragments of tropical China. *Biological Conservation*, 215, 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.034>
- Diskin, M. H., & Nazimov, N. (1996). Ponding time and infiltration capacity variation during steady rainfall. *Journal of Hydrology*, 178(1–4), 369–380. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02798-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02798-X)
- Ditzler, C. A. (2017). Soil Properties and Classification (Soil Taxonomy). In *World Soils Book Series* (pp. 29–41). https://doi.org/10.1007/978-3-319-41870-4_3

- Dixon, W. J. (1986). Extraneous values. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 83–90).
<https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c4>
- Dobermann, A., Goovaerts, P., & George, T. (1995). Sources of soil variation in an acid Ultisol of the Philippines. *Geoderma*, 68(3), 173–191. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00035-M](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00035-M)
- Du, Y.-J., Fan, R.-D., Reddy, K. R., Liu, S.-Y., & Yang, Y.-L. (2015). Impacts of presence of lead contamination in clayey soil–calcium bentonite cutoff wall backfills. *Applied Clay Science*, 108, 111–122.
<https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.02.006>
- Dudley, C. R., & Owen, S. J. (2014). Degenerate Hex Elements. *Procedia Engineering*, 82, 301–312. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.392>
- Duggan, M. J., & Williams, S. (1977). Lead-in-dust in city streets. *Science of The Total Environment*, 7(1), 91–97. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(77\)90019-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(77)90019-5)
- Dupont, R., Bruell, C., Marley, M., Downey, D., Norris, R., Huling, S., & Pivetz, B. (1995). Innovative site remediation technology: Design and application. In *American Academy of Environmental Engineers* (Vol. 73, Issue 3). Routledge.
<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.EXE?ZyActionL=Register&User=anonymous&Password=anonymous&Client=EPA&Init=1>
- EE.UU, E. de. (1990). Soil Survey Standard Test Method Soil Moisture Content. *Environmental Sampling and Analytical Methods (ESAM) Program*, 1–5.
<https://www.environment.nsw.gov.au/resources/soils/testmethods/mc.pdf>
- EE.UU, E. de. (1996). Method 3050B. *Environmental Sampling and Analytical Methods (ESAM) Program*, 18(7), 723.
- EE.UU, E. de. (2004). Method 9045D Soil and waste pH. *Environmental Sampling and Analytical Methods (ESAM) Program*, November, 1–61.
- EE.UU, E. de. (2012). Method 200.7, Revision 4.4: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry. *Environmental Sampling and Analytical Methods (ESAM) Program*, 32(5), 66–69.

- Eleftheriadis, A., Lafuente, F., & Turrión, M.-B. (2018). Effect of land use, time since deforestation and management on organic C and N in soil textural fractions. *Soil and Tillage Research*, 183, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.012>
- Engwirda, D., Ivers, D., Garimella, R. V, Perkins, W. a, Buksas, M. W., Berndt, M., Lipnikov, K., Coon, E., Moulton, J. D., Painter, S. L., Damiand, G., Teillaud, M., & Quadros, W. R. (2014). *Session 1: Mixed Topics*. 82, 5–7. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.369>
- Ericson, J. E., & Gonzalez, E. J. (2003). Hierarchical sampling of multiple strata: an innovative technique in exposure characterization. *Environmental Research*, 92(3), 221–231. [https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(02\)00088-9](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(02)00088-9)
- Fan, R. D., Liu, S. Y., Du, Y. J., Reddy, K. R., & Yang, Y. L. (2017). Impacts of presence of lead contamination on settling behavior and microstructure of clayey soil - calcium bentonite blends. *Applied Clay Science*, 142, 109–119. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.10.042>
- Flühler, H., Peck, A., & Stolzy, L. (1986). Air pressure measurement. *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods*, 9(9), 1161–1172. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c50>
- Franck, H.-G., & Stadelhofer, J. W. (1988). Toxicology/Environmental aspects. In *Industrial Aromatic Chemistry* (pp. 426–446). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-73432-8_15
- Frangi, J.-P., & Richard, D. (1997). Heavy metal soil pollution cartography in northern France. *Science of The Total Environment*, 205(1), 71–79. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00184-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00184-8)
- Frankenberger, W., Adriano, D., Doner, H., & Tabatabai, M. (1996). Bromine, Chlorine, & Fluorine. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Vol. 3, Issue 5, pp. 833–867).
- Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Honeycutt, C. W., Arshad, M. A., Schomberg, H. H., & Hons, F. M. (2001). Climatic influences on active fractions of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(7–8), 1103–1111. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00016-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00016-5)

- Gad, S. C. (1996). Environmental Toxicology Assessment. *Journal of the American College of Toxicology*, 15(5), 452–453. <https://doi.org/10.1177/109158189601500513>
- Gardner, W. (1986). Water Content. *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods*, 9(9), 3–18. <https://doi.org/10.1201/9781003263289-2>
- Gómez, C. R., & Solana, V. H. (2005). La producción científica latinoamericana y la ciencia mundial: una revisión bibliográfica (1989-2003). *Revista Interamericana de ...*, 28(1), 43–61. http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0120-09762005000100003&script=sci_arttext&lng=es
- Graham, R. C., & Indorante, S. J. (2017). Concepts of Soil Formation and Soil Survey. In *World Soils Book Series* (pp. 9–27). https://doi.org/10.1007/978-3-319-41870-4_2
- Guo, P., Xie, Z., Li, J., Kang, C., & Liu, J. (2005). Relationships between fractionations of Pb, Cd, Cu, Zn and Ni and soil properties in urban soils of Changchun, China. *Chinese Geographical Science*, 15(2), 179–185. <https://doi.org/10.1007/s11769-005-0013-y>
- Guo, Y., Chen, X., Wu, Y., Zhang, L., Cheng, J., Wei, G., & Lin, Y. (2018). Natural revegetation of a semiarid habitat alters taxonomic and functional diversity of soil microbial communities. *Science of The Total Environment*, 635, 598–606. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.171>
- Gupta, P. K. (2020). Environmental Toxicology. In *Problem Solving Questions in Toxicology*: (pp. 271–286). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-50409-0_22
- Hamilton, E. I. (1990). Environmental toxicology: Organic pollutants. *Science of The Total Environment*, 92, 290–291. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90350-4](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90350-4)
- Hamilton, R. S., Revitt, D. M., & Warren, R. S. (1984). Levels and physico-chemical associations of Cd, Cu, Pb and Zn in road sediments. *Science of The Total Environment*, 33(1–4), 59–74. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(84\)90381-4](https://doi.org/10.1016/0048-9697(84)90381-4)
- Harrison, R. M. (1979a). Toxic metals in street and household dusts. *Science of the Total Environment, The*, 11(1), 89–97. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(79\)90036-6](https://doi.org/10.1016/0048-9697(79)90036-6)

- Harrison, R. M. (1979b). Toxic metals in street and household dusts. *Science of The Total Environment*, 11(1), 89–97. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(79\)90036-6](https://doi.org/10.1016/0048-9697(79)90036-6)
- Harter, R. D. (1983). Effect of Soil pH on Adsorption of Lead, Copper, Zinc, and Nickel. *Soil Science Society of America Journal*, 47(1), 47–51. <https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700010009x>
- Hartzog, P. E., Sladek, M., Kelly, J. J., & Larkin, D. J. (2017). Bottle effects alter taxonomic composition of wetland soil bacterial communities during the denitrification enzyme activity assay. *Soil Biology and Biochemistry*, 110, 87–94. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.006>
- Hermes, U., & Brümmer, G. (1984). Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 147(3), 400–424. <https://doi.org/10.1002/jpln.19841470313>
- Hernandez, R., Fernandez, C., & Baptista, M. del P. (2014). Metodología de la investigación. In *Mc Graw Hill Education* (6 Edición).
- Heung, B., Ho, H. C., Zhang, J., Knudby, A., Bulmer, C. E., & Schmidt, M. G. (2016). An overview and comparison of machine-learning techniques for classification purposes in digital soil mapping. *Geoderma*, 265, 62–77. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.11.014>
- Hinojosa, M. B., García-Ruíz, R., Viñegla, B., & Carreira, J. A. (2004). Microbiological rates and enzyme activities as indicators of functionality in soils affected by the Aznalcóllar toxic spill. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(10), 1637–1644. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.006>
- Horáček, M., Samec, P., & Minár, J. (2018). The mapping of soil taxonomic units via fuzzy clustering – A case study from the Outer Carpathians, Czechia. *Geoderma*, 326, 111–122. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.04.012>
- Hossner, L. (1996). Dissolution for total elemental analysis. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 49–64). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c3>
- Huang, J., Ebach, M. C., & Triantafilis, J. (2017). Cladistic analysis of Chinese Soil Taxonomy. *Geoderma Regional*, 10, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.03.001>

- Hughes, P., McBratney, A. B., Huang, J., Minasny, B., Micheli, E., & Hempel, J. (2018). A nomenclature algorithm for a potentially global soil taxonomy. *Geoderma*, 322, 56–70. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.020>
- Jackson, R., & Taylor, S. (1986). Thermal conductivity and diffusivity. *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods*, 9(9), 945–956. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c39>
- James, D., & Wells, K. (1990). Soil sample collection and handling: Technique based on source and degree of field variability. In *Soil Testing and Plant Analysis* (Issue 3, pp. 25–44). <https://doi.org/10.2136/sssabookser3.3ed.c3>
- Jenny, H. (1994). Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. In *Courier Corporation*.
- Johnston, C. T., & Lafayette, W. (1996). Fourier Transform Infrared and Raman Spectroscopy. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 269–321).
- Jones, D. P. (2013). Environmental Toxicology: Oxidative Stress. In *Environmental Toxicology* (pp. 293–318). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5764-0_12
- Jung, M. C., & Thornton, I. (1996). Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea. *Applied Geochemistry*, 11(1–2), 53–59. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00075-5](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00075-5)
- Kalbasi, M., Peryea, F. J., Lindsay, W. L., & Drake, S. R. (1995). Measurement of Divalent Lead Activity in Lead Arsenate Contaminated Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 59(5), 1274–1280. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900050010x>
- Karathanasis, a D. (1996). Elemental Analysis by X-Ray Fluorescence Spectroscopy. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5).
- Kaur, P., & Kaur, P. (2018). Time and temperature dependent adsorption-desorption behaviour of pretilachlor in soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 161, 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.05.081>
- Kellogg, C. (1941). The soils that support us. In *LWW: Vol. Vol. 52, N.*

- Kelly, J., Thornton, I., & Simpson, P. R. (1996). Urban geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Applied Geochemistry*, 11(1–2), 363–370. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00084-4](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00084-4)
- Kemper, W. (1986). Solute Diffusivity. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 1007–1024).
- Kietzmann, M. (2001). Principles of Environmental Toxicology. *Toxicol*, 39(12), 1945. [https://doi.org/10.1016/S0041-0101\(01\)00114-3](https://doi.org/10.1016/S0041-0101(01)00114-3)
- Kirkpatrick, J. B., Green, K., Bridle, K. L., & Venn, S. E. (2014). Patterns of variation in Australian alpine soils and their relationships to parent material, vegetation formation, climate and topography. *CATENA*, 121, 186–194. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.05.005>
- Klesta, E., & Bartz, J. (1996). Quality Assurance and Quality Control. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5).
- Klute, A., & Dirksen, C. (1986). Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 687–734). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c28>
- Koby, R. F., & Hanusa, T. P. (1996). Lithium, sodium, potassium, rubidium, and cesium. In *Comprehensive Coordination Chemistry III* (Vols. 1–9, Issue 5, pp. 2–48). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.14700-6>
- Kowalski, N., Ledoux, F., & Frey, P. (2014). Block-structured hexahedral meshes for CAD models using 3D frame fields. *Procedia Engineering*, 82, 59–71. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.373>
- Kumpiene, J., Guerri, G., Landi, L., Pietramellara, G., Nannipieri, P., & Renella, G. (2009). Microbial biomass, respiration and enzyme activities after in situ aided phytostabilization of a Pb- and Cu-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(1), 115–119. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.07.002>
- Kunze, G., & Dixon, J. (1986). Pretreatment for mineralogical analysis. *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods*, 9(9), 91–100. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c5>

- Lagerwerff, J. V., & Specht, A. W. (1970). Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead, and zinc. *Environmental Science & Technology*, 4(7), 583–586. <https://doi.org/10.1021/es60042a001>
- Lau, W. M., & Wong, H. M. (1982). An ecological survey of lead contents in roadside dusts and soils in Hong Kong. *Environmental Research*, 28(1), 39–54. [https://doi.org/10.1016/0013-9351\(82\)90152-9](https://doi.org/10.1016/0013-9351(82)90152-9)
- Laws, E. A. (2012). Environmental Toxicology, Introduction. In *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology* (pp. 3586–3595). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0851-3_918
- Laws, E. A. (2013a). Environmental Toxicology, Introduction. In *Environmental Toxicology* (pp. 1–15). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5764-0_1
- Laws, E. A. (2013b). Toxic Chemical Risks. In *Environmental Toxicology* (pp. 565–594). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5764-0_20
- Laxen, D., & Harrison, R. (1977). The highway as a source of water pollution: An appraisal with the heavy metal lead. *Water Research*, 11(1), 1–11. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(77\)90175-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(77)90175-0)
- Laxmikant, S. (2016). Novel bioremediation processes for treatment of seleniferous soils and sediment. In *Taylor & Francis*.
- Lechner, A. M., Baumgartl, T., Matthew, P., & Glenn, V. (2016). The Impact of Underground Longwall Mining on Prime Agricultural Land: A Review and Research Agenda. *Land Degradation and Development*, 27(6), 1650–1663. <https://doi.org/10.1002/ldr.2303>
- Leharne, S., Charlesworth, D., & Chowdhry, B. (1992). A survey of metal levels in street dusts in an inner London neighbourhood. *Environment International*, 18(3), 263–270. [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(92\)90109-H](https://doi.org/10.1016/0160-4120(92)90109-H)
- Leštan, D., Grčman, H., Zupan, M., & Bačac, N. (2003). Relationship of Soil Properties to Fractionation of Pb and Zn in Soil and Their Uptake into *Plantago lanceolata*. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 12(4), 507–522. <https://doi.org/10.1080/713610986>

- Li, J., Li, K., Cave, M., Li, H. B., & Ma, L. Q. (2015). Lead bioaccessibility in 12 contaminated soils from China: Correlation to lead relative bioavailability and lead in different fractions. *Journal of Hazardous Materials*, 295, 55–62. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.03.061>
- Lierop, W. (1990). Soil pH and lime requirement determination. In *Soil Testing and Plant Analysis* (Issue 3).
- Little, P., & Martin, M. H. (1972). A survey of zinc, lead and cadmium in soil and natural vegetation around a smelting complex. *Environmental Pollution (1970)*, 3(3), 241–254. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(72\)90007-9](https://doi.org/10.1016/0013-9327(72)90007-9)
- Loeppert, R. H., Texas, A., & Station, C. (1996). Carbonate and Gypsum. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 243–256). <https://doi.org/10.31826/9781463223557-016>
- Lucas, J.-P., Bellanger, L., Le Strat, Y., Le Tertre, A., Glorennec, P., Le Bot, B., Etchevers, A., Mandin, C., & Sébille, V. (2014). Source contributions of lead in residential floor dust and within-home variability of dust lead loading. *Science of The Total Environment*, 470–471, 768–779. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.028>
- Marcum, D., & Alauzet, F. (2014). Aligned metric-based anisotropic solution adaptive mesh generation. *Procedia Engineering*, 82, 428–444. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.402>
- Markus, J., & McBratney, A. B. (2001). A review of the contamination of soil with lead. *Environment International*, 27(5), 399–411. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00049-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00049-6)
- Mattigod, S. V., & Zachara, J. M. (1996). Equilibrium modeling in soil chemistry. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 1309–1358). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c44>
- Mc Bride, M. (1989). Chapter 2 Surface Chemistry of Soil Minerals. In *Minerals in Soil Environments* (Issue 7, pp. 35–88).
- McBride, M., Sauve, S., & Hendershot, W. (1997). Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, 48(2), 337–346. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1997.tb00554.x>

- Merrington, G., & Alloway, B. J. (1994). The transfer and fate of Cd, Cu, Pb and Zn from two historic metalliferous mine sites in the U.K. *Applied Geochemistry*, 9(6), 677–687. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(94\)90027-2](https://doi.org/10.1016/0883-2927(94)90027-2)
- Miller, B. A., & Schaetzl, R. J. (2016). History of soil geography in the context of scale. *Geoderma*, 264, 284–300. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.041>
- MINAM. (2017). Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. *El Peruano*, 1–4.
- Minam, M. del A. (2014). Guía para muestreo de suelos. *Ministerio Del Ambiente*, 38. http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/04/GUIA-MUESTREO-SUELO_MINAM1.pdf
- Ministerio del Ambiente. (2015). Estudio de desempeño ambiental 2003 - 2013. *Documento de Trabajo 2003 - 2013, 1*(Desempeño Ambiental Peruano), 716. https://www.minam.gob.pe/esda/wp-content/uploads/2016/09/estudio_de-desempeno_ambiental_esda_2016.pdf
- Moriarty, F. (1989). Environmental toxicology: Organic pollutants. *Environmental Pollution*, 58(2–3), 256. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90070-5](https://doi.org/10.1016/0269-7491(89)90070-5)
- Moxey, D., Ekelschot, D., Keskin, U., Sherwin, S. J., & Peiró, J. (2014). A thermo-elastic analogy for high-order curvilinear meshing with control of mesh validity and quality. *Procedia Engineering*, 82, 127–135. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.378>
- Mukherjee, N. (2014). An art gallery approach to submap meshing. *Procedia Engineering*, 82, 313–324. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.393>
- Nelson, D., & Sommers, L. (1966). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 961–1010). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c34>
- Norris, Hinchee, Brown, McCarty, Semprini, Wilson, Kampbell, Reinhard, Bower, Borden, Vogel, Thomas, & Ward. (2016). Handbook of bioremediation. In *Taylor & Francis Group*.
- Oades, J. (1989). An introduction to organic matter in mineral soils. In *Minerals in Soil Environments* (Issue I, pp. 89–159). <https://doi.org/10.2136/sssabookser1.2ed.c3>
- Ojuri, O. O., Taiwo, O. A., & Oluwatuyi, O. E. (2016). Heavy metal migration along a rural highway route: Ilesha-akure roadside soil, southwestern, Nigeria. *Global Nest Journal*, 18(4), 742–760. <https://doi.org/10.30955/gnj.001997>

- ONU. (2015). Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. *Asamblea General*, 15900, 40. http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/70/L.1&Lang=S
- Osat, M., Heidari, A., Karimian Eghbal, M., & Mahmoodi, S. (2016). Impacts of topographic attributes on Soil Taxonomic Classes and weathering indices in a hilly landscape in Northern Iran. *Geoderma*, 281, 90–101. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.020>
- Panayotakis, S. (1996). Iron. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 293–299). <https://doi.org/10.1515/9783110214130.293>
- Paniagua, F., & Condori, P. (2018). Investigación científica en educación . *Industria Grafia Maxcolor*, 243. <https://www.aacademica.org/cporfirio/>
- Pardo, T., Clemente, R., Epelde, L., Garbisu, C., & Bernal, M. P. (2014). Evaluation of the phytostabilisation efficiency in a trace elements contaminated soil using soil health indicators. *Journal of Hazardous Materials*, 268, 68–76. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.01.003>
- Patrick, W. ., Gambrell, R. P., & Faulkner, S. P. (1996). Redox Measurements of Soils. In *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods* (Issue 5, pp. 1255–1273).
- Pavao-Zuckerman, M. A. (2008). Soil Ecology. In *Encyclopedia of Ecology* (pp. 600–605). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63768-0.00850-7>
- Peck, T., & Soltanpour, P. (1990). The principles of soil testing. In *Soil Testing and Plant Analysis* (Vol. 1908, Issue January, pp. 2–6).
- Pellenard, B., Orbay, G., Chen, J., Sohan, S., Kwok, W., & Tristano, J. R. (2014). QMCF: QMorph cross field-driven quad-dominant meshing Algorithm. *Procedia Engineering*, 82(i), 338–350. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.395>
- Pelosi, C., Pey, B., Caro, G., Cluzeau, D., Peigné, J., Bertrand, M., & Hedde, M. (2016). Dynamics of earthworm taxonomic and functional diversity in ploughed and no-tilled cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 156, 25–32. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.07.016>

- Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M., & Brevik, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 5, 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003>
- Petersen, R., & Calvin, L. (1996). Sampling. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 1–17). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c1>
- Pires, L. F., Borges, F. S., Passoni, S., & Pereira, A. B. (2013). Soil Pore Characterization Using Free Software and a Portable Optical Microscope. *Pedosphere*, 23(4), 503–510. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60043-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60043-0)
- Potapov, A. A., Semenina, E. E., Korotkevich, A. Y., Kuznetsova, N. A., & Tiunov, A. V. (2016). Connecting taxonomy and ecology: Trophic niches of collembolans as related to taxonomic identity and life forms. *Soil Biology and Biochemistry*, 101, 20–31. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.002>
- Priestly, B. (2007). Environmental Toxicology in Australasia. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 70(19), 1577–1577. <https://doi.org/10.1080/15287390701429489>
- Puga-Freitas, R., & Blouin, M. (2015). A review of the effects of soil organisms on plant hormone signalling pathways. *Environmental and Experimental Botany*, 114, 104–116. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.07.006>
- Quadros, W. R. (2014). LayTracks3D: A new approach to meshing general solids using medial axis transform. *Procedia Engineering*, 82, 72–87. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.374>
- Rai, D., & Kittrick, J. (1989). Mineral equilibria and the soil system. In *Minerals in Soil Environments* (Issue 1, pp. 161–198).
- Rasmussen, C., McGuire, L., Dhakal, P., & Pelletier, J. D. (2017). Coevolution of soil and topography across a semiarid cinder cone chronosequence. *CATENA*, 156, 338–352. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.04.025>
- Rastilantie, M.-, Ghoneim, A. M., Al-Zahrani, S. M., El-Maghraby, S. E., & Al-Farraj, A. S. (2005). WFL Publisher Science and Technology Heavy metal distribution in *Fagonia indica* and *Cenchrus ciliaris* native vegetation plant species. *Agriculture & Environment*, 12(4), 320–324. www.world-food.net



- Rawlins, S., & Campbell, G. (2018). Water potential: Thermocouple psychrometry. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 597–618). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c24>
- Reed, S., & Martens, D. (1996). Copper and Zinc. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 703–722).
- Remacle, J. F., Lambrechts, J., Geuzaine, C., & Toulorge, T. (2014). Optimizing the geometrical accuracy of 2D curvilinear meshes. *Procedia Engineering*, 82, 228–239. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.386>
- Rhoades, J., & Oster, J. (1986). Solute content. *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods*, 9(9), 985–1006. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c42>
- Rolston, D. (1986). Gas Flux. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 1103–1119).
- Romero-Freire, A., Sierra Aragón, M., Martínez Garzón, F. J., & Martín Peinado, F. J. (2016). Is soil basal respiration a good indicator of soil pollution? *Geoderma*, 263, 132–139. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.006>
- Roussel, C., Néel, C., & Bril, H. (2000). Minerals controlling arsenic and lead solubility in an abandoned gold mine tailings. *Science of The Total Environment*, 263(1–3), 209–219. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00707-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00707-5)
- Sadeghi, S. H., Kheirfam, H., Homae, M., Darki, B. Z., & Vafakhah, M. (2017). Improving runoff behavior resulting from direct inoculation of soil micro-organisms. *Soil and Tillage Research*, 171, 35–41. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.04.007>
- Salinas, P. (2012). Metodología de investigación científica. *Universidad de Los Andes*, 198. <https://metodologiaecs.wordpress.com/2016/09/18/metodologia-de-la-investigacion-de-pedro-jose-salinas/>
- Sánchez Carlessi, H., & Reyes Meza, C. (2015). Metodología y diseños en la investigación científica. In *Business Support Anneth: Vol. 5ta e*.
- Sánchez, H., Reyes, C., & Mejía, K. (2018). Manual de Términos en Investigación científico, Tecnología y humanística. In *Vicerrectorado de Investigación* (Vol. 1). <https://www.urp.edu.pe/pdf/id/13350/n/libro-manual-de-terminos-en-investigacion.pdf>

- Santos, D., Smucker, A. J. M., Murphy, S. L. S., Taubner, H., & Horn, R. (1997). Uniform Separation of Concentric Surface Layers from Soil Aggregates. *Soil Science Society of America Journal*, 61(3), 720–724. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100030003x>
- Sauvé, S., McBride, M. B., & Hendershot, W. H. (1997). Speciation of Lead in Contaminated Soils. *Environmental Pollution*, 98(2), 149–155. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00139-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00139-5)
- Sauvé, S., McBride, M., & Hendershot, W. (1998). Soil Solution Speciation of Lead(II): Effects of Organic Matter and pH. *Soil Science Society of America Journal*, 62(3), 618–621. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200030010x>
- Sawhney, B. (1986). Electron microprobe analysis. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 271–290). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c10>
- Schnitzer, M. (1996). Organic Matter Characterization. In *Methods of Soil Analysis Part 3. Chemical Methods-SSSA Book Series 5* (Issue 5, pp. 581–594). <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c30>
- Schofield, R. K., & Taylor, A. W. (1955). The Measurement of Soil pH. *Soil Science Society of America Journal*, 19(2), 164–167. <https://doi.org/10.2136/sssaj1955.03615995001900020013x>
- Schulze, D. (1989). An Introduction to Soil Mineralogy. In *Minerals in Soil Environments* (Vol. 22, Issue 2, pp. 246–247). <https://doi.org/10.1180/claymin.1987.022.2.15>
- Schwar, M. J. R., Moorcroft, J. S., Laxen, D. P. H., Thompson, M., & Armorgie, C. (1988). Baseline metal-in-dust concentrations in Greater London. *Science of The Total Environment*, 68, 25–43. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(88\)90359-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(88)90359-2)
- Secretaria de medio ambiente y recursos naturales [SMARN], M. (2002). NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. *Diario Oficial de La Federación*. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=717582&fecha=31/12/2002
- Selonen, S., & Setälä, H. (2015). Soil processes and tree growth at shooting ranges in a boreal forest reflect contamination history and lead-induced changes in soil food webs. *Science of the Total Environment*, 518–519, 320–327. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.018>

- SEMARNAT, S. de M. A. y R. N. (2002). NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. *Diario Oficial de La Federación*, 73.
- Senesi, N. (1996). Electron spin (or paramagnetic) resonance spectroscopy. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 323–356). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c11>
- Sieger, D., Menzel, S., & Botsch, M. (2014). Constrained space deformation for design optimization. *Procedia Engineering*, 82, 114–126. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.377>
- Silva, J., Azenha, M., Gomes Correia, A., & François, B. (2018). Two-staged kinetics of moduli evolution with time of a lime treated soil under different curing temperatures. *Transportation Geotechnics*, 17, 133–140. <https://doi.org/10.1016/j.trgeo.2018.09.013>
- Silva, R. (1995). El Régimen de Humedad de los suelos de la España Peninsular. In *Universidad Politecnica de Madrid*.
- Sims, J. (1996). Molybdenum and Cobalt. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 73–73). <https://doi.org/10.4324/9780429025990-27>
- Sims, J. T. (1986). Soil pH Effects on the Distribution and Plant Availability of Manganese, Copper, and Zinc. *Soil Science Society of America Journal*, 50(2), 367–373. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000020023x>
- SKORUPA, A. L. A., SILVA, S. H. G., POGGERE, G. C., TASSINARI, D., PINTO, L. C., ZINN, Y. L., & CURI, N. (2017). Similar Soils but Different Soil-Forming Factors: Converging Evolution of Inceptisols in Brazil. *Pedosphere*, 27(4), 747–757. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60443-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60443-0)
- Spark, K., Wells, J., & Johnson, B. (1995). Characterizing trace metal adsorption on kaolinite. *European Journal of Soil Science*, 46(4), 633–640. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1995.tb01359.x>
- Staley, C., Johnson, D., Gould, T. J., Wang, P., Phillips, J., Cotner, J. B., & Sadowsky, M. J. (2015). Frequencies of heavy metal resistance are associated with land cover type in the Upper Mississippi River. *Science of the Total Environment*, 511, 461–468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.069>

- Strawn, D. G., & Sparks, D. L. (2000). Effects of Soil Organic Matter on the Kinetics and Mechanisms of Pb(II) Sorption and Desorption in Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 64(1), 144–156. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.641144x>
- Suarez, D. L., & Sparks, D. L. (1996). Berilio, magnesio, calcio, estroncio y bario. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 575–601).
- Taghizadeh-Mehrjardi, R., Nabiollahi, K., Minasny, B., & Triantafyllidis, J. (2015). Comparing data mining classifiers to predict spatial distribution of USDA-family soil groups in Baneh region, Iran. *Geoderma*, 253–254, 67–77. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.04.008>
- Tan, K., Hajek, B., & Barshad, I. (1986). Thermal analysis techniques. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 151–183). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c7>
- Taylor, S., & Jackson, R. (1986a). Heat capacity and specific heat. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods: Vol. C* (Issue 9, pp. 345–348). <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.1.c25>
- Taylor, S., & Jackson, R. (1986b). Temperature. In *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (Vol. 9, Issue 9, pp. 927–940).
- Tello, L., Jave, J., & Guerrero, J. (2018). Analysis of Lead Quantification in Recreational Park Soils of the City of Lima-Peru. *Ecología Aplicada*, 17(1), 1–12.
- Thomas Sims, J. (1996). Lime requirement. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 491–515). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c17>
- Thornton, I. (1990). Soil contamination in urban areas. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 82(1–2), 121–140. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(12\)80026-5](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(12)80026-5)
- Twain, M. (1996). Soil pH and Soil Acidity. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 107–115). <https://doi.org/10.1525/9780520948068-019>

- Vangansbeke, P., De Schrijver, A., De Frenne, P., Verstraeten, A., Gorissen, L., & Verheyen, K. (2015). Strong negative impacts of whole tree harvesting in pine stands on poor, sandy soils: A long-term nutrient budget modelling approach. *Forest Ecology and Management*, 356, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.028>
- Vargas, D., Cerón, A., Olivares, L., & Bobadilla, M. (2020). Manual de evaluación de suelos. *Cmes*, 1–45.
- Vempati, R. K., Hess, T. R., & Cocke, D. L. (1996). X-Ray Photoelectron Spectroscopy. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5, pp. 357–375).
- Verma, C. S., & Suresh, K. (2014). Towards FEA over tangled quads. *Procedia Engineering*, 82, 187–199. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.383>
- Wackernagel, H. (1989). Description of a computer program for analyzing multivariate spatially distributed data. *Computers and Geosciences*, 15(4), 593–598. [https://doi.org/10.1016/0098-3004\(89\)90025-3](https://doi.org/10.1016/0098-3004(89)90025-3)
- Walraven, N., van Gaans, P. F. M., van der Veer, G., van Os, B. J. H., Klaver, G. T., Vriend, S. P., Middelburg, J. J., & Davies, G. R. (2013). Tracing diffuse anthropogenic Pb sources in rural soils by means of Pb isotope analysis. *Applied Geochemistry*, 37, 242–257. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.07.015>
- Ward, N. I., Reeves, R. D., & Brooks, R. R. (1975). Lead in soil and vegetation along a New Zealand State Highway with low traffic volume. *Environmental Pollution (1970)*, 9(4), 243–251. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(75\)90057-9](https://doi.org/10.1016/0013-9327(75)90057-9)
- Weiss, A. L. (2003). Environmental Toxicology. *International Journal of Toxicology*, 22(1), 63–64. <https://doi.org/10.1080/10915810305077>
- West, L. T., Singer, M. J., & Hartemink, A. E. (2017). Introduction. In *World Soils Book Series* (pp. 1–7). https://doi.org/10.1007/978-3-319-41870-4_1
- Wheeler, G. L., & Rolfe, G. L. (1979). The relationship between daily traffic volume and the distribution of lead in roadside soil and vegetation. *Environmental Pollution (1970)*, 18(4), 265–274. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(79\)90022-3](https://doi.org/10.1016/0013-9327(79)90022-3)
- White, B. C. (1986). Session 4: Environmental toxicology. *Annals of Emergency Medicine*, 15(9), 1060. [https://doi.org/10.1016/S0196-0644\(86\)80129-9](https://doi.org/10.1016/S0196-0644(86)80129-9)

- Wijayawardena, M. A. A., Naidu, R., Megharaj, M., Lamb, D., Thavamani, P., & Kuchel, T. (2015a). Using soil properties to predict in vivo bioavailability of lead in soils. *Chemosphere*, *138*, 422–428. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.073>
- Wijayawardena, M. A. A., Naidu, R., Megharaj, M., Lamb, D., Thavamani, P., & Kuchel, T. (2015b). Using soil properties to predict in vivo bioavailability of lead in soils. *Chemosphere*, *138*, 422–428. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.073>
- Wilcke, W. (2000). Small-Scale Variability of Metal Concentrations in Soil Leachates. *Soil Science Society of America Journal*, *64*(1), 138–143. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.641138x>
- Wilson, V. L. (2012). Environmental Toxicology: Carcinogenesis. In *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology* (pp. 3595–3620). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0851-3_43
- Wilson, V. L. (2013). Environmental Toxicology: Carcinogenesis. In *Environmental Toxicology* (pp. 203–238). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5764-0_10
- Wise, D., Trantolo, D., Cichon, E., Inyang, H., & Stottmeister, U. (2000). Bioremediation of contaminates soils. *Marcel Dekker, Inc.*
- Wixson, B., & Davies, B. (2017). Lead in Soil. *Society for Environmental Geochemistry and Health*, 141. <https://doi.org/10.1201/9780203711545>
- Wright, R., & Stuczynski, T. (1996). Emission Spectrometry. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (Issue 5).
- Wu, J., Edwards, R., He, X. (Elaine), Liu, Z., & Kleinman, M. (2010). Spatial analysis of bioavailable soil lead concentrations in Los Angeles, California. *Environmental Research*, *110*(4), 309–317. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.02.004>
- Xie, S., Liu, C., He, B., Chen, M., Gao, T., Wei, X., Liu, Y., Xia, Y., & Sun, Q. (2022). Geochemical Fractionation and Source Identification of Pb and Cd in Riparian Soils and River Sediments from Three Lower Reaches Located in the Pearl River Delta. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *19*(21). <https://doi.org/10.3390/ijerph192113819>



- Zeraatpisheh, M., Ayoubi, S., Jafari, A., & Finke, P. (2017). Comparing the efficiency of digital and conventional soil mapping to predict soil types in a semi-arid region in Iran. *Geomorphology*, 285, 186–204. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.02.015>
- Zhang, Y. (2003). 100 Years of Pb deposition and transport in soils in champaign, Illinois, U.S.A. *Transport*, 197–210.
- Zhao, Y., Wang, Z., Sun, W., Huang, B., Shi, X., & Ji, J. (2010). Spatial interrelations and multi-scale sources of soil heavy metal variability in a typical urban-rural transition area in Yangtze River Delta region of China. *Geoderma*, 156(3–4), 216–227. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.020>
- Zhu, Q., Schmidt, J. P., & Bryant, R. B. (2015). Maize (*Zea mays* L.) yield response to nitrogen as influenced by spatio-temporal variations of soil–water-topography dynamics. *Soil and Tillage Research*, 146, 174–183. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.006>

ANEXOS

Anexo 1: Prueba de la normalidad estadística de la variable Pb

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Pb2	,074	55	,200*	,959	55	,059

Anexo 2: Prueba de la normalidad estadística de la variable Permeabilidad (Per)

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Per2	,271	55	,000	,759	55	,000

Anexo 3: Prueba de la normalidad Per en relación Suelo Arenoso

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Per	,079	27	,200*	,957	27	,316

Anexo 4: Prueba de la normalidad Per_1 en relación Suelo arcilloso

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Per1	,071	28	,200*	,958	28	,310

Anexo 5: Prueba de homogeneidad de dos variables relacionadas

Prueba de muestras relacionadas

	Diferencias relacionadas						t	gl	Sig. (bilateral)
	Media	Desviación tip.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia					
				Inferior	Superior				
Par 1 Pb - Per	61.47508	54.88404	10.56244	39.76367	83.18648	5,820	26	,000	

Anexo 6: Correlación entre las variables de Pb y las variables de arenas

Correlaciones

		Pb	Per
Pb	Correlación de Pearson	1	-,998**
	Sig. (bilateral)		,000
	Suma de cuadrados y productos cruzados	64932,864	-6378,414
	Covarianza	2497,418	-245,324
	N	27	27
Per	Correlación de Pearson	-,998**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	Suma de cuadrados y productos cruzados	-6378,414	629,018
	Covarianza	-245,324	24,193
	N	27	27

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Anexo 7: Prueba de normalidad de Pb y grupo de arcillas

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Pb1	,082	28	,200*	,953	28	,242
Per1	,071	28	,200*	,958	28	,310

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Anexo 8: Prueba de media de dos variables relacionadas de Pb y grupo de arcillas

Prueba de muestras relacionadas

	Diferencias relacionadas						t	gl	Sig. (bilateral)
	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia					
				Inferior	Superior				
Par 1 Pb1 - Per1	-5.57765	51.32695	9.69988	-25.48016	14.32487	-.575	27	,570	

Anexo 9: Prueba de correlación de las variables Pb y grupo de arcillas

Correlaciones

		Pb1	Per1
Pb1	Correlación de Pearson	1	,998**
	Sig. (bilateral)		,000
	Suma de cuadrados y productos cruzados	87094,593	8387,901
	Covarianza	3225,726	310,663
	N	28	28
Per1	Correlación de Pearson	,998**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	Suma de cuadrados y productos cruzados	8387,901	811,523
	Covarianza	310,663	30,056
	N	28	28

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Anexo 10: Prueba de normalidad de las variables Pb y materia orgánica

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Mat_O	,075	55	,200*	,953	55	,033
Pb2	,074	55	,200*	,959	55	,059

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Anexo 11: Prueba de media de dos variables relacionadas de Pb y materia orgánica

Prueba de muestras relacionadas

	Diferencias relacionadas						t	gl	Sig. (bilateral)
	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia					
				Inferior	Superior				
Par 1 Pb2 - Mat_O	46.57509	75.60013	10.19392	26.13751	67.01267	4,569	54	,000	

Anexo 12: Prueba de correlación de las variables Pb y materia orgánica

Correlaciones

		Pb2	Mat_O
Pb2	Correlación de Pearson	1	-,997**
	Sig. (bilateral)		,000
	Suma de cuadrados y productos cruzados	152203,132	-64473,449
	Covarianza	2818,577	-1193,953
	N	55	55
Mat_O	Correlación de Pearson	-,997**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	Suma de cuadrados y productos cruzados	-64473,449	27480,503
	Covarianza	-1193,953	508,898
	N	55	55

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Anexo 13: Prueba de normalidad de las variables Pb y textura del suelo

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Tex	,078	55	,200*	,961	55	,070
Pb2	,074	55	,200*	,959	55	,059

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Anexo 14: Prueba de media de dos variables relacionadas de Pb y la textura del suelo

Prueba de muestras relacionadas

	Diferencias relacionadas						t	gl	Sig. (bilateral)
	Media	Desviación tip.	Error tip. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia					
				Inferior	Superior				
Par 1 Pb2 - Tex	62.19255	66.42332	8.95652	44.23581	80.14928	6,944	54	,000	

Anexo 15: Prueba de correlación de las variables Pb y la textura del suelo

Correlaciones

		Pb2	Tex
Pb2	Correlación de Pearson	1	-,987**
	Sig. (bilateral)		,000
	Suma de cuadrados y productos cruzados	152203,132	-38120,183
	Covarianza	2818,577	-705,929
	N	55	55
Tex	Correlación de Pearson	-,987**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	Suma de cuadrados y productos cruzados	-38120,183	9807,589
	Covarianza	-705,929	181,622
	N	55	55

**.. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Anexo 16: Prueba de normalidad de las variables Pb y el pH

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Pb	,071	27	,200*	,958	27	,334
Pb1	,082	27	,200*	,954	27	,267
pH1	,091	27	,200*	,952	27	,245
pH2	,079	27	,200*	,961	27	,385

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Anexo 17: Prueba de normalidad de las variables Pb y el pH

Prueba de muestras relacionadas

	Diferencias relacionadas						t	gl	Sig. (bilateral)
	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia					
				Inferior	Superior				
Par 1 Pb - pH1	78.36704	48.90449	9.41167	59.02107	97.71301	8,327	26	,000	

Prueba de muestras relacionadas

	Diferencias relacionadas						t	gl	Sig. (bilateral)
	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia					
				Inferior	Superior				
Par 1 Pb1 - pH2	81.90179	55.62456	10.51205	60.33283	103.47074	7,791	27	,000	

Anexo 18: Prueba de correlación de las variables Pb y el pH

Correlaciones

		Pb	pH1
Pb	Correlación de Pearson	1	,988**
	Sig. (bilateral)		,000
	Suma de cuadrados y productos cruzados	64932,864	1390,254
	Covarianza	2497,418	53,471
	N	27	27
pH1	Correlación de Pearson	,988**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	Suma de cuadrados y productos cruzados	1390,254	30,509
	Covarianza	53,471	1,173
	N	27	27

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Correlaciones

		Pb1	pH2
Pb1	Correlación de Pearson	1	,987**
	Sig. (bilateral)		,000
	Suma de cuadrados y productos cruzados	87094,593	1796,084
	Covarianza	3225,726	66,522
	N	28	28
pH2	Correlación de Pearson	,987**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	Suma de cuadrados y productos cruzados	1796,084	38,037
	Covarianza	66,522	1,409
	N	28	28

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).



Universidad Nacional
del Altiplano Puno



Vicerrectorado
de Investigación



Repositorio
Institucional

DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo Luis Alberto, MAMANI HUANCA
identificado con DNI 02406391 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado
DOCTORIS SCIENTIAE EN: CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

informo que he elaborado el/la Tesis o Trabajo de Investigación denominada:
“EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA AMBIENTAL POR EXPOSICIÓN A PLOMO
ASIMILABLE EN SUELOS IMPACTADOS CON RELAVES MINEROS,
DISTRITO DE ANANEA – PUNO”

Es un tema original.

Declaro que el presente trabajo de tesis es elaborado por mi persona y **no existe plagio/copia** de ninguna naturaleza, en especial de otro documento de investigación (tesis, revista, texto, congreso, o similar) presentado por persona natural o jurídica alguna ante instituciones académicas, profesionales, de investigación o similares, en el país o en el extranjero.

Dejo constancia que las citas de otros autores han sido debidamente identificadas en el trabajo de investigación, por lo que no asumiré como tuyas las opiniones vertidas por terceros, ya sea de fuentes encontradas en medios escritos, digitales o Internet.

Asimismo, ratifico que soy plenamente consciente de todo el contenido de la tesis y asumo la responsabilidad de cualquier error u omisión en el documento, así como de las connotaciones éticas y legales involucradas.

En caso de incumplimiento de esta declaración, me someto a las disposiciones legales vigentes y a las sanciones correspondientes de igual forma me someto a las sanciones establecidas en las Directivas y otras normas internas, así como las que me alcancen del Código Civil y Normas Legales conexas por el incumplimiento del presente compromiso

Puno 09 de agosto del 2023

FIRMA (obligatoria)

Luis Alberto, Mamani Huanca
DNI N° 02406391



Huella



Universidad Nacional
del Altiplano Puno



Vicerrectorado
de Investigación



Repositorio
Institucional

AUTORIZACIÓN PARA EL DEPÓSITO DE TESIS O TRABAJO DE INVESTIGACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL

Por el presente documento, Yo Luis Alberto, MAMANI HUANCA
identificado con DNI 02406391 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado
DOCTORIS SCIENTIAE EN: CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

informo que he elaborado el/la Tesis o Trabajo de Investigación denominada:

"EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA AMBIENTAL POR EXPOSICIÓN A PLOMO
ASIMILABLE EN SUELOS IMPACTADOS CON RELAVES MINEROS,
DISTRITO DE ANANEA – PUNO"

para la obtención de Grado, Título Profesional o Segunda Especialidad.

Por medio del presente documento, afirmo y garantizo ser el legítimo, único y exclusivo titular de todos los derechos de propiedad intelectual sobre los documentos arriba mencionados, las obras, los contenidos, los productos y/o las creaciones en general (en adelante, los "Contenidos") que serán incluidos en el repositorio institucional de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno.

También, doy seguridad de que los contenidos entregados se encuentran libres de toda contraseña, restricción o medida tecnológica de protección, con la finalidad de permitir que se puedan leer, descargar, reproducir, distribuir, imprimir, buscar y enlazar los textos completos, sin limitación alguna.

Autorizo a la Universidad Nacional del Altiplano de Puno a publicar los Contenidos en el Repositorio Institucional y, en consecuencia, en el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto, sobre la base de lo establecido en la Ley N° 30035, sus normas reglamentarias, modificatorias, sustitutorias y conexas, y de acuerdo con las políticas de acceso abierto que la Universidad aplique en relación con sus Repositorios Institucionales. Autorizo expresamente toda consulta y uso de los Contenidos, por parte de cualquier persona, por el tiempo de duración de los derechos patrimoniales de autor y derechos conexos, a título gratuito y a nivel mundial.

En consecuencia, la Universidad tendrá la posibilidad de divulgar y difundir los Contenidos, de manera total o parcial, sin limitación alguna y sin derecho a pago de contraprestación, remuneración ni regalía alguna a favor mío; en los medios, canales y plataformas que la Universidad y/o el Estado de la República del Perú determinen, a nivel mundial, sin restricción geográfica alguna y de manera indefinida, pudiendo crear y/o extraer los metadatos sobre los Contenidos, e incluir los Contenidos en los índices y buscadores que estimen necesarios para promover su difusión.

Autorizo que los Contenidos sean puestos a disposición del público a través de la siguiente licencia:

Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional. Para ver una copia de esta licencia, visita: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

En señal de conformidad, suscribo el presente documento.

Puno 09 de agosto del 2023

FIRMA (obligatoria)

Luis Alberto, Mamani Huanca

DNI N° 02406391



Huella