



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
ESCUELA DE POSGRADO
DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO
AMBIENTE



TESIS

EVALUACIÓN DEL COEFICIENTE DE ADSORCIÓN BIOLÓGICO EN *Zea mays* ANTE LOS FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS Y PLOMO EN SUELOS AGRÍCOLAS POR EFECTO DEL BOTADERO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE LA CIUDAD DE ABANCAY

PRESENTADA POR:

JUAN ALARCON CAMACHO

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO
AMBIENTE

PUNO, PERÚ

2022

Reporte de similitud

NOMBRE DEL TRABAJO

EVALUACIÓN DEL COEFICIENTE DE ADS
ORCIÓN BIOLÓGICO

AUTOR

JUAN ALARCON CAMACHO ALARCON C
AMACHO

RECuento DE PALABRAS

27405 Words

RECuento DE CARACTERES

145989 Characters

RECuento DE PÁGINAS

97 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

2.4MB

FECHA DE ENTREGA

Jun 7, 2023 12:26 PM GMT-5

FECHA DEL INFORME

Jun 7, 2023 12:29 PM GMT-5

● 13% de similitud general

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

- 12% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 5% Base de datos de trabajos entregados
- 3% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

● Excluir del Reporte de Similitud

- Material bibliográfico
- Material citado
- Material citado
- Coincidencia baja (menos de 10 palabras)

VB




Resumen



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

TESIS

EVALUACIÓN DEL COEFICIENTE DE ADSORCIÓN BIOLÓGICO EN *Zea mays* ANTE LOS FACTORES FÍSICO - QUÍMICOS Y PLOMO EN SUELOS AGRÍCOLAS POR EFECTO DEL BOTADERO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE LA CIUDAD DE ABANCAY

PRESENTADA POR:

JUAN ALARCON CAMACHO



PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

APROBADA POR EL JURADO SIGUIENTE:

PRESIDENTE


.....
Ph.D. SABINO ATENCIO LIMACHI

PRIMER MIEMBRO


.....
Dr. NICANOR MIGUEL BRAVO CHOQUE

SEGUNDO MIEMBRO

.....
Dr. TEÓFILO DONAIRES FLORES

ASESOR DE TESIS


.....
Dr. WALTER ALEJANDO ZAMALLOA CUBA

Puno, 05 de diciembre de 2022

ÁREA: Ciencias de la Ingeniería.

TEMA: Evaluación del coeficiente de adsorción biológico en *zea mays* ante los factores físico - químicos y plomo en suelos agrícolas por efecto del botadero de residuos sólidos de la ciudad de Abancay

LÍNEA: Recursos Naturales y Medio Ambiente



DEDICATORIA

- Gracias a Dios todo poderoso por permitirme vivir, disfrutar cada día, darme el don de la perseverancia, sabiduría y la fuerza necesaria para seguir capacitándome como profesional, para mejorar como docente en beneficio de los estudiantes y cumplir con una de las metas trazadas en mi vida.
- (+) A la memoria de mi padre y hermano, Sr. Julián Alarcon Trujillo, Dionisio Alarcon Camacho, espiritualmente siempre están a mi lado y son luz de compañía incondicional.
- (+) A la Profesora Nohemí Salas Pacheco de Pérez, por su constancia y motivación permanente para culminar mi estudio doctoral.
- A mi madre Eugenia Camacho viuda de Alarcon, por la formación que me brindo convirtiéndome en la persona que soy, por el apoyo, los consejos y las palabras de aliento que me motivaron a no rendirme y seguir adelante.
- A mi esposa Sarita Maruja Moreno Llacza, así como a mi preciosa hijita Jasiel Nuncia Alarcon Moreno, por estar siempre conmigo apoyándome en todo momento, los amo mucho y son el impulso para seguir superándome.
- A mis hermanos, Gilberto Alarcon Camacho, Max Alarcon Camacho, María Teresa Alarcon Camacho por mostrarme que puedo contar con ellos, por su confianza y apoyo moral en todo momento mientras realizaba mis estudios y ánimo durante este proceso.
- Al Mg Braulio Pérez Campana, con quien compartí esta experiencia académica, la dedicación, solidaridad y su perseverancia para la culminación de la tesis doctoral.
- A mis sobrinos y sobrinas, que es la mejor bendición en la familia y mi fuente de inspiración, por las alegrías y el cariño que me brindan.

AGRADECIMIENTOS

- Mi agradecimiento a la Universidad Nacional del Altiplano, especialmente al Programa de Doctorado en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente la cual abre sus puertas preparándonos para un futuro competitivo y formándonos como profesionales de éxito.
- A los docentes de la Escuela de Posgrado que impartieron su cátedra de los cursos del doctorado, gracias a sus enseñanzas fueron enriqueciendo nuestro conocimiento. Al personal administrativo y asistente del Programa de Doctorado en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, quienes me brindaron toda la amabilidad y complacencia.
- A mi Asesor de tesis, Dr. Walter Alejandro Zamalloa Cuba, por su amplio conocimiento, su importante aporte y participación activa, destacando por encima de todo, su disponibilidad, generosidad y paciencia para guiar el desarrollo de esta tesis doctoral.
- En especial al Dr. George Argota Pérez, coasesor, mi profesor del doctorado quien supo apoyarme con el diseño metodológico y orientación para ser realidad este trabajo de investigación.
- A mis colegas de la Universidad Tecnológica de las Andes especialmente a la Escuela Profesional de Agronomía a los: Dr. Francisco Medina Raya, Dr. Ely Jesús Acosta Valer, Ing Jaher Alejandro Menacho Morales, Ing Rosa Eufemia Marrufo Montoya, Mg. Lucio Martínez Carrasco, Ing. Jorge Luis Vilches Casas, Mg.Sc. Sandra Creceida Caballero Ramirez, Ing. Luis Oscco Aldazabal, Mg.Sc. Franklin Yanqui Diaz, Mg. Haydee Carrasco Ustua Mg. Sc. Fidelia Tapia Tadeo, por su apoyo y consejos alentadores.
- A mis compañeros de trabajo Ing. Jorge Adalberto Coronado Sotaya, Ing Benito Sauñe Carrasco, por su apoyo incondicional para finalizar con éxito el presente trabajo de investigación.
- A todas las personas que me brindaron su apoyo, ayuda y colaboración para la ejecución y culminación del presente trabajo de investigación



ÍNDICE GENERAL

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

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 Marco teórico	3
1.1.1 Dimensión de la calidad de los suelos	3
1.1.2 Contaminación por exposición a metales pesados en suelos	5
1.1.3 Predicción ambiental con biomodelos	12
1.1.4 Botadero sanitario: análisis físico-químicos en suelos agrícolas	14
1.1.5 Movilidad y persistencia ambiental del plomo en suelos agrícolas	15
1.2 Antecedentes	16

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Identificación del problema	20
2.2 Enunciados del problema	21
2.2.1 Enunciado general	21
2.2.2 Problemas específicos	21
2.3 Justificación	22
2.4 Objetivos	22
2.4.1 Objetivo general	22
2.4.2 Objetivos específicos	23
2.5 Hipótesis	23
2.5.1 Hipótesis general	23
2.5.2 Hipótesis específicas	23

...

CAPÍTULO III MATERIALES Y MÉTODOS

3.1	Lugar de estudios	24
3.2	Población	25
3.3	Muestra	25
3.4	Método de investigación	25
3.4.1	Determinación de la materia orgánica en el suelo agrícola	25
3.4.2	Determinación del pH en el suelo agrícola	26
3.4.3	Determinación de plomo asimilable en el suelo agrícola	26
3.4.4	Principio del bioensayo de toxicidad letal aguda	27
3.4.5	Estimación del coeficiente de absorción biológico en la especie <i>Zea mays</i>	29
3.5	Descripción detallada de métodos por objetivos específicos	29
3.5.1	Descripción del método Walkley Black para la materia orgánica.	29
3.5.2	Descripción del pH en el suelo agrícola.	30
3.5.3	Descripción del plomo en el suelo agrícola.	30
3.5.4	Descripción de la toxicidad letal aguda mediante el biomodelo terrestre <i>Eisenia Andrei</i> .	31
3.5.5	Descripción del coeficiente de adsorción biológico en la especie <i>Zea mays</i> .	31
3.5.6	Aplicación de prueba estadística inferencial.	32

CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1	Evaluación de la materia orgánica (M.O), pH y Pb asimilable en el suelo agrícola	33
4.2	Evaluación de la toxicidad letal aguda mediante el biomodelo terrestre <i>Eisenia andrei</i> en el suelo agrícola	43
4.3	Estimación del coeficiente de absorción biológico por transferencia asimilable desde el suelo a la raíz de <i>Zea mays</i>	47
	CONCLUSIONES	51
	RECOMENDACIONES	52
	BIBLIOGRAFÍA	53
	ANEXOS	77



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
1. Materia orgánica (%) y pH en el suelo agrícola (réplica I – período húmedo).	33
2. Pruebas de Múltiple Rangos (Prueba de Bonferroni) / letras desiguales indican no homogeneidad.	34
3. Materia orgánica (%) y pH en el suelo agrícola (réplica II – período de seca).	34
4. Concentración de Pb asimilable en suelo agrícola (mg. kg ⁻¹) / réplica I - período húmedo.	39
5. Prueba múltiple de rangos / prueba de Bonferroni HSD / Pb asimilable / estaciones de muestreo.	39
6. Concentración de Pb asimilable en suelo agrícola (mg. kg ⁻¹) / réplica II - período de seca.	39
7. Coeficiente de absorción biológica.	47
8. Análisis de la varianza para el Pb asimilable.	47
9. Prueba múltiple de rangos / prueba Bonferroni para el Pb asimilable.	47



ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
1. Imagen satelital / botadero de residuos sólidos Quitasol, Abancay-Perú. Fuente: https://viasatelital.com/peru .	24
2. Experimento de la curva dosis – respuesta en el biomodelo <i>Eisenia Andrei</i> .	27
3. Curva dosis-respuesta en <i>Eisenia andrei</i> por exposición a plomo asimilable.	44
4. Suelo agrícola en el botadero Quitasol.	78
5. Muestreo de la capa superficial del botadero Quitasol.	78



ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
1. Panel fotográfico	78
2. Resultados del Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C.	79
3. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000.	83
4. Límite máximo permisible del plomo en suelo agrícola / Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. Estándares de Calidad para Suelo.	84

RESUMEN

El análisis del suelo agrícola próximo a sitios contaminados es una necesidad social y de interés científico. El objetivo de la investigación es evaluar el coeficiente de adsorción biológico en *Zea mays* ante los factores físico-químicos y plomo en suelos agrícolas por efecto del botadero de residuos sólidos de la ciudad de Abancay. La metodología empleada fue la de Walkley-Black, para la cual se tomó muestra del suelo agrícola durante el período húmedo y seco, materia orgánica (M.O.), pH y plomo. Se realizó un bioensayo de toxicidad aguda (CL₅₀) con *Eisenia andrei*, para el cual se determinó el coeficiente de absorción atómica (CAB). En el período húmedo la M.O. se encontró en las clases de muy baja (0.30%) P3; baja (1.12%) P2 y media (1.69%) P1, pH = P1, P2 y P3 (7.05; 7,05 y 7.26) fueron de escala neutro y en el período seco los valores de la M.O. se encontró en las clases de media (2.38%) P1; (1.85%) P2 y (3.06%) P3, pH = P1, P2 y P3 (7.42; 7.69 y 7.58) se halló en la escala medianamente alcalina, solo la concentración de plomo cumplió con el valor permisible en el periodo de seca (0.87 mg.kg⁻¹). En el periodo de lluvia se halló en un punto de muestreo un valor por encima de 70 mg.kg⁻¹ que no es lo recomendado (163.7 mg.kg⁻¹), el bioensayo con *Eisenia andrei* por exposición a plomo asimilable, donde se observó la mortalidad en las primeras 24 horas; la CL₅₀ estimada fueron de 8.45 mg.kg⁻¹ de plomo (Pb) en condiciones de M.O.= 0.30% y pH = 7.26 presentan fitotoxicidad. El CAB en P1, P3 (0,07; 0.06) comparados con el P2 de 0.01, determina que las concentraciones fueron superiores al valor 0; lo cual se traduce que el suelo agrícola está contaminado y pudiera producirse efectos de fitotoxicidad en *Zea mays*.

Palabras clave: Botadero, coeficiente de adsorción biológica, factor físico-químico, metales pesados, maíz, residuos sólidos y suelos agrícolas.

ABSTRACT

The analysis of agricultural soil near contaminated sites is a social necessity and of scientific interest. The objective of the research is to evaluate the biological adsorption coefficient in *Zea mays* to physical-chemical factors and lead in agricultural soils due to the effect of the solid waste dump in the city of Abancay. The Walkley-Black methodology was used, for which the agricultural soil was sampled during the wet and dry period, organic matter (M.O.), pH and lead. An acute toxicity bioassay (CL50) was performed with *Eisenia andrei*, for which the atomic absorption coefficient (CAB) was determined. In the wet period the OM was found in the classes of very low (0.30%) P3; low (1.12%) P2 and medium (1.69%) P1, pH = P1, P2 and P3 (7.05; 7.05 and 7.26) were of neutral scale and in the dry period the values of OM. was found in the classes of medium (2.38%) P1; (1.85%) P2 and (3.06%) P3, pH = P1, P2 and P3 (7.42; 7.69 and 7.58) were in the medium alkaline scale, only the concentration of lead met the permissible value in the dry period (0.87 mg.kg⁻¹). During the rainy period, a value above 70 mg.kg⁻¹ was found in one sampling point, which is not recommended (163.7 mg.kg⁻¹), the bioassay with *Eisenia andrei* by exposure to assimilable lead, where mortality was observed in the first 24 hours; the estimated LC50 was 8.45 mg.kg⁻¹ of lead (Pb) in conditions of M.O.= 0.30% and pH = 7.26 presented phytotoxicity. The CAB at P1, P3 (0.07; 0.06) compared to P2 of 0.01, determines that the concentrations were higher than the 0 value; which means that the agricultural soil is contaminated and could produce phytotoxicity effects on *Zea mays*.

Keywords: Agricultural soils, biological adsorption coefficient, corn, heavy metals, landfill, physicochemical factor, solid waste.

INTRODUCCIÓN

La persistencia de contaminantes disueltos o acumulados en el medio ambiente genera su degradación ambiental ante la pérdida del valor de los recursos naturales que intervienen sobre la dinámica de los procesos en el ecosistema (He et al., 2014) por cuanto, la preocupación resulta cada vez mayor, ante la posible entrada de diferentes contaminantes ya que, en múltiples casos, no existen criterios específicos de calidad ambiental para su tratamiento (Mavakala et al., 2016).

Entre los contaminantes que se exponen en el medio ambiente se encuentran los metales pesados, pues algunas malas prácticas hacen que se arrojen de forma conjunta con los desechos, y terminan impactando en los sistemas receptores (Gupta et al., 2010).

Uno de esos sistemas receptores son los botaderos de residuos sólidos urbanos, ya que constituyen la opción más rentable en países menos desarrollados y al mismo instante, representa una de las principales preocupaciones ambientales, ya que existe la carencia de insumos científicos, falta de voluntad administrativa, capacidad financiera y manejo deficiente de los residuos sólidos, que se disponen (Bernache, 2014; Hoornweg y Bhada, 2012; Kaza *et al.*, 2018; Tsai et al., 2020). Los botaderos de residuos sólidos urbanos son escenarios de descomposición de la materia orgánica y donde se producen gases tóxicos, compuestos orgánicos no polares y lixiviados que contienen metales pesados (Budi et al., 2016; Kiss y Encarnación, 2006; Robinson, 2017). Asimismo, estos lixiviados traen consigo que se afecte las aguas superficiales y subterráneas, así como la productividad de los suelos agrícolas (Alam et al., 2020; Colomer et al., 2013) porque se afecta la biomasa microbiana (Singh et al., 2020; Zhang et al., 2016). Por ejemplo, el plomo (Pb) y el zinc (Zn) tienen efectos perjudiciales sobre las bacterias (Pan et al., 2020), el cadmio (Cd) afecta la población de hongos (Lin et al., 2019), y cromo (Cr) afecta la diversidad bacteriana del suelo (Desai et al., 2009).

Los metales pesados que están en los lixiviados conllevan a la biomagnificación debido a toda la cadena de transferencia durante la red trófica (Dash et al., 2020; Gao et al., 2019) y luego, a procesos cancerígenos (IARC, 2011). En humanos, la exposición prolongada a los suelos contaminados tiende a afectar negativamente el sistema nervioso central gástrico y respiratorio (Khanam et al., 2020; Tseng et al., 2019).



Debe entenderse, que los botaderos de residuos sólidos urbanos son sitios abandonados que reservan metales pesados (Zhou et al., 2016) y cuando estos metales superan valores críticos en el suelo se acumulan en los tejidos de las plantas (Ogundele et al., 2019) por lo que realizar pruebas científicas de toxicidad (citotoxicidad y genotoxicidad), no solo en modelos de experimentación (Klauck et al., 2017) sino en especies vegetales que se desarrollan en ambientes naturales (Varhen et al., 2017) es una necesidad social y entre las técnicas de innovación que se puede aplicar, se encuentra la fitorremediación para el tratamiento de lixiviados (Ohlbaum et al., 2018) pero a la vez, medirse algunos coeficientes en para valorarse el probable daño, constituye otra necesidad científica.



CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 Marco teórico

1.1.1 Dimensión de la calidad de los suelos

1.1.1.1 Sostenibilidad ambiental de los suelos agrícolas ante la disposición de residuos sólidos

Ante el crecimiento demográfico se requiere, la intensificación agrícola y para que sea sostenible deben concentrarse esfuerzos e incorporar elementos perdurables. En caso contrario, podría generarse la degradación paulatina de los recursos naturales (WDR, 2008).

Una de las principales razones que influyen en la degradación de los suelos agrícolas es el uso de insumos químicos sintéticos como fertilizantes y plaguicidas. Sin embargo, existe la contradicción práctica en no aplicarse, pues el rendimiento de los cultivos se retrasaría y con ello, aumentaría la demanda poblacional ante el consumo de alimentos que estarían siendo limitantes (Friedrich, 2007).

El uso de fertilizantes y plaguicidas en exceso deteriora la capa protectora del suelo donde la materia orgánica disminuye y en consecuencias, aumentan las plagas, enfermedades y malezas como resultado observable de la salud ambiental del suelo y en el cual, se afectarán prácticamente todos los cultivos (Montgomery, 2007).

Una de las principales razones que está perjudicando a los suelos agrícolas es la disposición sin tratamiento de residuos sólidos. La Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial ha definido a los desechos sólidos como “todo producto generado por una determinada actividad y que, en múltiples casos, es complejo su reincorporación a los ciclos biogeoquímicos, por cuanto se hace necesario que se implemente un programa de medidas con carácter preventivo y que deberá estar encaminado a la reducción y/o mitigación donde la sociedad tiene que estar involucrada.

Es prudente que exista un adecuado nivel tecnológico, oportunidades de mercado e incentivos con carácter legal para que toda actividad de reutilización y reciclaje sobre el tratamiento de residuos sólidos dispuestos en los suelos agrícolas se pueda implementar a nivel de sectores locales y con la participación, igualmente activa del sector privado (Ahmed y Ali, 2004; El-Hamouz, 2008).

Los suelos agrícolas proporcionan alimentos para diversas especies de animales, insectos y vertebrados, pero la creciente urbanización está afectando extensas áreas destinadas a esta actividad (Křováková *et al.*, 2015) y por ende al sistema edafológico (Cerdà *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2013; Wong *et al.*, 2016).

La exposición a residuos sólidos en los suelos agrícolas puede originarse por la presencia de botaderos urbanos (Koda *et al.*, 2013; Wong *et al.*, 2016) pues los botaderos como vertederos de residuos sólidos es el método más utilizado y que se ha propagado a nivel mundial, específicamente en países menos desarrollados (Koda *et al.*, 2016; Wong *et al.*, 2016).

La disposición de los residuos sólidos urbanos en los botaderos determina una serie de riesgos ambientales (contaminación del aire, suelo y agua subterránea, riesgo de incendios y explosiones, malos olores o daños a la vegetación) y preocupaciones sobre la salud humana (Adamcová *et al.*, 2017; Nannoni *et al.*, 2015). Durante el vertido de residuos sólidos se libera a la atmósfera una amplia gama de contaminantes como son gases de efecto invernadero (ej.: CO₂, CH₄, CO, H₂S) y materiales particulados (Majdinasab

y Yuan, 2017). Conjuntamente, se disponen otros elementos contaminantes como los metales pesados (ej.: Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{+}), hidrocarburos aromáticos, fenoles entre otros (Han *et al.*, 2016; Youcai y Ziyang, 2016).

Existen muchas investigaciones con ello se buscan métodos efectivos para disminuir el impacto ambiental que se genera desde los botaderos de residuos sólidos urbanos y que se consideran como rellenos sanitarios, pero los pocos datos de monitoreos, no permiten que se establezcan modelos matemáticos que calculen determinados parámetros ambientales y que se presentan de forma no deseada (Dangi *et al.*, 2015; Zamorano *et al.*, 2005). No indicar, la evaluación de parámetros físico - químicos es desconocer, el impacto ambiental que producen los botaderos de residuos sólidos urbanos (Omar *et al.*, 2012; Yang *et al.*, 2014). Aunque, debe indicarse que las metodologías para evaluar el impacto ambiental de los botaderos de residuos sólidos urbanos y probables tratamientos, prácticamente son inexistentes (Arrieta *et al.*, 2016; Hincapié y Aguja, 2003).

1.1.2 Contaminación por exposición a metales pesados en suelos

Los procesos geoquímicos que originan las rocas en condiciones normales determinan su contenido en metales (Roca et al., 2007). Rocas básicas y ultramáficas solidificadas, a partir del magma, pueden incorporar metales tales como el Co, Ni, Zn y Cr entre otros. En cambio, las rocas ácidas que son las últimas en solidificar tienden a enriquecerse en Pb, el cual es capaz de sustituir al K^{+} en diferentes minerales (Kidd *et al.*, 2007).

La concentración de elementos metálicos y no metálicos en la biósfera se ha dividido en dos grupos denominados macroelementos y microelementos, según su contenido en la materia seca viva y si este valor es mayor o menor que 0,01%. En el caso de los microelementos, algunos son indispensables para el desarrollo de procesos biológicos, los cuales también son reconocidos como oligoelementos, siendo requeridos por los seres vivos en pequeñas cantidades. Entre los oligoelementos se encuentran al B, Cu, Co, Fe, Mo, Mn, Ni y el Zn. Estos elementos están en concentraciones que oscilan entre 0.1 y 0.001 $mg \cdot kg^{-1}$, pero superado este umbral de concentración pueden ser tóxicos (García y Dorronsoro, 2002).

Gratão *et al.* (2005) los metales pesados son aquellos elementos químicos que tienen una densidad mayor que 5 g/cm^3 o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos). Pero este término suele ser utilizado en el lenguaje corriente con una connotación negativa que hace referencia al riesgo de toxicidad que genera su presencia cuando supera determinados niveles en el suelo.

Dentro de las matrices ambientales, el suelo es el medio más estático donde los metales pesados pueden permanecer durante mucho tiempo y, en consecuencia, existir un riesgo elevado ante su exposición, ya que no son biodegradables (Calderón y Cornetero, 2014; Qadir y Malik, 2011) además que se pueden bioacumular y luego biomagnificarse (Molina *et al.*, 2012; Vullo, 2003).

Dentro de las primeras consecuencias directas ante la exposición a metales pesados en el suelo está la ausencia de vegetación o pérdida de la productividad del suelo, biodiversidad disminuida y la contaminación de las aguas superficiales como subterráneas por infiltración (Wong, 2003). Los niveles para considerar un suelo contaminado dependen del elemento en cuestión, uso del suelo y la legislación de cada país (Berna *et al.*, 2007).

La movilidad de los metales pesados en el suelo es muy baja, quedando acumulados en las primeras capas, produciéndose lixiviación en muy bajas cantidades y, por ende, quedando expresada solo a los horizontes subsuperficiales. Es por ello, que un buen criterio de diagnóstico por contaminación antrópica obedece a la presencia elevada de concentraciones que son retenidas en el horizonte superficial, al no poder descender las mismas hacia diferentes niveles de profundidad.

Bech *et al.* (2002) evaluaron suelos libres de contaminantes cuando está dentro de los niveles basales. Es importante conocer estos valores en el momento de descontaminar los suelos para así, saber hasta qué punto se debe limpiar y cuáles son los niveles aceptables. La dinámica de metales pesados en el suelo, incluye cuatro vías: a) movilización a las aguas superficiales o subterráneas, b) transferencia a la atmosfera por volatilización, c) absorción por las plantas e incorporación a las cadenas tróficas y d) retención de metales pesados en el suelo (Berna *et al.*, 2007).

En el suelo los metales pesados pueden estar en seis compartimentos principales, asociados de formas diversas a los constituyentes del suelo: 1) dentro de las redes cristalinas de los minerales primarios (no alterados: heredados de la roca madre) y de constituyentes secundarios (procedentes de la alteración edafogenética); 2) adsorbidos en las fases de hidróxido de hierro, aluminio y manganeso; 3) secuestrados o ligados a los restos vegetales y animales (son liberado a medida que se van mineralizando estos residuos); 4) incluidos en las macromoléculas orgánicas; 5) en forma intercambiable (ion) asociados a la superficie de las arcillas minerales y a la materia orgánica y; 6) en forma soluble, coloide o particulada, en la solución del suelo. Es importante destacar que la toxicidad de los metales pesados en el suelo depende de la biodisponibilidad del mismo donde expresa que el término biodisponibilidad, representa la propiedad de un elemento para pasar de un compartimento (ej.: suelo) hacia un ser vivo (López *et al.*, 2005).

La aptitud de transferencia de metales pesados entre compartimentos está determinada por la forma, el número de cargas y la energía de retención de los metales pesados (Reid, 2001) y se ve influenciada por factores externos (pH, temperatura, humedad, ambiente químico, *etc.*), aunque también se puede asociar con el uso del suelo (Kabata, 2010).

Las formas geoquímicas de los metales pesados en los suelos contaminados afectan la solubilidad, lo cual influye directamente su disponibilidad hacia las plantas (Zhang *et al.*, 1997). La especiación y la localización de contaminantes en el suelo están relacionados con su forma química en el momento de la importación, debido a que va regular no sólo su disponibilidad (según se encuentre disuelto, adsorbido, ligado o precipitado), sino también el grado de toxicidad (Kabata, 2010) e influirá decisivamente en el efecto contaminante producido.

La contaminación por metales pesados es cada vez más grave con el aumento de la industrialización y la perturbación de ciclos biogeoquímicos naturales. A diferencia de los compuestos orgánicos, los metales pesados son esencialmente no biodegradables y, por lo tanto, se acumulan en el medio ambiente. La acumulación de metales pesados en los suelos y las aguas representan un riesgo para la salud ambiental y humana (Ali *et al.*, 2013).

Varios investigadores han identificado claramente la influencia de la actividad humana como la principal causa de contaminación del ecosistema con metales pesados (Gworek *et al.*, 2016; Mazur *et al.*, 2015; Yin *et al.*, 2016; Zhu *et al.*, 2016).

Los botaderos de residuos sólidos urbanos acumulan grandes cantidades de desechos como son los metales pesados (Sánchez *et al.*, 2007) lo que representa una fuente importante de efluentes líquidos como los lixiviados y que pueden tener un impacto adverso en el medio ambiente cuando se liberan de manera incontrolada (Koda *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2006).

1.1.2.1 Toxicidad por exposición a plomo

El plomo (Pb) se ubica en el grupo IVA (metales) de la tabla periódica. Es un metal gris azulino que existe en forma natural y aproximadamente, en la corteza terrestre su concentración es del 0,002 %. Este elemento, es generalmente obtenido de la galena (PbS), la anglesita (PbSO₄) y la curositita (PbCO₃). El plomo (Pb) es tóxico para el sistema nervioso y se asocia con la depresión de muchas funciones endócrinas, aunque no hay evidencia de efectos teratogénicos o carcinogénicos. El uso más amplio del Pb elemental es para la fabricación de acumuladores; también es usado para la fabricación de tetra-etilo de plomo, pinturas, cerámicas, forros para cables, elementos de construcción, vidrios especiales, pigmentos, soldadura suave y municiones (Córdova, 2008).

La principal vía de exposición para la población general, es por la ingesta de comida y aire, mientras que la exposición ocupacional ocurre en los trabajadores de plantas de esmaltado e industrial de refinería, manufactura de baterías, plásticos y pinturas (Nava y Mendez, 2011).

Las emisiones de plomo (Pb) hacia la atmósfera provienen mayormente de las actividades como la minería, la producción de materiales industriales y la quema de combustibles fósiles. El plomo (Pb) se usa en la fabricación de baterías, municiones, productos metálicos (soldaduras y cañerías) y en dispositivos para evitar irradiación con Rayos X. Entre sus principales usos se encuentran los siguientes: antidetonante en gasolinas, fabricación de baterías, producción de municiones, fabricación de soldaduras, producción



de pinturas, vidriado de utensilios de barro, tanques de almacenamiento, protección contra radiaciones ionizantes “g” y “x”, en computadoras, televisores y equipo médico (RMN), soldaduras para equipo de cómputo, cerámicas para tecnología de ultrasonido y lentes de alta precisión para láser y fibras ópticas (Valdivia, 2007).

La principal vía de contaminación es la oral y donde la piel ofrece cierta protección ante su posible ingreso (Nava y Méndez, 2011). Después de la ingestión de plomo, este metal se absorberá dependiendo de la forma, tamaño, tránsito gastrointestinal, estado nutricional y la edad. Habrá mayor absorción de plomo si la partícula es pequeña, hay deficiencia de hierro y/o calcio, gran ingesta de grasa o inadecuada ingesta de calorías, vaciamiento estomacal. En el caso de los niños y niñas la absorción de plomo es de 30 a 50 % mientras que, en el adulto es de 10 % (Bolanowska, 1968).

El plomo (Pb) es ampliamente distribuido en el cuerpo e interfiere con varios procesos bioquímicos y que contribuyen al estrés oxidativo (Kasten, et al., 2010). Puede alterar las funciones fisiológicas e inducir numerosos efectos adversos en el sistema respiratorio como la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), cambios morfológicos en el pulmón (Anttila *et al.*, 1995; Khazdair *et al.*, 2012) asma (Ho *et al.*, 1998), sistema nervioso central y periférico (Jusko *et al.*, 2008) cardiovascular (Vaziri y Rodríguez, 2006) sistema digestivo (Van de Wiele *et al.*, 2007) y trastornos en el sistema renal.

La toxicidad del plomo (Pb) se relaciona principalmente con la capacidad de los iones de plomo metálico para reemplazar otros cationes bivalentes como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} y cationes monovalentes como Na^{+} , que finalmente perturba la homeostasia celular y cambios en diversos procesos biológicos, incluida la adhesión celular, celular señalización, plegamiento de proteínas, maduración, apoptosis, transporte iónico, regulación enzimática, equilibrio oxidante-antioxidante y respuestas inflamatorias (Jaishankar *et al.*, 2014).

El uso del plomo (Pb) se ha incrementado considerablemente en este siglo. Es importante valorar el efecto que esta desproporcionada movilización del metal está teniendo en sus niveles ambientales, ya que a pesar de las medidas

que se adoptan para evitar o controlar la polución con plomo, los seres humanos siempre han estado expuestos a este elemento, pero los récords de envenenamiento se han incrementado sustancialmente en décadas recientes debido a su uso como producto del proceso industrial. En consecuencia, hay la necesidad de reducir significativamente el contaminante del ambiente y controlar la exposición de los seres humanos a su toxicidad (Aranguren, 1999).

El plomo (Pb) es tóxico que afecta al reino vegetal, ya que se difunde por el sistema vascular de la planta y contamina, las partes aéreas consumibles. Esta característica añadida a su efímera persistencia en las aguas, contribuye a explicar su bajo poder de biomagnificación a través de la cadena alimentaria. En cambio, las hojas o los frutos se pueden ver más expuestos a este metal por la cercanía a las industrias o autopistas.

El mucílago (segregado por la cofia) puede retener en sus cargas negativas cationes como el Pb^{2+} , previniendo la entrada de este metal al ápice radicular. Sin embargo, al ser biodegradado, el sistema radicular queda desprotegido y el plomo ingresa uniéndose con los grupos carboxilo del ácido urónico del mucílago. Una posible vía del transporte del plomo a través de la membrana plasmática parece que es a través de los canales catiónicos de la misma, tales como los canales de calcio. Asimismo, el Ca^{2+} bloquea el transporte del Pb^{2+} dentro de la raíz, apreciando así una mayor acumulación del metal en esta parte. El plomo (Pb) se mueve en el apoplasto de la raíz en una forma radial a través del córtex y se acumula en la endodermis. La endodermis actuará como una barrera parcial para evitar el paso del metal hacia la parte aérea y la banda de Caspari, es la responsable de restringir el transporte del plomo. Se ha demostrado que el plomo se retiene más en la membrana citoplasmática que en la pared celular. Además, la distribución del plomo en la raíz dependerá de la concentración de plomo (Pb) resultando que a bajas concentraciones de plomo predomina el flujo de iones plomo en el apoplasto, mientras que a altas concentraciones del metal la barrera funcional de la membrana plasmática es dañada y una gran cantidad de plomo (Pb) ingresa al interior de las células. La pared celular y las vacuolas juntas suman 96% del plomo absorbido (Seregin *et al.*, 2004).

Datos recientes sobre la industria líder mundial reveló que China se había convertido en el mayor productor de plomo por el Servicio Geológico de Estados Unidos en 2016 y 2017 (Bi *et al.*, 2019). Mientras tanto, el Registro de Sustancias Tóxicas y de los EEUU señaló que, los iones de plomo persisten la segunda sustancia peligrosa prioritaria (Dias *et al.*, 2019).

Se informó que los iones de plomo (Pb) son sustancias no esenciales para el crecimiento de las plantas. Una vez absorbido por las plantas, varios tipos de efectos adversos, incluidos biosíntesis de clorofila, fotosíntesis y homeostasis redox incluso a bajas concentraciones se induciría debido a la no biodegradabilidad y bioacumulación en el suelo agrícola (Bi *et al.* 2019).

Entre todos los daños inducidos por iones de plomo a las plantas, la mayoría de los efectos tóxicos es la creciente generación de especies reactivas de oxígeno (ROS), que podrían conducir a la interrupción del estado redox de las células (Dias *et al.*, 2019). Múltiples sitios u orgánulos en la célula son objetivos de un exceso de ROS e incluso las proteínas constituyen el primer objetivo oxidativo (Nishiyama *et al.*, 2011; Pourrut *et al.*, 2008).

Como metal redoxinactivo, los iones de plomo pueden inactivar proteínas funcionales mediante la formación de enlaces covalentes con grupos sulfhidrilo en comparación con metales redox-activos a través, de reacciones catalizadoras de Haber-Weiss / Fenton (Yang *et al.*, 2015). Además, los iones de plomo también pueden inhibir las funciones de las proteínas mediante la unión con otros grupos funcionales (por ejemplo, -COOH y -NH₂) a diferencia de otros microelementos con cierta movilidad (Gupta *et al.*, 2010b). En células vegetales al igual que el Zn (II) y Cu (II), los iones de plomo muestran un mínimo translocación y se acumulan principalmente en los tejidos de la raíz (Fargašová, 2001). Ante la sobreexposición a iones de plomo, entonces el sistema antioxidante sería perturbado y generado oxígeno reactivo excesivo especies (Shahid *et al.*, 2014) pero las plantas han desarrollado mecanismos enzimáticos y no enzimáticos para protegerse por los daños oxidativos (Ashry *et al.*, 2010; El-Sayed *et al.*, 2015)

1.1.3 Predicción ambiental con biomodelos

En 1977 un grupo de científicos interesados en formalizar las pruebas de toxicidad con organismos vivos se reunió, asistiendo no solamente académicos, sino también representantes gubernamentales, los cuales discutieron las características que deberían tener estas pruebas y las categorizaron en orden de importancia de acuerdo a los siguientes aspectos:

- a) Ser capaces de generar resultados ecológicamente significativos.
- b) Generar información defendible desde el punto de vista científico y legal.
- c) Estar basadas en métodos disponibles rutinariamente y ser de amplia aplicación.
- d) Ser predictivas de efectos ecológicos.
- e) Ser aplicables a una amplia variedad de compuestos.
- f) Ser simples y costo-efectivos.

Las pruebas analizadas por este grupo de científicos, las evaluaciones de toxicidad aguda recibieron las calificaciones más altas, ya que cumplen con todas o casi todas las características descritas anteriormente.

No obstante, cabe señalar que este tipo de evaluaciones pueden tener algunas limitantes, ya que el hecho de que demuestren que un contaminante ocasiona la mortalidad del 50% de una especie, no necesariamente significa que pueda presentarse un daño ecológico. Asimismo, estas pruebas no pueden detectar fácilmente los efectos de compuestos que no sean letales, pero que retarden el desarrollo (crecimiento o reproducción) de las especies, o de compuestos que produzcan daños a nivel poblacional, lo cual puede tener un impacto ecológico considerable (Moriarty, 1983). Sin embargo, es importante enfatizar que, las pruebas de toxicidad aguda son de gran utilidad porque permiten la construcción de bases de datos para la comparación de la sensibilidad de las especies a los contaminantes o de la toxicidad de un grupo de compuestos en una especie en particular, de una manera rápida y económica.

Actualmente, los resultados de las pruebas de laboratorio son aceptados como estimaciones conservadoras de los efectos potenciales de las sustancias en el medio



ambiente y se reconoce su utilidad para los programas de monitoreo ambiental, así como para la regulación de sustancias, ya que son herramientas baratas que permiten identificar y evaluar los efectos potenciales de los contaminantes generados sobre componentes biológicos, con lo que se puede priorizar muestras o áreas que requieren estudios más exhaustivos y caros.

Asimismo, las pruebas biológicas pueden ser utilizadas para evaluar la biodisponibilidad de contaminantes, inclusive en muestras con mezclas complejas, mediante una gran diversidad de respuestas a distintos niveles de organización biológica, que van desde alteraciones bioquímicas y moleculares hasta disfunción endocrina, modificaciones conductuales y fisiológicas (efectos sobre crecimiento, reproducción) y de los parámetros poblacionales. Desde el punto de vista regulatorio las pruebas biológicas pueden utilizarse para establecer criterios de calidad ambiental, controlar descargas de aguas residuales municipales e industriales, regular el uso y producción de sustancias químicas; y enjuiciar como defender actividades relacionadas con los contaminantes en casos de litigio ambiental. Es importante mencionar que las industrias pueden incorporar las pruebas biológicas a su proceso de toma de decisiones con respecto al desarrollo, manufactura y comercialización de sus productos.

Por otra parte, alrededor del mundo se han desarrollado ejercicios en los que se ha buscado estandarizar pruebas de toxicidad, así como seleccionar grupos de éstas con distintas especies para integrar lo que se conoce como “baterías de pruebas”, las cuales tienen como objetivo tratar de identificar los efectos de los contaminantes y de nuevas sustancias sobre un grupo de organismos que representen distintos grupos taxonómicos de importancia ecológica y cuyas sensibilidades sean complementarias. De esta forma se hace posible detectar un efecto en el caso de muestras en las que se desconoce el origen de su toxicidad.

Las pruebas de toxicidad aportan una conexión esencial entre la química ambiental (la presencia de sustancias donde no deben estar o en concentraciones mayores a las basales, medidas a través de análisis químicos) y la ecotoxicología (la presencia de sustancias que causan efectos biológicos adversos, medidos en organismos individuales a través de pruebas de toxicidad y en poblaciones a través de análisis de estructura o función de las comunidades). La mayoría de las pruebas de toxicidad

se basan todavía en especies de ambientes templados, que fueron desarrolladas originalmente para su aplicación en Norteamérica. No obstante, ha existido una evolución notoria de este cambio. Sin embargo, ahora se desarrollan nuevas pruebas más apropiadas para cada país, existiendo diferencias innegables en la sensibilidad de las especies a los contaminantes en las diferentes áreas geográficas del mundo.

1.1.4 Botadero sanitario: análisis físico-químicos en suelos agrícolas

Krook *et al.* (2012) la excavación de vertederos inseguros permite la aparición de riesgos ambientales, sin embargo, su presencia debe considerar que no exista la movilización de grandes volúmenes de tierras y que, en consecuencia, afecta la integridad del suelo (Jani *et al.*, 2016) donde las funciones de las capas se afecten (Burlakovs *et al.*, 2021; Kaartinen *et al.*, 2013) y aumente la improductividad del propio suelo (Brandstätter *et al.*, 2014; Kaczala *et al.*, 2017).

Ante un botaderos de residuos sólidos urbanos sobre los suelos (Krook *et al.*, 2012; Parrodi *et al.*, 2018) resulta limitante comparar, cuál es la calidad de los parámetros físico-químicos una vez impactados. Con el fin de minimizar el riesgo de eliminación de desechos sólidos urbanos al medio ambiente, se supone que cada vertedero de desechos debe tener un sistema eficaz de sellado y drenaje. El sistema de sellado evita la penetración del agua de lluvia en el vertedero y lixiviado en el ambiente, pero también asegura que el lixiviado no permanezca en el cuerpo del vertedero (Kurniawan *et al.*, 2006a; Kurniawan *et al.*, 2006).

El lixiviado se transporta, a través de sistemas de canales cerrados a piscinas y pueden seguir utilizándose en varios los procesos tecnológicos del relleno sanitario o se tratan en la planta de tratamiento de aguas residuales antes de ser liberados al alcantarillado y con ello, se garantiza que los parámetros físico-químicos de calidad de los suelos se mantengan en valores aceptables (Brennan *et al.*, 2016). En su investigación realizada menciona durante la purificación no siempre es posible eliminar todo contaminantes del lixiviado (Osaki *et al.*, 2006) por lo que aún representan un peligro potencial para los humanos y el medio ambiente (calidad de los suelos), ya que la descomposición de la materia orgánica e inorgánica, además, del enjuagado de los residuos sólidos depositado en el vertedero resulta acelerada (Kjeldsen *et al.*, 2002).

Rapti y Vaccaro (2006) el lixiviado resultante (degradación de la materia orgánica, la generación de gas de vertedero, el desarrollo de la temperatura y la edad del vertedero que influye en las propiedades de los lixiviados), es quien perjudica las propiedades físico-químicas de los suelos

Es por ello que, la variación de las propiedades físico-químicas en los suelos adyacentes a los vertederos se debe a la composición de los lixiviados (Aygün *et al.*, 2018; Gupta y Rajamani, 2015; Renou *et al.*, 2008; Thomas *et al.*, 2009).

1.1.5 Movilidad y persistencia ambiental del plomo en suelos agrícolas

Martorell (2010) los metales son persistentes, es decir, no pueden ser creados o degradados mediante procesos biológicos ni de forma antropogénica. Una vez que han entrado en los ecosistemas, se transforman a través de procesos biogeoquímicos y se distribuyen entre varias especies con distintas características físico-químicas, por ejemplo: material particulado ($>0,45 \mu\text{m}$), coloidal (1 nm- $0,45 \mu\text{m}$) y especies disueltas (=1 nm)

Reilly (2003) los metales pesados están presentes naturalmente en los suelos, pero se ha comprobado que en los últimos años se ha venido presentando una acumulación antropogénica por diversas actividades de tipo industrial, agrícola y mala disposición de residuos sólidos. (García, 2000; Giuffré *et al.*, 2005) dentro de los principales metales que son ampliamente contaminantes ambientales se encuentra el plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg)

Nolasco (2001) las concentraciones normales en el suelo no contaminado están entre 5 – 25 mg/kg. En áreas contaminadas se pueden encontrar en el suelo concentraciones de hasta 8 g/kg. A distancias de 1 hasta 25 metros de las vías de tránsito más importantes, las concentraciones de plomo en los suelos pueden llegar hasta los 2,000 mg/kg. Una vez que el plomo está disponible en el suelo, queda retenido en la fase orgánica de las capas superiores (2 cm – 5 cm)

No todo el plomo (Pb) del suelo presenta el mismo grado de movilidad o biodisponibilidad. La distribución química del plomo en el suelo depende del pH del suelo, de la mineralogía, de la textura, del contenido en materia orgánica, así como de la naturaleza de los compuestos de plomo contaminantes.

D'Amore *et al.* (2005) en la mayoría de los suelos de los entornos rurales y urbanos se pueden acumular uno o más metales pesados por encima de los valores definidos, con concentraciones suficientemente altas como para causar riesgos a la salud humana, plantas, animales, ecosistemas, u otros medios de comunicación. Los metales pesados se vuelven esencialmente contaminantes en los ambientes de suelos debido a:

- a) Sus tasas de generación a través de los ciclos artificiales son más rápidos en relación con los naturales
- b) Las concentraciones de los metales en los productos desechados son relativamente altos en comparación con aquellos en el medio receptor, y
- c) La forma química (especies) en la que un metal se encuentra en el sistema ambiental receptor puede hacerlo más biodisponible

1.2 Antecedentes

(Blum, 2005; Bone *et al.*, 2010; Soil Survey Staff - NRCS/USDA, 2014) indican que los suelos son sistemas complejos y dinámicos donde constituyen un componente esencial del planeta, pues cumple diversas funciones para la vida humana y sus relaciones sociales. El suelo es un componente imprescindible de la naturaleza, el cual está constituido por minerales, aire, agua, materia orgánica, macro, meso y microorganismos, los cuales, al interactuar, cumplen funciones bióticas como abióticas ya que el suelo es parte esencial de los ciclos biogeoquímicos donde hay distribución, transporte, almacenamiento y transformación de materiales y energía, los cuales son necesarios para la vida en el planeta (Van Miegroet y Johnson, 2009).

Burbano (2010) reporta la importancia del suelo como componente ambiental esencial para el desarrollo de las sociedades, así como su contribución a la reproducción y regulación de los ecosistemas, no se puede negar, aunque su valoración social radica sobre lo que representa en términos de propiedad

Lal *et al.* (2012) manifiestan si bien es cierto que la degradación ambiental de los suelos ha sido referida a su disminución como capacidad de producción o de cumplir con sus funciones ambientales las actividades industriales, mineras y urbanas insostenibles que generan residuos sólidos, líquidos o gaseosos, ocasionan alta peligrosidad.

FAO (2007) el inadecuado manejo de residuos sólidos orgánicos provenientes de la producción animal (ganadería, porcicultura, avicultura, entre otros) o de rellenos sanitarios y éstos pueden generar problemas de contaminación de suelos, en el Perú, la contaminación por residuos sólidos alcanza niveles alarmantes y se explica por factores tales como el crecimiento de la población (con hábitos de consumo inadecuados y educación ambiental precaria), procesos migratorios desordenados, flujos comerciales insostenibles y mal manejo de los residuos por la mayoría de las municipalidades, hasta final del año 2009, el 77,5 % de los residuos que se generan en el ámbito nacional eran dispuestos en calles, botaderos públicos, cursos de agua superficiales o áreas costeras, o bien se segregaban de manera clandestina, lo que generaba contaminación ambiental del suelo y agua (MINAM, 2012) aunque en la actualidad, estas malas prácticas se mantienen en todos los departamentos a nivel nacional.

Nabavi *et al.* (2017) en sus estudios realizados sobre el pronóstico del uso de energía e impactos ambientales para el sistema de reciclaje de la gestión de residuos sólidos municipales se encontró, que la toxicidad generada en los sitios de disposición final, es causada por el aumento de sustancias y compuestos indeseables con relación a la falta de eliminación de los desechos, siendo el sistema de transporte la razón medular sobre la gestión.

Schreck y Wagner (2017) consideran que deben realizarse una gestión de los residuos sólidos para la mitigación ambiental, pero tiene que seleccionarse un área de análisis empírica para recoger datos suficientes y que podrían utilizarse para dimensionar las políticas públicas y lograr determinadas ganancias de bienestar social. Los datos agrupados pueden ser transversales (medir o simular el comportamiento del mercado, a través de muchos agentes en un período de tiempo determinado), generar series temporales (centradas en un agente durante varios períodos de tiempo) o ambas (centradas en múltiples agentes a través de múltiples períodos de tiempo en un análisis de panel) y solo así, se podrá conocer la eficiencia de la gestión de los residuos sólidos.

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo celebrada en Río de Janeiro-Brasil en 1992 y donde se discutió sobre los impactos que el desarrollo “supuestamente genera” pero que efectos de igual modo, causa sobre los ecosistemas y la salud de la población de manera que, la búsqueda de mecanismos para mitigar todo tipo de

presión social que perjudique al medio ambiente, fue y sigue siendo un gran desafío donde uno de los recursos naturales más afectados, es el suelo perteneciente a las zonas urbanas.

Sándor y Szabó (2014) los suelos de las zonas urbanas están compuestos por diversos materiales de origen natural como artificial y donde la acumulación antropogénica sobre la superficie natural forma estrato específico definido en la literatura como capas culturales. La discontinuidad litológica suelo (LDS) se caracteriza por la aparición de cambios de contraste en las clases de textura, composición mineralógica de los horizontes o capas individuales de diferentes edades (Waroszewski *et al.*, 2018).

Waroszewski *et al.* (2018) la LDS constituye una estimable fuente de información de tipo valiosa, no sólo sobre las escalas temporales de la propia formación del suelo, además, sobre la dirección de la pedogénesis.

Sándor y Szabó (2014) la contaminación con metales pesados como resultado de la actividad humana ha tenido lugar en cada etapa de la formación del suelo urbano, pero este contenido de metales también puede estar influenciado por la presencia y cantidad de materia orgánica (Lehmann y Stahr, 2007) o proceder de lixiviados generados por rellenos sanitarios (Dan *et al.*, 2017).

Los cambios de estilo de vida, modo de producción y consumo de la población, ha estado enmarcado sobre el desarrollo económico, crecimiento demográfico, urbanización y la revolución tecnológica donde los residuos sólidos (RS) tanto en cantidad como diferenciación, han sido parte de los resultados directos de estos procesos, sobre todo, en las grandes ciudades y centros urbanos, siendo muchos de ellos de origen sintético, representando serios problemas a la salud humana y los ecosistemas.

Nasrollahi *et al.* (2016) la proporción de residuos sólidos domésticos representa el 62% del total de los residuos sólidos. Por lo tanto, es necesario utilizar métodos que podrían conducir a una reducción de las emisiones. Además, dado que las actividades municipales producen la mayor cantidad de residuos en todo el mundo, existen varias actividades que podrían utilizarse para hacer frente a estos (Leme *et al.*, 2014).

Gundupalli *et al.* (2017) los reciclajes de residuos municipales es una de estas actividades que deben ser realizadas por los municipios donde el mismo de manera efectiva puede permitir, la recuperación de materiales reciclables valiosos, y puede disminuir el impacto ambiental negativo



Alqader y Hamad (2012) un sistema integrado de gestión de residuos es uno de los principales retos para el desarrollo sostenible. La gestión integrada de residuos sólidos (GIRS) representa un enfoque contemporáneo y sistemático de la gestión de residuos sólidos. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) define la GIRS: como un sistema completo de reducción, recolección, compostaje, reciclado y eliminación de desechos

Palmiotto *et al.* (2014) la eliminación de residuos sólidos urbanos en vertederos está atrayendo mucha atención debido al impacto negativo en el medio ambiente derivado de su manejo inadecuado. Los impactos incluyen el deterioro del paisaje, producción de polvo y lixiviados y las emisiones de gases contaminantes, Sin embargo, los GIRS pueden ser vistos como una fuente de energía doméstica ampliamente disponible, debido a su importante contenido energético ya su producción continua (Gargiulo y Lombardi, 2016).

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Identificación del problema

Morales (2021) nuestro país presenta como problemática nacional, la inadecuada disposición final de residuos sólidos, dado que se efectúan en áreas degradadas por residuos sólidos municipales -botaderos- siendo que, al año 2021 en el Perú existe 1607 botaderos (OEFA, 2021), los mismos que son administrados por los Gobiernos Locales, cuyo rol es garantizar su recuperación -previamente implementar una infraestructura de relleno sanitario- y durante ese proceso ejecutar acciones de mitigación. La inacción o desinterés de los gobiernos locales, genera impactos negativos afectando los componentes ambientales (suelo, agua, aire, biodiversidad), deteriorando el ambiente y poniendo en riesgo la salud de la población aledaña.

Una de las principales dificultades ambientales es la disposición final de residuos sólidos urbanos no tratados (Bernache, 2014; Bustos, 2009) en los botaderos como sistema de gestión ambiental (Madurwar *et al.*, 2013; Pappu *et al.*, 2007; Pérez *et al.*, 2020). Ante la poca eficiencia de políticas ambientales relacionadas con el tratamiento de los residuos sólidos municipales, la construcción de los rellenos sanitarios, no cumplen su funcionamiento sostenible (Raut *et al.*, 2011) trayendo consigo deterioro en el bienestar social y económico en las poblaciones aledañas a los rellenos sanitarios (Louro, 2013) la deficiencia en el tratamiento de los residuos sólidos, es uno de los problemas ambientales más críticos en las zonas urbanas (Güereca *et al.*, 2015; Stamou y Antizar, 2016) donde se desea el reuso de algunos materiales que se encuentran disponibles (Korai *et al.*, 2016) y así disminuir el probable impacto ambiental que ocasionan los botaderos inadecuados (Gallego *et al.*, 2016; Potdar *et al.*, 2016; Wilson *et al.*, 2015) para caracterizar, los efectos

que generan los botaderos de residuos sólidos urbanos, el uso de bioensayos como herramientas de predicción permiten la evaluación toxicológica ambiental (Wilke *et al.*, 2008; Z̄altauskaite y C̄ypaite, 2008). La reducción de los lixiviados que se producen desde los vertederos, es esencial para la reducción de las cargas contaminantes que podrían recepcionarse en los suelos agrícolas (Ganey y Boyd, 2005) las plantas absorben una amplia variedad de minerales del suelo para su desarrollo, pero del mismo modo, algunos elementos no deseados pueden incorporarse como los metales y una vez que atraviesan las barreras celulares de la raíz, pueden translocarse hacia las hojas y frutos. Por ejemplo, si la concentración del plomo en las hojas sobre la base de su peso seco es superior al 0,1% de la concentración del elemento en el suelo, entonces la planta bajo las condiciones del suelo está absorbiendo y acumulando mucho el metal (Berna *et al.*, 2007). Manifiestan los diversos autores expresan que la hiperacumulación que se presenta puede variar, según las especies de plantas (Kidd *et al.*, 2007). López (2005) indica que la radiación solar, temperaturas elevadas y susceptibilidad al agua son factores que favorecen la acumulación de metales en la especie *Zea mays*. Otros factores que permiten la absorción desde el suelo son la materia orgánica y el pH donde la biodisponibilidad aumenta (Dixit *et al.*, 2015; Gil *et al.*, 2012) y finalmente, el desequilibrio sobre las propiedades edafológicas en los suelos agrícolas, es irreparable (Calderón *et al.*, 2003; Qadir y Malik, 2011).

2.2 Enunciados del problema

¿Cómo los factores físico-químicos y el plomo del suelo agrícola influyen en el coeficiente de absorción biológico de *Zea mays* ante la exposición del botadero de residuos sólidos en la ciudad de Abancay?

2.2.1 Enunciado general

¿Qué método podría realizarse para determinar las propiedades físico-químicas y disponibilidad de plomo en suelos agrícolas del botadero de residuos sólidos de la ciudad de Abancay?

2.2.2 Problemas específicos

- a) ¿Cuál es la variación de los factores físico-químicas y concentración de plomo disponible en el suelo agrícola?
- b) ¿Cuál es el efecto inmediato de toxicidad aguda en el suelo agrícola?

- c) ¿Cómo influye la concentración del plomo disponible sobre el coeficiente absorción biológico de *Zea mays* en el suelo agrícola?

2.3 Justificación

Los residuos sólidos del Botadero Quitasol se descomponen y generan lixiviados y gases, los que están constituidos por materiales químicos altamente tóxicos e inflamables. Los fluidos (lixiviados y gases) el líquido que percola a través de los residuos sólidos y que acarrea materiales disueltos o suspendidos se filtran en el suelo e incorporan elementos tóxicos reduciendo la capacidad productiva y el uso del suelo.

La infiltración de agua de lluvia es el principal generador de lixiviados en el botadero, otros contribuyentes son el contenido de humedad propia de los residuos sólidos y el agua de escorrentía que entra en contacto con los residuos sólidos

A través de este instrumento de gestión llamado Estándar de Calidad Ambiental (ECA) establece la medida el nivel de concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el aire, agua o suelo en su condición de cuerpo receptor cuya evaluación periódica permite saber su cumplimiento y tomar las medidas respectivas.

La variación de la materia orgánica, pH y la concentración asimilable del plomo (Pb) en el suelo agrícola, además, de su toxicidad inmediata y el valor de uso agrícola ante la absorción del plomo mediante la especie *Zea mays*.

La investigación presentó como alcance su expresión concreta de realización, ya que se dispuso de recursos materiales, financieros como humano, permitiéndose de esta forma, ejecutar las acciones declaradas en el plan de diseño, según el tiempo asignado. Asimismo, se tuvo todo el juicio de valor ético, ya que se caracterizó el suelo agrícola ante su impacto por el botadero de residuos sólidos de Abancay.

2.4 Objetivos

2.4.1 Objetivo general

Evaluar el coeficiente de adsorción biológico en *Zea mays* ante los factores físico-químicos y plomo en suelos agrícolas por efecto del botadero de residuos sólidos en la ciudad de Abancay.

2.4.2 Objetivos específicos

- a) Determinar la materia orgánica, pH y plomo (Pb) asimilable en el suelo agrícola.
- b) Analizar la toxicidad letal aguda mediante el biomodelo terrestre *Eisenia andrei* en el suelo agrícola.
- c) Estimar el coeficiente de absorción biológico por transferencia del plomo asimilable desde el suelo a la raíz de la especie *Zea mays*.

2.5 Hipótesis

2.5.1 Hipótesis general

El coeficiente de adsorción biológico en *Zea mays* permite la evaluación ante los factores físico-químicos y plomo en suelos agrícolas por efecto del botadero de residuos sólidos en la ciudad de Abancay.

2.5.2 Hipótesis específicas

- a) La medición de propiedades físico-químicas y metales puede indicar la calidad ambiental en el suelo agrícola.
- b) Mediante el bioensayo terrestre con *Eisenia andrei* puede medirse el efecto toxicológico agudo según las propiedades físico-químicas y metales disponibles en el suelo agrícola.
- c) El coeficiente de absorción biológico puede estimar el efecto del botadero de residuos sólidos.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Lugar de estudios

El estudio se realizó durante dos periodos (húmedo y seco) en suelos agrícolas cercano al botadero de residuos sólidos, ubicado en la Comunidad Campesina de Quitasol, ciudad de Abancay, región de Apurímac localizado a una altitud de 2159 m.s.n.m. y las coordenadas en UTM: E 72.55.40" y N 84.13.39.00., Ubigeo 0301010033 de acuerdo al datum WGS-84 (Perú) (figura 1).

La actividad agrícola es el principal soporte por la diversidad de su producción que tiene como productos de pan llevar y fruta para el mercado local: Maíz amarillo duro (*Zea mays*), Palta (*Persea americana*; Mill), Alfalfa (*Medicago sativa*) Frijol (*Phaseolus vulgaris* L.).

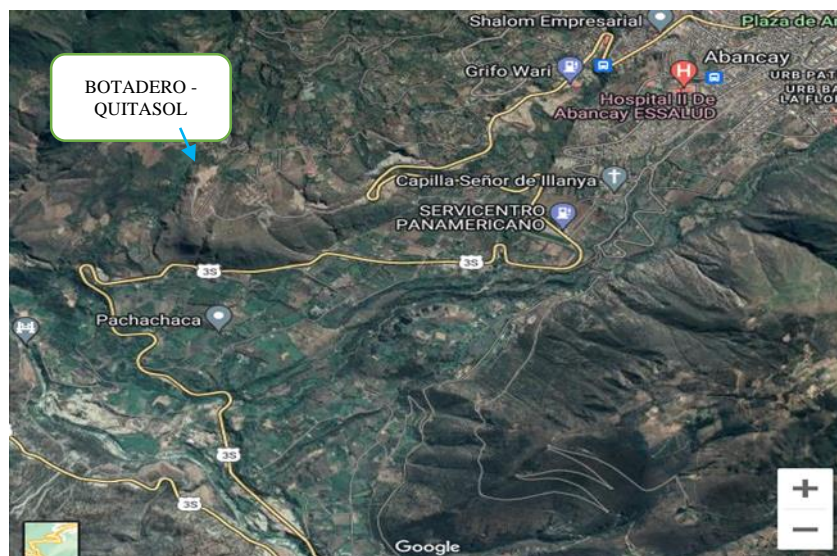


Figura 1. Imagen satelital / botadero de residuos sólidos Quitasol, Abancay-Perú.
Fuente: <https://viasatelital.com/peru>.

3.2 Población

Se tomó el suelo agrícola en dos periodos (húmedo-seco) como matriz ambiental de análisis (anexo 1). El tipo de muestreo ambiental a realizar fue no probabilístico por conveniencia, teniendo como una de sus principales ventajas la facilidad de obtener las muestras y el costo usualmente bajo para los análisis.

3.3 Muestra

Las muestras del suelo se obtuvieron mediante un muestreador manual y solo se seleccionó de la capa arable (anexo 2), tres puntos de muestreo siendo clasificados como exposición y donde se extrajo muestras de suelo agrícola a dos profundidades (0-10 cm y 15-30 cm), estando el mismo referido a los sistemas radiculares de las plantas (Aquino, et al., 1989).

El total de muestra analizar fueron tres, las cuales procedieron de un pool, a partir de tres sub-muestras que conformaron una sola muestra representativa o compuesta de cada punto de muestreo.

Una vez seleccionadas las muestras en los puntos de exposición se depositaron en bolsas de polietileno previa identificación (P1, P2 y P3), homogenizándose y luego obtenerse solo 1 kilogramo (Aquino et al.1989) para su análisis en el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. (Lima, Perú).

3.4 Método de investigación

3.4.1 Determinación de la materia orgánica en el suelo agrícola

La materia orgánica se evaluó mediante el método de Walkley-Black donde se consideró un estado de humedad con factor igual a 1,72% pudiendo asumirse que, el 58 % de la materia orgánica del suelo fue carbono orgánico. En el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. se siguió el siguiente procedimiento de análisis para su determinación:

- a) Se pesó 1,0 g de muestra de suelo y depositó a un Erlenmeyer de 500 mL
- b) Se añadió 20 mL de $K_2Cr_2O_7$ (1N) cubriendo toda la muestra sin salpicaduras.
- c) Se añadió con probeta 20 mL de ácido sulfúrico concentrado.
- d) Se agitó y dejó reposar durante 30 min.

- e) Se añadió 200 mL de agua destilada, agitó y dejó reposar durante 1 hora.
- f) Se filtró la suspensión y cercioró no presentar turbidez el filtrado (re-filtre si es necesario).
- g) Se leyó en espectrofotómetro a una $\lambda = 590$ nm utilizando el patrón 0.00 para el ajuste del equipo: $MO (\%) = (A \times 100 \times 1.72) / (m \times P)$.

m = Pendiente ($m = y / x$); y = Valor de la absorbancia; x = Valor de la concentración de carbono (%); A = Absorbancia; P = Peso de la muestra en G; 1,72 = Factor de conversión del C a MO (1/ 0,58)

Los resultados fueron comparados con la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 debido a que, en el Perú la norma regulatoria identificada por el Decreto Supremo No. 011-2017 MINAM. Estándares de Calidad para Suelo, no menciona el valor clasificado de la materia orgánica.

3.4.2 Determinación del pH en el suelo agrícola

Mediante el uso del instrumento Hanna HI 9828 se midió el pH en el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. y para ello se siguió el siguiente procedimiento:

- a) Se pesó 10g de suelo y se añadió 25mL de agua destilada.
- b) Se agitó vigorosamente con agitador magnético durante 5 minutos.
- c) Se dejó reposar durante 30 minutos para que la solución se equilibre.

Finalmente, se agitó las muestras antes de tomar la lectura en condiciones de laboratorio.

Los resultados fueron comparados con la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 debido a que, en el Perú la norma regulatoria identificada por el Decreto Supremo No. 011-2017 MINAM. Estándares de Calidad para Suelo, no menciona el valor clasificado para el pH.

3.4.3 Determinación de plomo asimilable en el suelo agrícola

En el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. se midió la concentración del plomo asimilable mediante el siguiente procedimiento:

- a) Se pesó 5 gramos de esta matriz ambiental, donde se le añadió 50mL de HCl (1N), centrifugándose luego a 3000 r.p.m. y se filtró.
- b) La cuantificó mediante la técnica de espectrometría de plasma inductivamente acoplado con vista axial (ICP-AES), la cual es una de las más utilizadas para la determinación de analitos ambientales debido al alto grado de automatización que ofrece, así como a su buena sensibilidad, reproducibilidad y rapidez de trabajo (González y Pereda, 2009). Dicha cuantificación se realizó en el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. (anexo 3).
- c) Los resultados fueron comparados con el límite máximo permisible declarado por el Decreto Supremo No. 011-2017 MINAM. Estándares de Calidad para Suelo.

3.4.4 Principio del bioensayo de toxicidad letal aguda

El bioensayo de toxicidad estuvo basado en la guía 207 – OCDE, 1984 (anexo 2). Se estableció dos réplicas para los 4 tratamientos y el control (figura 1).

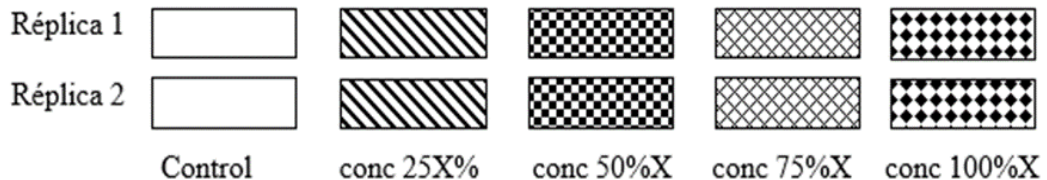


Figura 2. Experimento de la curva dosis – respuesta en el biomodelo *Eisenia Andrei*.

3.4.4.1 Condiciones experimentales

Los individuos se aclimataron 24 horas antes del estudio en placas Petri y sin alimentación durante el período de ensayo.

La temperatura del ensayo fue controlada y climatizada a 18°C. El período de prueba consistirá en 96 horas, donde el parámetro a medir fue concentración letal 50 (CL₅₀) como toxicidad aguda. El análisis estadístico para medir la CL₅₀ será el método gráfico que establece básicamente la curva dosis-respuesta.

Los datos de concentración/mortalidad se utilizan para calcular la concentración letal media o CL_{50} , la cual se puede determinar por el método Probit o Trimmed-Spearman, según sea el caso. Para ello, se utilizó el software proporcionado por la USEPA, el cual describe lo siguiente:

$$p = (r/n) \times 100$$

Dónde:

- Número de individuos (n)
- Número de organismos muertos o afectados (r)
- Porcentaje de efecto (p)

La representación gráfica de p vs. d, o relación dosis-respuesta, genera una curva parabólica que muchas veces presenta dificultades en la construcción de un modelo lineal. Una forma de abordar este problema es transformando d a una escala logarítmica ($X = \log_{10}(d)$), lo cual mostrará una relación dosis-respuesta de forma S o sigmoidea normal.

Posteriormente, mediante las tablas de Probit se transforma p (porcentaje de efecto) a unidades Probit (buscando en una tabla de distribución normal el valor de z correspondiente a una probabilidad acumulada igual a p y sumándole a continuación cinco unidades), se obtiene una distribución de puntos en un sistema bivariado de tipo lineal, los cuales se procesan según un análisis de regresión típico.

Vale la pena enfatizar que el Probit es una transformación sobre la tasa de efecto (p) y la ecuación generada es de la forma:

$$y = a + bx$$

Dónde:

- y (expresado en unidades Probit) = $z + 5$
- z = variable normal estándar = z_0 tal que la $\text{Prob}(z \leq z_0) = p$

- a y b son los estimadores de los parámetros de la recta de regresión
- Cuando $p = 50\%$ entonces $y = 5$, por tanto: $x_5 = \log_{10} CL_{50} = 10 \times 5$

3.4.5 Estimación del coeficiente de absorción biológico en la especie *Zea mays*

Para analizar el coeficiente de absorción biológico (CAB) se relacionará la concentración del plomo asimilable en la raíz entre la concentración del plomo asimilable en el suelo según lo descrito por (Argota *et al.*, 2014).

3.5 Descripción detallada de métodos por objetivos específicos

3.5.1 Descripción del método Walkley Black para la materia orgánica.

El método consiste en una oxidación de forma incompleta del carbono orgánico ante la reacción sobre determinada cantidad con dicromato de potasio, el cual interviene como agente oxidante según el exceso de ácido sulfúrico concentrado. El resultado de la mezcla sulfo-crómica facilita una temperatura óptima para oxidar del carbono orgánico que está contenido en la muestra de suelo. Luego, el exceso de dicromato de potasio se valora mediante una solución de sulfato ferroso amónico hexahidratado. El dicromato de potasio reducido es equivalente al carbono orgánico que existe en la muestra de suelo. La indicación del resultado en porcentaje de materia orgánica se multiplica por un determinado factor de corrección, ya que la combustión del carbono es incompleta.

3.5.1.1 Descripción del uso de reactivos, materiales, equipos.

- Reactivos:** dicromato de potasio, ácido sulfúrico concentrado, sulfato ferroso amónico, sulfato de plata, fluoruro de sodio, di-fenilamina, agua destilada
- Materiales:** balones de aforo (1000 mL), vasos de precipitación (250 ml), varilla de vidrio, botellas ámbar de vidrio (1000 mL), tamices ASTM (4, 8, 12, 20, 40), erlenmeyer (250 mL), pipetas (5 y 10 mL) bureta, probeta de vidrio (50 mL), gotero soporte universal, papel de filtro

- c) **Equipos:** balanza analítica, agitador magnético, cronómetro digital campana extractora de gases, espectrofotómetro.

3.5.2 Descripción del pH en el suelo agrícola.

Se considero la presencia de electrodos de antimonio que permite la determinación del pH en tiempo real. Los electrodos de antimonio se calibran antes y después de la determinación de pH en campo usando soluciones tampón estándar de pH 4 y 7. La medición electroquímica de la concentración efectiva de iones H^+ se realiza mediante la inmersión de electrodos en la proporción de 1:2.5 y KCl (1N).

3.5.2.1 Descripción del uso de reactivos, materiales, equipos.

- a) **Reactivos:** soluciones buffer pH 4-7, agua destilada
- b) **Materiales:** vasos de precipitación (250 mL), botellas ámbar de vidrio (1000 mL), pipetas (5 y 10 mL), agitador magnético
- c) **Equipos:** agitador magnético, instrumento Hanna HI 9828

3.5.3 Descripción del plomo en el suelo agrícola.

Se considero la analítica por digestión ácida donde previamente se seca la muestra de suelo y se le adiciona una mezcla de ácido perclórico, ácido sulfúrico y ácido nítrico. Luego la muestra se calienta con añadidura de ácido nítrico concentrado hasta la obtención de sales húmedas. se cuantifica la lectura de concentración mediante espectrometría de plasma inductivamente acoplado con vista axial.

3.5.3.1 Descripción del uso de reactivos, materiales, equipos.

- a) **Reactivos:** ácido perclórico, ácido clorhídrico, ácido nítrico, agua destilada
- b) **Materiales:** vasos de precipitación (250 mL), pipetas (5 y 10 mL)
- c) **Equipos:** balanza analítica, mufla, plancha de calentamiento, centrífuga, espectrómetro de plasma inductivamente acoplado con vista axial

3.5.4 Descripción de la toxicidad letal aguda mediante el biomodelo terrestre

Eisenia Andrei.

Se aclimata los individuos en cada placa Petri con sustrato estéril y transcurridas las 24 horas, se adiciona el sustrato contaminado a diferentes concentraciones logarítmicas. Se mide el número de lombrices que se visualiza en la superficie y se contabiliza en por ciento con respecto al número total que se ubicó en cada placa petri. A este parámetro se le denomina: concentración letal 50 (CL₅₀) y se determina por el método Probit o Trimmed-Spearman.

3.5.4.1 Descripción del uso de reactivos, materiales, equipos.

- a) **Reactivos:** agua destilada.
- b) **Materiales:** placas petri, lombriz de tierra, sustrato estéril, sustrato con plomo, papel de filtro, lápiz cristalográfico.
- c) **Equipos:** termómetro.

3.5.5 Descripción del coeficiente de adsorción biológico en la especie *Zea mays*.

Se determino la concentración del plomo en la raíz de la muestra biológica, así como del suelo expuesto al contaminante (plomo) y luego se establece un cociente. Si el valor que se obtiene es mayor a cero, entonces representa que el órgano raíz, adsorbe el contaminante desde su matriz de exposición.

3.5.5.1 Descripción del uso de reactivos, materiales, equipos.

- a) **Reactivos:** ácido perclórico, ácido clorhídrico, ácido nítrico, agua destilada
- b) **Materiales:** sustrato contaminado con plomo, tijera, raíz, vasos de precipitación (250 mL),
- c) **Equipos:** balanza analítica, mufla, plancha de calentamiento, centrífuga, espectrómetro de plasma inductivamente acoplado con vista axial



3.5.6 Aplicación de prueba estadística inferencial.

Se utilizó el programa estadístico profesional Statgraphics Centurion versión 18 para el análisis de los datos que refieren a la materia orgánica, pH, plomo asimilable y el coeficiente de adsorción biológico. La prueba de normalidad (distribución normal de Gauss) de las mediciones para cada una de las variables fue mediante el test de bondad de ajuste: distribución del estadístico Kolmogorov–Smirnov (contraste de hipótesis: $[D = \max | F_n(x) - F_o(x) |]$ ($F_n(x)$ la función de distribución muestral y $F_o(x)$ la función teórica o correspondiente a la población normal especificada en la hipótesis nula).

Se comparó la diferencia de significancia entre las fuentes de variación según, los valores promedios de cada variable (Montgomery, 1991). Para diferenciar los promedios de grupos de tratamiento se utilizó, la prueba de contraste múltiple de rango de Bonferroni. Los resultados se consideraron significativos a un nivel de confianza del 95% ($p < 0,05$).

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Evaluación de la materia orgánica (M.O), pH y Pb asimilable en el suelo agrícola

La materia orgánica (M.O.) y el pH son dos de los principales parámetros que le confieren propiedades funcionales a la productividad del suelo (Jiang et al., 2018). Se muestra, los valores de la materia orgánica y el pH para el período húmedo en los puntos de exposición del suelo agrícola próximo al botadero de residuos sólidos donde el porcentaje de la materia orgánica se encontró en las clases de muy baja (0.30%) en el punto de muestreo P3, baja (1.12%) en el punto de muestreo P2 y media (1.69%) en el punto de muestreo P1 (Tabla 1) lo cual, se consideró, según este parámetro como un suelo agrícola pobre en nutrientes y es poco productivo.

En el caso del pH el suelo agrícola en los puntos de muestreo P1, P2 y P3 (7.05, 7.05 y 7.26) fueron neutro. Asimismo, hubo diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) para el porcentaje de la materia orgánica ($F = 14647$; $p < 0,000$) entre los tres puntos de selección de las muestras (Tabla 2).

Tabla 1

Materia orgánica (%) y pH en el suelo agrícola (réplica I – período húmedo).

Punto de muestreo	Materia orgánica	pH		
1	1.69	7.05		
2	1.12	7.06		
3	0.30	7.26		
	Muy baja	< 0.5	Fuertemente ácido	< 5.0
	Baja	0.6-1.5	Moderadamente ácido	5.1-6.5
	Media	1.6-3.5	Neutro	6.6-7.3
Referencia*	Alta	3.6-6.0	Medianamente alcalino	7.4-8.5
	Muy alta	> 6.0	Fuertemente alcalino	> 8.5

* Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (anexo 4).

Tabla 2

Pruebas de Múltiple Rangos (Prueba de Bonferroni) / letras desiguales indican no homogeneidad.

Punto de exposición	Significancia
1	a
2	b
3	c

Sin embargo, durante el período seco en los puntos de exposición del suelo agrícola próximo al botadero de residuos sólidos donde el porcentaje de la materia orgánica se encontró en las clases de media (2.38%) en el punto de muestreo P1, media (1.85%) en el punto de muestreo P2 y media (3.06%) en el punto de muestreo P3 (Tabla 3) lo cual, los porcentajes de la materia orgánica aumentaron según este parámetro es un suelo agrícola pobre en nutrientes y es poco productivo.

En el caso del pH el suelo agrícola en los puntos de muestreo P1, P2 y P3 (7.42, 7.69 y 7.58) se halló en la escala medianamente alcalina (Tabla 3).

Tabla 3

Materia orgánica (%) y pH en el suelo agrícola (réplica II – período de seca).

Punto de muestreo	Materia orgánica	pH		
1	2.38	7.42		
2	1.85	7.69		
3	3.06	7.58		
	Muy baja	< 0.5	Fuertemente ácido	< 5.0
	Baja	0.6-1.5	Moderadamente ácido	5.1-6.5
	Media	1.6-3.5	Neutro	6.6-7.3
Referencia*	Alta	3.6-6.0	Medianamente alcalino	7.4-8.5
	Muy alta	> 6.0	Fuertemente alcalino	> 8.5

* Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (anexo 5).

La composición de los residuos sólidos municipales es diferente en cada ciudad o municipio. Sin embargo, típicamente consiste en residuos de cocina, desechos de jardín, papel, cartones, plásticos, metales, vidrios, residuos electrónicos, materiales inertes además de desechos varios (Nanda y Berruti, 2021) con la ayuda de diversos microorganismos inician su descomposición. Además, la presencia de precipitaciones pluviales refuerza la producción de una mezcla líquida altamente contaminante de material biodegradable y no

biodegradable llamada lixiviada (Junior *et al.*, 2019) generando una fuerte contaminación de suelos (Sharma y Halvadia, 2015)

Raison y Rab (2001) indican que, la materia orgánica es un componente fundamental en los procesos edáficos de modo que, cualquier variación produce efecto negativo hacia la productividad del suelo como sistema agrícola. El contenido bajo dificulta la formación de agregados y que se interpreta como refiere (Alvarado, 2003), una disminución del flujo hídrico, aire y calor y quizás, esta información significó que la composición del suelo no sea la óptima para el rendimiento productivo agrícola.

El contenido de materia orgánica en suelos agrícolas es el resultado del balance entre las adiciones de residuos orgánicos y su tasa de mineralización (Galvis, 2000; Volke *et al.*, 1993) Aunque, en este proyecto no se determinaron en el suelo agrícola condiciones de temperatura, humedad, contenido de elementos nutritivos, tipo y cantidad de coloides, condiciones de aireación del suelo y la composición de los residuos orgánicos, se considera que estos parámetros tal y como se indica por (Strahm & Harrison, 2008) afectan la productividad y es muy probable, que al menos uno de ellos, no fueran adecuados para corroborar la limitación productiva que se observó.

Ante las condiciones aerobias favorables del suelo una fracción del carbono se mineraliza siendo acumulado como humus estable (FAO, 2020), lo cual, condiciona a la interacción de la fauna edáfica y, por ende; al metabolismo de las raíces de las plantas. Cualquier carencia de partículas asociadas de arcilla e inestabilidad química por compuestos altamente tóxicos pueden descomponer a la materia orgánica, y si bien se observó presencia de materia orgánica, este porcentaje no se consideró bajo, influyendo en la productividad limitada del suelo.

La biota representa una fracción participativa en la descomposición y transformación del suelo agrícola y esta se muestra a diferentes capas de perfil. En este proyecto no se determinó la fracción húmica estable (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas) que le confiere estabilidad al suelo productivo, y de la misma manera, se probable que dicha fracción se encontrara en concentraciones bajas. En el caso de la fracción húmica constituyen el principal componente (aproximadamente el 50 %) de la materia orgánica, y dado que el valor fue bajo, puede extrapolarse que las sustancias húmicas en el suelo agrícola fueron de contenido bajo.

Finalmente, las características del suelo agrícola les confiere determinadas propiedades funcionales ante su probable productividad y entre los parámetros se encuentra la materia orgánica. Por muy favorables que sean las características del suelo, es evidente que la capacidad depuradora no es ilimitada donde el suelo no puede asimilar, inmovilizar, inactivar y degradar todos los contaminantes que recibe y por ello, en un determinado momento, cuando se superan los umbrales críticos, entonces se puede transferir los contaminantes a otros medios e incorporarlos en las cadenas tróficas.

Ticona y Apaza (2020) ejecutaron mediciones de campo y análisis en laboratorio para establecer las características fisicoquímicas tales como: el punto de muestreo M2 se obtuvo, pH (9.8) fuertemente alcalino, los resultados alcanzados en la presente investigación señalan el importante efecto ambiental negativo de los lixiviados creados en el botadero de Puno.

Durante un estudio que se realizó en Campeche (México) se observó, que el incremento de la materia orgánica de 3.6 % a 5.66 % mejoró de forma significativa, la edad de los árboles y el rendimiento de cultivos de mangos. Se observó que, la materia orgánica desde 0 a 20 cm de profundidad fue aumentando en el tiempo para el cultivo de maíz y las hortalizas (Medina *et al.*, 2017). En este proyecto de investigación, el mayor porcentaje de materia orgánica correspondió a 3.06 % y se puede describir como inferior al estudio de referencia lo que significaría que el rendimiento de toda siembra podrá ser demorada o improductiva.

Asimismo, se realizó un estudio sobre las propiedades físicas del suelo en diferentes sistemas agrícolas en la provincia de Los Ríos (Ecuador) donde se midió, el porcentaje de materia orgánica en presencia de un bosque, maíz, cacao, pasto y palma aceitera. La materia orgánica se registró a seis intervalos de profundidades (0-0.1; 0.1-0.2; 0.2-0.3; 0.3-0.4; 0.4-0.5 y 0.5-0.6). Se encontró, diferencias estadísticamente significativas en el cuarto y sexto nivel de profundidad donde los mayores porcentajes de la materia orgánica se midieron en la parte superficial y en presencia del suelo con pasto. El porcentaje de la materia orgánica varió entre 13.6 % y 25.0 % (Novillo *et al.*, 2018). En este proyecto de investigación, el muestreo del suelo correspondió a la capa arable donde se corresponde con el mayor nivel de la materia orgánica, igualmente a lo descrito, pero no se observó rendimiento de cultivos e incluso, en el período de lluvia donde el porcentaje aumentó.

Es una necesidad combatir el hambre a nivel global, y para hacerlo se requiere el manejo de la composición de nutrientes enfatizándose la acumulación de materia orgánica (Bado

y Bationo, 2018), en caso contrario el impacto sobre los cultivos y luego, en el bienestar humano será preocupante y uno de esos cultivos es el maíz, pues su rendimiento resultará más lento, cuando el ciclo de la materia orgánica es demorado (Cates y Ruark, 2017). Estas variaciones en las características fisicoquímicas de los lixiviados, están relacionadas con diversos factores como la edad del vertedero, la edad de los lixiviados, la composición de los residuos sólidos (Pazoki y Ghasemzadeh, 2021), el tipo de suelo y la precipitación pluvial que se puede considera como un parámetro dominante (Youcal, 2018). El pH por ejemplo puede variar entre 4.5 – 9.0 dependiendo de la fase de estabilización del lixiviado, en general se reporta dos fases, acetogénica y metanogénica, que se diferencian por un pH promedio de 6.1 y 8.0 respectivamente (Christensen *et al.*, 2001).

El pH promedio obtenido del lixiviado generado en el botadero de Cancharani (L1) fue de 8.38, este valor indicaría un ambiente alcalino el cual podría estar asociado a una fase metanogénica (Robinson, 2017b).

Asimismo, otro de los parámetros influyentes a la calidad productiva y estable del suelo es el pH, pues el mismo determina el potencial de oxidación–reducción, textura y estructura (López, 2005), la capacidad de intercambio catiónico, regula las actividades del suelo, además de la movilidad de los metales. En ocasiones, cuando el pH se encuentra en la clase neutra, puede tener consecuencias negativas para su valor de uso (Ramos y Zúñiga, 2008), y durante el período de lluvia para este proyecto de investigación, este parámetro se halló en tal rango.

Durante un estudio que se realizó en Colombia sobre la relación entre el pH y la disponibilidad de nutrientes se observó, que cuando el pH se elevó de 5.5 a 6.0, entonces hubo que requerir la aplicación de materiales escalantes para disminuir los niveles de aluminio (Al) y hierro (Fe), pero sin afectar elementos esenciales como el nitrógeno (N) y potasio (K) (Rosas *et al.*, 2017). Para ambos periodos (lluvia y seca), los valores de pH estuvieron por encima del rango fuertemente ácido, aunque la mayor productividad se reconoce desde mediadamente alcalino.

Otro estudio sobre la calidad del suelo agrícola en la ciudad de Tuxcacuesco, Jalisco (México) se observó, que los valores de pH en suelo se presentaron en un rango de 7.1 a 8.5 (Medina *et al.*, 2016). Se mencionó que, si bien fue aceptado este valor, se requirió modificar algunas prácticas para aumentar las concentraciones de N, P, K y la materia orgánica cuya finalidad fue mejorar la fertilidad del suelo como recurso. En este proyecto

de investigación, hubo valores en la escala neutra lo que indica que la fertilidad del suelo se afecta e influye sobre la materia orgánica antes mencionada.

Las variaciones de la materia orgánica y el pH del suelo modifican los procesos vitales para valorar toda productividad, y en este proyecto fue preocupante que el porcentaje de la materia orgánica variara de un periodo a otro, reconocerse que sea significativo. Asimismo, considerar que el pH es un parámetro que condiciona la disponibilidad de elementos tóxicos como son los metales pesados, independientemente que se mayor preocupación ambiental sea cuando está en el rango fuerte y moderadamente ácido.

La fertilidad y la calidad del suelo están vinculados a la productividad agrícola (Stockmann *et al.*, 2015) donde el pH es un factor indispensable para determinar el uso del suelo. Independientemente, de patrones que son específicos en ciertos lugares relacionados con el pH, por lo general en casi todos es similar y muestra gran influencia sobre el contenido de carbono del suelo que está directamente asociada a la materia orgánica (Wiesmeier *et al.*, 2019). En este estudio existió esa variabilidad de rango de un período a otro, lo que pudo suponerse en correlación con el porcentaje de la materia orgánica.

El pH mantiene una correlación generalmente negativa en condiciones naturales con el contenido de carbono orgánico total y que este sea asociado al porcentaje de materia orgánica, cuando la materia orgánica está en descomposición libera ácidos orgánicos lo que conduce a valores de pH del suelo más bajos, en este estudio el pH estuvo en el rango de la neutralidad para el periodo de lluvia y moderadamente alcalino durante el periodo de seca. Por el contrario, los valores de pH relativamente altos aceleran la descomposición del carbono orgánico del suelo, lo que resulta en una disminución de la capacidad de almacenamiento del carbono orgánico total y por ende; en sostenerse los nutrientes para su capacidad de intercambio catiónico (Reisser *et al.*, 2016).

La Tabla 4, muestra las concentraciones de plomo (Pb) en los puntos de muestreo seleccionados en periodo húmedo cercano al botadero de residuos sólidos donde solo un valor superó el límite máximo permisible en el punto de muestreo P2 con (163.7 mg. kg⁻¹). Asimismo, hubo diferencias estadísticamente significativas (F = 6766343.41; p<0.00) entre los puntos de selección de las muestras (Tabla 5).

Tabla 4
Concentración de Pb asimilable en suelo agrícola (mg. kg⁻¹) / réplica I - período húmedo.

Punto de muestreo	Pb
1	12.81
2	163.7
3	11.26
Referencia *	70 mg. kg ⁻¹

* Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. Estándares de Calidad para Suelo (anexo 5).

Tabla 5
Prueba múltiple de rangos / prueba de Bonferroni HSD / Pb asimilable / estaciones de muestreo.

Punto de muestreo	Promedio de concentración	Significancia
3	11.26	a
1	12.8	b
2	163.7	c

Las letras indican una diferencia significativa.

La Tabla 6, se muestra las concentraciones de plomo en los puntos de muestreo seleccionados cerca al botadero de residuos sólidos en el periodo de seca donde las concentraciones estuvieron por debajo del límite de detección: 0.87 mg. kg⁻¹ y en el valor que recomienda la norma.

Tabla 6
Concentración de Pb asimilable en suelo agrícola (mg. kg⁻¹) / réplica II - período de seca.

Punto de muestreo	Pb
1	< 0.87
2	< 0.87
3	< 0.87
Referencia *	70 mg. Kg ⁻¹

* Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. Estándares de Calidad para Suelo (anexo 5).

Según, los resultados obtenidos se pueden observar, que los puntos de selección de muestreo presentaron diferentes concentraciones de plomo asimilables donde su distribución no fue homogénea siendo la exposición de tipo aleatoria con lo cual, la composición y calidad del suelo es diferente. Durante un estudio que se realizó sobre la contaminación de plomo (Pb) en suelos agrícolas periurbanos se reportó, que la concentración promedio fue de 35.91 mg. kg⁻¹ y donde se menciona que cumplió con el valor de referencia (Hong *et al.*, 2019). Para este estudio y de modo comparado fue superior en el período de seca y para el punto de exposición 3 en el periodo de lluvia.

En el botadero municipal de la provincia de Espinar se encuentra ubicado en la ciudad de Cusco tiene como objetivo determinar la concentración de plomo (Pb) presentes en suelos agrícolas a causa del lixiviado proveniente del botadero municipal de dicha provincia, tras lo cual se obtuvo el siguiente resultado: para plomo Pb <0.20 mg/kg⁻¹ en los 05 puntos. Dicho resultado fue comparado con el ECA para suelo agrícola de acuerdo con el D.S N° 011-2017-MINAM. Se ha concluido, el plomo (Pb) no supera el valor establecido por el ECA (70 mg/kg⁻¹)

Olortegui (2022) La concentración media de los metales pesados (Arsénico, cadmio y plomo) en el suelo agrícola de Carapongo, Lurigancho - Chosica son los siguientes: de Arsénico 182,55 mg/kg; cadmio 2.54 mg/kg, y plomo 178.09 mg/kg. Estas concentraciones superan el Estándar de Calidad Ambiental DS 011-2017-MINAM para el suelo de tipo agrícola

Pilco (2021) se determinó los niveles de concentración de metales pesados (cadmio, arsénico y plomo) en suelos del botadero municipal de Moyobamba. En el primer muestreo el metal pesado con mayor nivel de concentración es el Plomo (Pb) con 23.25 (ppm) (mg/kg⁻¹). En el segundo muestreo el metal pesado con mayor nivel de concentración también es el Plomo (Pb) con 21.52 (ppm) (mg/kg⁻¹). En el tercer y último muestreo el metal pesado con mayor nivel de concentración de igual manera es el Plomo (Pb) con 32.56 (ppm) (mg/kg⁻¹). Por lo tanto, en el punto 03 se encontró la mayor concentración de los tres metales pesados determinados en el trabajo de investigación. La comparación de los niveles de concentración de los metales pesados determinados con los Estándares de Calidad Ambiental para suelo – ECA, permitió establecer que los niveles de concentración de cadmio (Cd), arsénico (As) y plomo (Pb) en los tres puntos de muestreos no superaron los ECAs establecidos para suelos agrícolas.

Torres (2021) el desplazamiento de los metales pesados puede darse a través cuatro vías: mediante las aguas superficiales y/o subterráneas que atraviesan los suelos, por la volatilización de metales que se son transferidos hacia la atmosfera que después se precipitan, por absorción de las plantas y por la absorción en suelos.

Ali *et al.* (2014) consideran que el principal problema asociados a los lugares de disposición final es el riesgo potencial que representan para el suelo; esto a razón de cuando los residuos son dispuestos directamente en la superficie del suelo, una cantidad de contaminantes incluido metales pesados penetran rápidamente y contaminan el suelo y afectan a la abundancia de la vegetación del área. Incluso en botaderos clausurados hace 24 años se pueden observar un alto grado de concentración de metales pesados (Pb, Cr, Hg, Cd y Ni) en las capas superficiales que exceden los límites máximos permitidos.

Shi *et al.* (2017) señalan que, a pesar de encontrarse umbrales de concentración de plomo en valores permisibles, pero existen variaciones, entonces se deben generar un rápido acceso a informaciones mediante muestreos para controlar, posible contaminación y en esta investigación, pudo ser preocupante la concentración por encima de los permisible en el punto 3, pues la misma puede movilizar en la capa arable de toda la superficie agrícola.

Saavedra (2020) según la investigación llevada a cabo en el botadero de Cuñumbuque, en la región San Martín-Perú, el objetivo general fue establecer la afectación del suelo contaminado por lixiviados en el vertedero. Los niveles de concentración de metales pesados (cadmio y plomo) con la ECA de suelo fue de 0.78 en (Cd) para la muestra 1 (M1) y 1.2 para la (M2); en (Pb), para la (M1) 14.23 y 18.23 para la (M2), concluyendo que la afectación del suelo contaminado por lixiviados, que fue generado en el botadero de Cuñumbuque no era alta

Pilco (2021) el trabajo de investigación llevado a cabo en el botadero municipal de la ciudad de Moyobamba tuvo como objetivo principal determinar la influencia de los lixiviados de los metales pesados. Se logró analizar el plomo (Pb) en el suelo y el lixiviado, concluyendo que la concentración de dicho metal no superaba el ECA para suelos agrícolas en los tres puntos muestreados en dicho botadero.

Torres (2021) de la investigación del botadero Cancharani de la Ciudad de Puno, los resultados precisaron el grado de contaminación por las concentraciones de metales pesados (plomo) en los suelos. Los resultados reflejaron que la concentración del elemento

plomo (Pb) superaron los límites máximos permisibles, cuyos valores fueron los siguientes:
plomo (Pb) 90 mg/kg^{-1} .

Realizaron estudios en suelos contaminados con plomo y las concentraciones se encontraron entre 171 a 5.906 mg.kg^{-1} en Madrid (Cala y Kunimine, 2003), siendo estos resultados superiores a los hallados en este proyecto de investigación.

Asimismo, la concentración hallada en suelos agrícolas cercanos al Estado de Ikeja (Nigeria), fue de 143.2 mg.kg^{-1} (Fakayode y Onianwa, 2002), lo cual fue superior en los puntos de exposición 1 y 2 para las dos estaciones y por debajo del punto de exposición 3 en el periodo de lluvia.

Estudiaron suelos agrícolas para la siembra de hortalizas y se encontró valores de plomo entre 63.3 mg.kg^{-1} (Olivares *et al.*, 2013), siendo superior al permisible que se reporta para suelos destinados a la producción de alimentos que es de 20 mg.kg^{-1} (Kabata, 2010).

Se determinó en suelos agrícolas de El Salvador, que las concentraciones de plomo se encontraron en un rango de $17.7 - 37600 \text{ mg.kg}^{-1}$ y se reportó que dichos valores se mostraron a pH neutro, como fue en este proyecto de investigación y el 76.92% de las muestras de suelos se indicaron a un porcentaje de materia orgánica de tipo medio, coincidiendo con los resultados observados. Se mencionó, que el plomo (Pb) se encontró presente en las primeras capas del suelo debido a la presencia de la materia orgánica y se precipita a pH neutro siendo su presencia, de alto riesgo a la salud pública y al medio ambiente (Herrera, 2009).

Ante los resultados que se encontraron, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2020), presentó su preocupación frente al incremento de la contaminación de suelos por el plomo (Plomo) y aún más, cuando existe variación entre la materia orgánica y el pH.

Cuando los metales pesados se quedan retenidos en el suelo, entonces se afecta la clase textural, provoca ausencia o baja presencia de la estructura edáfica, interfiere en las propiedades químicas del suelo, disminuye el contenido de nutrientes fundamentales, provoca ruptura de los ciclos biogeoquímicos, dificultad de enraizamiento, disminuye la capacidad de intercambio de iones e influye en la retención de agua (García y Dorronsoro, 2002).

De igual modo, los metales pesados adicionados a los suelos se redistribuyen y reparten lentamente entre los componentes de la fase sólida. Dicha redistribución se caracteriza por una rápida retención inicial y posteriores reacciones lentas, dependiendo de la especiación química del metal, propiedades del suelo, nivel de introducción y tiempo.

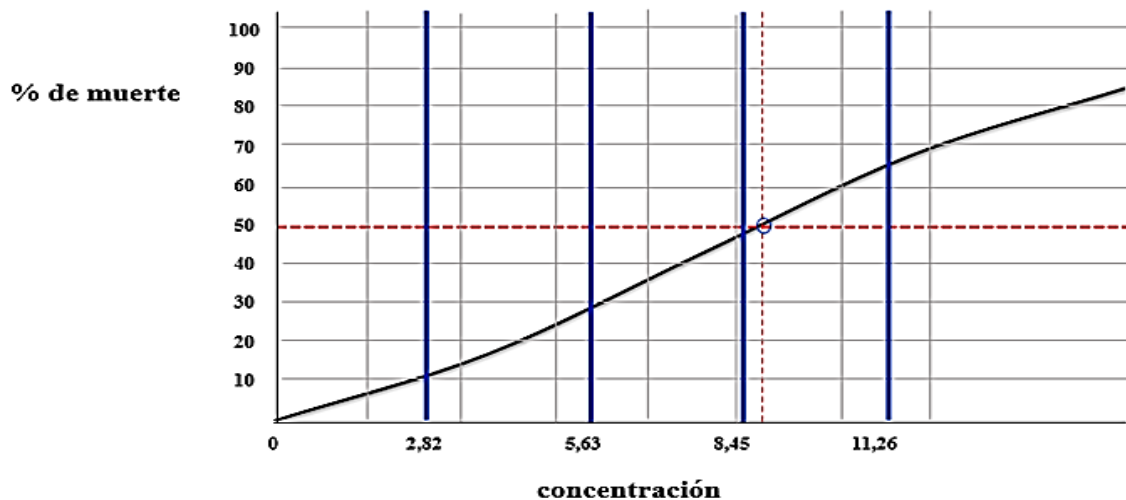
Específicamente, el plomo carece de valor biológico por cuanto, su carga química es tóxica y donde desplaza a iones fisiológicamente esenciales como es el calcio (Qaisar *et al.*, 2013).

4.2 Evaluación de la toxicidad letal aguda mediante el biomodelo terrestre *Eisenia andrei* en el suelo agrícola

Las lombrices se destacan entre los bioindicadores de las pruebas en ecotoxicología terrestre, pues cumplen un rol en el ciclo de nutrientes, además de regular los sistemas biológicos y representan la mayor biomasa del suelo (Bernard *et al.*, 2015; Uwizeyimana *et al.*, 2017). Entre las especies de lombrices de tierra, el biomodelo *Eisenia andrei* se utiliza por su alto desarrollo, reproducción, ciclo de vida corto, fácil mantenimiento en ambiente de laboratorio y la alta sensibilidad a una variedad de agentes tóxicos (Karimi *et al.*, 2020; Ramirez *et al.*, 2020; Shi *et al.*, 2017).

La reproducción y la tasa de mortalidad de las lombrices de tierra son dos de los indicadores o pruebas estándar más utilizados para evaluar, la toxicidad de suelos contaminados (Bori *et al.*, 2017; Domínguez *et al.*, 2012; Nahmani *et al.*, 2007).

Figura 3. Curva dosis-respuesta en *Eisenia andrei* por exposición a plomo asimilable.



La figura 3, muestra la curva dosis-respuesta en *Eisenia andrei* por exposición a plomo asimilable donde se observó, mortalidad en las primeras 24 horas, lo cual indica que las propiedades del suelo agrícola, no son adecuadas. La CL₅₀ estimada fue de 8.45 mg.kg⁻¹ de plomo (Pb) a las condiciones de materia orgánica (0.30), pH (7.26).

Durante un estudio de contaminación en suelos se halló que el pH osciló entre 7.81±0.09 y 8.24±0.21; el porcentaje de la materia orgánica fue de 1.70±0.08 y 2.71±0.24 y niveles de plomo (Pb) entre 14500±278 y 2490±321 mg.kg⁻¹ (Boughattas *et al.*, 2016). Los resultados de este proyecto de investigación coincidieron con los reportados.

En un estudio sobre los efectos de las lombrices rojas (*Eisenia fetida*) sobre la lixiviación de minerales de plomo (PbCl₂, PbCO₃, PbO y PbS) en el suelo, se hallaron concentraciones bioacumuladas de: 276±118; 235±66; 241±58 y 40±30 mg.kg⁻¹ donde se indicó, que las lombrices perdieron peso total (Kavehei *et al.*, 2018). En este proyecto, no se determinó niveles de plomo en tejidos, pero la concentración que se ensayó (11.26 mg.kg⁻¹) conjuntamente con las condiciones de materia orgánica (0.30 %) y pH (7.26), provocó la muerte aguda (Pb = 8.47 mg.kg⁻¹).

Se reportó, que las concentraciones de plomo (Pb) cuando son más bajas a 100 ppm, no se inhibe las concentraciones de acetilcolinesterasa en la especie *Eisenia andrei* y por tanto se puede eliminar el metal cuando las condiciones de la materia orgánica no son limitantes (Scaps *et al.*, 1997).

Otro estudio que se realizó durante 14 semanas para evaluar los efectos del plomo (20–2500 mg.kg⁻¹) sobre el ciclo de vida de la lombriz de tierra juvenil *Eisenia fétida* se reportó, que una CL₅₀ de 911±164 mg.kg⁻¹ y donde se alteró el desarrollo de la especie. El plomo (Pb) afectó severamente el peso de los juveniles, prolongó el tiempo de maduración sexual (en las concentraciones más altas, las lombrices de tierra no alcanzaron la madurez sexual) y se redujo la producción de capullos. La CL₅₀ disminuyó significativamente con el tiempo de exposición a las lombrices, lo cual indicó que la exposición crónica a los mismos niveles de contaminantes en el suelo puede tener consecuencias más perjudiciales que la exposición a corto plazo (Žaltauskaitė y Sodienė, 2014). La CL₅₀ que se encontró en este proyecto de investigación fue menor y provocó la muerte, prácticamente en un tercio del periodo que se reportó como ensayo.

Se menciona, que una de las aplicaciones más extendidas del monitoreo de los efectos biológicos con ensayos de toxicidad se realiza sobre los efluentes y matrices sólidas como los suelos con lo cual, se describen los efectos e impactos de la contaminación. La EPA (2001) ha desarrollado procedimientos específicos para evaluar, la calidad de matrices receptoras y que se basan en ensayos de toxicidad, tal y como se desarrolló en este proyecto de investigación donde se pretende, describir los efectos letales y subletales de sustancias específicas como los metales pesados.

El uso de la lombriz de tierra, sugirió un criterio de aceptabilidad sobre el suelo agrícola y donde se estima que no se puede superar las 0.3 UTL (unidades tóxicas letales) durante un día, ni con una frecuencia mayor a una vez cada tres años. En este proyecto, las concentraciones halladas del plomo (Pb) en el suelo, si bien se consideraron que cumplen con la norma ambiental, pero se menciona que este tipo de suelo, no es agrícola y se está usando para este fin, lo que indica la probabilidad de daños a la salud pública.

Se han realizado numerosos estudios tendientes a validar los resultados de ensayos de toxicidad con una única especie para su comparación ante los efectos observados como fue en la *Eisenia andrei*, pero una de las limitaciones se asocia en conocer, que ocurre a los niveles más altos de la cadena trófica donde las observaciones pueden cambiar (Dutka y Marsalek, 1993). A pesar, de lo que se plantea de igual forma, es importante mencionar que para el caso del biomodelo de experimentación *Eisenia andrei*, existen pocos estudios referenciales que permitan predecir e interpretar las posibles consecuencias inmediatas de la toxicidad que producen los lixiviados de botaderos de residuos sólidos urbanos.

La potencialidad de los bioensayos para evaluar la toxicidad de muestras complejas ha estado mayoritariamente orientada al medio acuático. El ejemplo más notorio es quizás, el de la USEPA que recomienda la utilización de datos de toxicidad para el control de vertidos e incorpora los llamados métodos WETs (Whole Effluent Toxicity) en el programa NPDES (National Pollutant Discharge Elimination System) estableciendo de esta forma límites de toxicidad permitidos para efluentes.

La calidad del diagnóstico mejora cuando se trabaja con varios ensayos sobre una misma muestra, aumentando la confiabilidad del diagnóstico por la posible aparición de falsos positivos o negativos, pero en este proyecto de investigación solo se utilizó un bioensayo para evaluar la calidad del suelo agrícola. Ante la contaminación del plomo (Pb), se requirió la evaluación de su estado de biodisponibilidad, lo que indicó el grado de peligrosidad. En este proyecto de investigación se determinó el plomo asimilable desde el suelo y que se expuso al biomodelo lo que señala condiciones ambientales de alto riesgo.

En este proyecto de investigación las concentraciones de plomo se realizaron en el suelo de cultivo, aunque igualmente refiere que debe medirse el material litológico para conocer niveles de fondo, disponibilidad e índices de contaminación permanente, pues al usarse de manera intensiva los suelos con fines agrícolas se necesita un muestreo sistemático para indicar, el grado de protección y conservación de este recurso. El plomo (Pb) al ser un elemento altamente persistente, tiene rápido potencial de bioacumulación y baja tasa de degradabilidad una vez que ingresa a los tejidos de los organismos vivos, por tanto, la importancia de medirlo en el suelo agrícola es una necesidad científica constante.

Aparicio (2010), encontró en niños de 6-8 años que viven en la zona de San José de Oruro (Bolivia), ante la exposición de plomo (Pb), efectos neurotóxicos los cuales no se observaron en otros niños de la misma edad que viven en la ciudad de Copacabana, Departamento La Paz. La autora refirió que el área de estudio está altamente contaminada (aire, agua, suelos, flora y fauna tanto doméstica como silvestre), el ecosistema muy deteriorado y que existe evidencia de daño estructural (segundo y primer par craneal). Dentro de los daños neurotóxicos analizados se encontraron déficit de atención, problemas de memoria tanto a corto y largo plazo, disminución del rendimiento cognitivo, afectación del lenguaje entre otros, manifestando su preocupación en la prioridad entre los ingresos económicos o la calidad de vida poblacional.

4.3 Estimación del coeficiente de absorción biológico por transferencia asimilable desde el suelo a la raíz de *Zea mays*

La Tabla 7, se muestra el coeficiente de absorción biológica (CAB) según las concentraciones de plomo en el suelo agrícola próximo al botadero de quitasol y la raíz de *Zea mays*, los puntos de muestreo P1 el Pb/Suelo fueron 11.26 mg. Kg⁻¹ y Pb/Raíz 0.74 mg. Kg⁻¹; en el punto de muestreo P3 fue de 12.8 mg. Kg⁻¹ y Pb/Raíz 0.83 mg. Kg⁻¹ comparados con el punto de muestreo P2 el Pb/Suelo fue 163.7 mg. Kg⁻¹ y Pb/Raíz 1.49 mg. Kg⁻¹. donde hubo diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$): $F = 9441.00$; $p = 0.000$; (Tabla 8) se muestra el análisis de la varianza para el plomo (Pb) asimilable y en la (Tabla 9) se realiza la prueba múltiple de rangos que indica que existe la significancia entre los puntos de muestreo para el plomo (Pb) asimilable

Tabla 7
Coefficiente de absorción biológica.

Punto de muestreo	Pb/Suelo (mg.Kg ⁻¹)	Pb/Raíz (mg.Kg ⁻¹)	CAB
1	11.26	0.74	0.07
2	163.7	1.49	0.01
3	12.8	0.83	0.06

Tabla 8
Análisis de la varianza para el Pb asimilable.

FV	SC	GL	CM	Coefficiente-F	Valor-P
Entre grupos	0.00629	2	0.003	9441.00	0.000
Intra grupos	1.726 x 10 ⁻⁶	6	2.877x 10 ⁻⁷		
Total (Corr.)	0.00623	8			

Tabla 9
Prueba múltiple de rangos / prueba Bonferroni para el Pb asimilable.

Punto de muestreo	Media	Significancia
1	0.07033	a
3	0.05967	b
2	0.00967	c

Indica una diferencia significativa al 95% altamente significativa.

El coeficiente de absorción biológica (CAB) varió las concentraciones el punto de muestreo P1 de 0.07: seguido del punto de muestreo P3 de 0.06 comparados con el punto de muestreo P2 de 0.01, se observó, que las concentraciones del CAB fueron superiores al valor 0, lo cual indica que la planta está absorbiendo el plomo y pudiera producirse efectos de fitotoxicidad en *Zea mays*, así como bioacumulación muestra que el suelo está contaminado

y ante las condiciones ambientales, no es adecuado la siembra y el consumo de este cultivo, pues tendría efectos a la salud humana.

Agudelo *et al.* (2011) señalan que, las plantas germinadas en tierra con mezclas de plomo (Pb) presentan mayor absorción de manera que, toda actividad agrícola relacionada con los sitios de exposición tendría un riesgo en el tiempo de acumular este metal aún, cuando las plantas no se vean afectadas y muestren cierta respuesta de retención (Marrero *et al.*, 2012; Sarvajeet *et al.*, 2012).

Cuando el contenido de plomo (Pb) en el suelo alcanza niveles que rebasan los límites máximos permitidos, causan efectos inmediatos como inhibición del crecimiento normal y el desarrollo de las plantas, disturbio funcional en otros componentes del ambiente, así como disminución de las poblaciones microbianas del suelo. Es por ello, que una vez que los metales se encuentran en el suelo, pueden quedar retenidos, pero también pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos. Quizás, las bajas concentraciones en los puntos de muestreo P1 (11.26 mg. Kg⁻¹) y punto de muestreo P3 (12.8 mg. Kg⁻¹) comparados con punto de muestreo P2 (163.7 mg. Kg⁻¹) obedeció a este criterio y no se descarta la posibilidad que en el tiempo existan concentraciones no diferenciales.

En su gran mayoría los metales pesados entran en la cadena alimentaria por contaminación propiamente de los suelos y particularmente, en aquellos sitios donde existen prácticas de cultivos (Díez *et al.*, 2009). La acumulación en las plantas inhibe o activa algunos procesos enzimáticos que afectan la productividad.

Mahdieh *et al.* (2013) indican que en la fase de germinación se genera la mayor cantidad de absorción de plomo (Pb), pues durante este proceso se produce gran cantidad de biomasa foliar donde el plomo (Pb) quedará retenido en el tejido del vegetal. Del mismo modo, cuando las plantas producen de forma constante nuevos brotes y su estructura es muy fibrosa, el incremento en la acumulación de los metales como es plomo (Pb) resulta mayor (Flores *et al.*, 2015; Zhou *et al.*, 2014).

Según, Bernal *et al.* (2007) los niveles para considerar un suelo contaminado dependen del elemento en cuestión, uso del suelo y la legislación de cada país. Asimismo, indican que, en el caso de la fitorremediación, no siempre funciona cuando la contaminación por exposición a metales pesados es reciente, así como cuando existe una variedad de metales

y metaloides, con escasa estabilidad de los contaminantes y con una tendencia a la acidificación que acentúa la solubilidad en el suelo.

Lora y Bonilla (2010) mencionan que las plantas desarrolladas en sitios de exposición a metales, tienen a adsorberlos y puede entenderse como un proceso de remediación del suelo. Dichos autores, realizaron una evaluación de suelos cuyas características fueron a una profundidad de 0 - 20 cm encontrando contenidos de plomo (Pb). Al realizar, bioensayos terrestres se evidenció que el suelo estaba contaminado e indicaron daños de toxicidad.

Durante un estudio que se realizó en Magdalena (Colombia) sobre la presencia de plomo (Pb) en suelos agrícolas, las concentraciones oscilaron entre 178.45 y 794.04 a 5.0 cm de profundidad donde se requirió presentar alternativas de plantas bioacumuladoras para la fitorremediación (Peláez *et al.*, 2016). En esta investigación, las concentraciones estuvieron por debajo de lo hallado en el estudio de referencia, pero del mismo modo, se mostró contaminación en el suelo agrícola.

Por muy favorables que sean las características del suelo, es evidente que la capacidad depuradora no es ilimitada. El suelo no puede asimilar, inmovilizar, inactivar y degradar todos los contaminantes que recibe y por ello, en un determinado momento cuando se superan los umbrales críticos, puede transferir los contaminantes a otros medios e incorporarlos en las cadenas tróficas. La combinación de la capacidad de retención del suelo, por un lado, y la entrada de productos químicos al mismo, determina el tipo de respuesta medioambiental. Una buena planificación ambiental debe considerar la capacidad de almacenaje del suelo y la entrada de productos químicos a éste, ya que estos dos factores determinan el tipo de respuesta (García, 2005).

Los suelos agrícolas cuando están impactados, entonces desaparecen ciertas bacterias y se potencia la entrada de los metales al sistema radicular. En este estudio, no se analizó la flora del suelo, pero los valores de CAB, podrían indicar ausencia de barreras biológicas que enlentecen la absorción de metales pesados.

Por lo general, el impacto ambiental de los suelos agrícolas próximos a los botaderos de residuos sólidos se ocasiona por exposición a los lixiviados donde un estudio en condiciones experimentales mostró, efectos adversos en la fisiología del crecimiento, rendimiento y clastogenicidad potencial de las células de la punta de la raíz de manera que,



la fitotoxicidad de los lixiviados, es un alto riesgo en la producción agrícola (*Li et al.*, 2017).

Zubero *et al.* (2008), realizaron evaluaciones en poblaciones de Bizkai (Bilbao-España), donde examinaron muestras de sangre y orina que contenían metales pesados, los cuales se generaron por una planta de valorización energética de residuos sólidos urbanos, cuyos resultados arrojaron que las concentraciones medias fueron plomo (Pb) en sangre: 2,68 µg/100 ml, concluyéndose que los niveles de plomo (Pb) en sangre se incrementaban con la edad y estaban asociados con el consumo de productos locales de huerto y con el trabajo de exposición a metales.

Podrían citarse diversos ejemplos de la literatura publicada sobre el tema de contaminación por metales pesados sobre los suelos, donde la emergencia a nuestra consideración no estriba en la búsqueda de técnicas para la remediación, sino en la tenencia de educación ambiental como herramienta de gestión, pero ya está siendo necesario la aplicación de alternativas de solución de forma inmediata, pues el daño ya está presente. En este sentido, podría pensarse en la técnica de biorremediación.

Finalmente, el suelo es un recurso indispensable para la vida que permite el desarrollo de las plantas, los animales y el hombre. Sin embargo, aún no se reconocen todas las funciones que realiza, por lo que el concepto general de suelo fértil se refiere más bien a sus propiedades químicas, específicamente a la disponibilidad de los macroelementos primarios (nitrógeno, fósforo y potasio). En los últimos años se han propuesto nuevas definiciones que integran las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, así como su capacidad de ser sostenibles, producir alimentos sanos y mitigar la polución medioambiental. No obstante, aún no existen criterios universales para evaluar los cambios en la calidad del suelo; y para ello se utilizan indicadores que son atributos edáficos sensibles al manejo y a las condiciones edafoclimáticas entre otras características, que permiten valorar su estado.

CONCLUSIONES

- Existió variación de los valores de la materia orgánica para el período húmedo en los puntos de exposición del suelo agrícola próximo al botadero de residuos sólidos donde el porcentaje de la materia orgánica se encontró en las clases de muy baja (0.30%) en el punto de muestreo P3; baja (1.12%) en el punto de muestreo P2 y media (1.69%) en el punto de muestreo P1, en el caso del pH el suelo agrícola en los puntos de muestreo P1, P2 y P3 (7.05; 7.05 y 7.26) fueron neutro y durante el período seco los valores de la materia orgánica se encontró en las clases de media (2.38%) en el punto de muestreo P1; media (1.85%) en el punto de muestreo P2 y media (3.06%) en el punto de muestreo P3, lo cual, los porcentajes de la materia orgánica aumentaron según este parámetro, en el caso del pH el suelo agrícola en los puntos de muestreo P1, P2 y P3 (7.42; 7.69 y 7.58) se halló en la escala medianamente alcalina, según estos parámetros para el periodo seco y húmedo el suelo agrícola es pobre en nutrientes y es poco productivo; Solo la concentración de plomo cumplió con el valor permisible en el periodo de seca (0.87 mg.kg^{-1}), mientras que el periodo se lluvia se halló en un punto de muestreo un valor por encima de 70 mg.kg^{-1} que es lo recomendado (163.7 mg.kg^{-1}), por tanto el suelo agrícola estuvo contaminado.
- La curva dosis-respuesta del bioensayo con *Eisenia andrei* por exposición a plomo asimilable donde se observó la mortalidad en las primeras 24 horas, la concentración letal media CL_{50} estimada fueron de 8.45 mg.kg^{-1} de plomo (Pb) en condiciones de materia orgánica = 0.30%, pH = 7.26 el suelo agrícola presentó condiciones de toxicidad.
- El coeficiente de absorción biológica (CAB) el punto de muestreo P1 de 0,07: seguido del punto de muestreo P3 de 0.06 comparados con el punto de muestreo P2 de 0.01, se observó, que las concentraciones del CAB fueron superiores al valor 0, lo indica que la planta está absorbiendo el plomo y pudiera producirse efectos de fitotoxicidad en *Zea mays*, y muestra que el suelo está contaminado.



RECOMENDACIONES

- Se requiere la determinación de otros parámetros físico-químicos de la calidad del suelo como contenido de humedad, densidad aparente y clase textural del suelo relacionado con otros cultivos.
- Se necesita la evaluación de otros bioensayos de toxicidad terrestre que confirmen la adversidad del suelo agrícola como es la germinación de la semilla donde se mide el hipocótilo y la elongación de la raíz.
- Las autoridades municipales gestionen el presupuesto correspondiente a fin de ejecutar la construcción de un relleno sanitario que cuente con las normas técnicas necesarias para evitar que los residuos sólidos se conviertan en un problema ambiental.
- Se recomienda realizar adecuadas campañas de educación ambiental en instituciones educativas de diversos niveles y a la población en general para lograr una adecuada sensibilización en el tratamiento de los residuos sólidos y convertir a los ciudadanos Abanquinos en protagonistas del cambio, para mejorar todas las fases de gestión de los residuos sólidos
- Revisar e incluir en los Estándares de Calidad para suelo agrícola el valor clasificado para la M.O. y pH - Decreto Supremo No. 011-2017 MINAM.
- Implementar una Instalación y operación de una planta de tratamiento de lixiviados especialmente diseñada para el botadero (considerando factores como la naturaleza de los residuos, edad, clima, etc.)

BIBLIOGRAFÍA

- Adamcová, D., Radziemska, M., Ridošková, A., Bartoň, S., Pelcová, P., Elbl, J., ...
Vaverková, M. D. (2017). Environmental assessment of the effects of a municipal landfill on the content and distribution of heavy metals in *Tanacetum vulgare* L. *Chemosphere*, 185, 1011-1018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.060>
- Agudelo, D. M., Casadiegos, C. P., y Sánchez, D. L. (2011). Características De Ansiedad Y Depresión En Estudiantes Universitarios. *International Journal of Psychological Research*, 1(1), 34-39. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=299023503006>
- Ahmed, S. A., y Ali, M. (2004). Partnerships for solid waste management in developing countries: linking theories to realities. *Habitat International*, 28(3), 467-479. [https://doi.org/10.1016/S0197-3975\(03\)00044-4](https://doi.org/10.1016/S0197-3975(03)00044-4)
- Alam, P., Sharholly, M., y Ahmad, K. (2020). *A Study on the Landfill Leachate and Its Impact on Groundwater Quality of Ghazipur Area, New Delhi, India*. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0990-2_27
- Ali, H., Khan, E., y Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals - Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Ali, S., Charles, T. C., y Glick, B. R. (2014). Amelioration of high salinity stress damage by plant growth-promoting bacterial endophytes that contain ACC deaminase. *Plant Physiology and Biochemistry*, 80, 160-167. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2014.04.003>
- Alqader, A. A., y Hamad, J. (2012). Municipal Solid Waste Composition Determination Supporting the Integrated Solid Waste Management in Gaza Strip. *International Journal of Environmental Science and Development*, 172-176. Recuperado de <https://www.semanticscholar.org/paper/Municipal-Solid-Waste-Composition-Determination-the-Alqader-Hamad/182dbf30d579baed858ac6f7edb1bddd9a64d486>
- Alvarado, O. (2003). *Conceptos de clima organizacional*. Lima: San Marcos.
- Anttila, A., Heikkilä, P., Pukkala, -Eero, Nykyri, E., Kauppinen, T., Hernberg, S., y Hemminki, K. (1995). Excess lung cancer among workers exposed to lead. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health*, 21(6), 460-469. <https://doi.org/10.5271/sjweh.62>
- Aparicio, E. M. (2010). Health risks caused by mining pollution and their impact on

- children. *Tinkazos*, 12(27), 1-21. Recuperado de <http://www.scielo.org.bo/pdf/rbest/v12n27/v12n27a05.pdf>
- Aquino, R., Camacho, M., y Llanos, G. (1989). *Métodos para análisis de agua, suelos y residuos sólidos*. Lima: Instituto de Desarrollo y Medio Ambiente (IDMA). Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONCYTEC).
- Aranguren, F. (1999). El Plomo En El Medio Geográfico: Una Amenaza Silente Lead in the Geographic Environment: a Silent Threat. *Semestral. Déposito Legal GEOENSEÑANZA. Semestral. Déposito Legal*, 44(11), 121-15597. Recuperado de <http://www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/20914/1/articulo6.pdf>
- Argota, G., Encina, M., Argota, H., y Iannacone., 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. Recuperado de http://sisbib.unmsm.edu.pe/bvrevistas/biologist/v12_n1/pdf/a10v12n1.pdf
- Arrieta, G., Requena, I., Toro, J., y Zamorano, M. (2016). Adaptation of EVIAVE methodology for monitoring and follow-up when evaluating the environmental impact of landfills. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 168-179. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.10.001>
- Ashry, K. M., El-Sayed, Y. S., Khamiss, R. M., y El-Ashmawy, I. M. (2010). Oxidative stress and immunotoxic effects of lead and their amelioration with myrrh (*Commiphora molmol*) emulsion. *Food and Chemical Toxicology*, 48(1), 236-241. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2009.10.006>
- Aygun, A., Dogan, S., Argun, M. E., y Ates, H. (2018). Removal of sulphate from landfill leachate by crystallization. *Environmental Engineering Research*, 24(1), 24-30. <https://doi.org/10.4491/eer.2017.179>
- Bado, V. B., y Bationo, A. (2018). *Integrated Management of Soil Fertility and Land Resources in Sub-Saharan Africa: Involving Local Communities*. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2018.02.001>
- Bech, J., Poschenrieder, C., Barceló, J., y Lansac, A. (2002). Plants from Mine Spoils in the South American Area as Potential Sources of Germplasm for Phytoremediation Technologies. *Acta Biotechnologica*, 22(1-2), 5-11. [https://doi.org/10.1002/1521-3846\(200205\)22:1/2<5::AID-ABIO5>3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1521-3846(200205)22:1/2<5::AID-ABIO5>3.0.CO;2-B)
- Bernache, G. (2014). La gestión de los residuos sólidos: un reto para los gobiernos locales. *Sociedad y Ambiente*, 1(7), 72-98. <https://doi.org/10.31840/sya.v0i7.1592>

- Bernal, M. P., Clemente, R., Vazquez, S., y Walker, D. J. (2007). Aplicación de la fitorremediación a los suelos contaminados por metales pesados en Aznalcóllar. *Ecosistemas*, 16(2), 67-76.
- Bernard, F., Brulle, F., Dumez, S., Lemiere, S., Platel, A., Nessler, F., ... Vandembulcke, F. (2015). Antioxidant responses of Annelids, Brassicaceae and Fabaceae to pollutants: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 114, 273-303. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.04.024>
- Bi, M., Zhang, H., Yuan, L., Zhao, L., y Liu, R. (2019). Molecular mechanisms of lead-induced changes of selenium status in mice livers through interacting with selenoprotein P. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 175, 282-288. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.059>
- Blum, W. E. H. (2005). Functions of Soil for Society and the Environment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4(3), 75-79. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2236-x>
- Bolanowska, W. (1968). Distribution and Excretion of Triethyllead in Rats. *Occupational and Environmental Medicine*, 25(3), 203-208. <https://doi.org/10.1136/oem.25.3.203>
- Bone, J., Head, M., Barraclough, D., Archer, M., Scheib, C., Flight, D., y Voulvoulis, N. (2010). Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. *Environment International*, 36(6), 609-622. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.04.010>
- Bori, J., Vallès, B., Navarro, A., y Riva, M. C. (2017). Ecotoxicological risks of the abandoned F-Ba-Pb-Zn mining area of Osor (Spain). *Environmental Geochemistry and Health*, 39(3), 665-679. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9840-2>
- Boughattas, I., Hattab, S., Boussetta, H., Sappin-Didier, V., Viarengo, A., Banni, M., y Sforzini, S. (2016). Biomarker responses of *Eisenia andrei* to a polymetallic gradient near a lead mining site in North Tunisia. *Environmental Pollution*, 218, 530-541. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.033>
- Brandstätter, C., Laner, D., Prantl, R., y Fellner, J. (2014). Using multivariate regression modeling for sampling and predicting chemical characteristics of mixed waste in old landfills. *Waste Management*, 34(12), 2537-2547. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.009>
- Budi, S., Suliasih, B. A., Othman, M. S., Heng, L. Y., y Surif, S. (2016). Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. *Waste Management*, 55, 231-237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.022>

- Burbano, H. (2010). El Suelo Al Servicio De La Sociedad Y Su Rol En El Contexto De Los Cambios Globales. *Revista de la Facultad de Ciencias Económicas y Administrativas.*, XI(2), 53-62. Recuperado de <https://revistas.udenar.edu.co/index.php/rtend/article/view/548/607>
- Burlakovs, J., Pilecka, J., Grinfelde, I., Arbidans, L., Arina, D., & Setyobudi, R. H. (2021, diciembre 16). *Sustainable landfill fine fraction of waste reuse opportunities covering layer development*. 303-310. <https://doi.org/10.22616/rrd.27.2021.043>
- Bustos, C. (2009). La problemática de los desechos sólidos. *Economía*, 027, 121-144. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/1956/195614958006.pdf>
- Cala, V., y Kunimine, Y. (2003). Distribución de plomo en suelos contaminados en el entorno de una planta de reciclaje de baterías ácidas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 19(3), 109-115. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/370/37019301.pdf>
- Calderón, G., y Cornetero, A. (2014). *Evaluación de la gestión logística y su influencia en la determinación del costo de ventas de la empresa distribuciones Naylamp S.R.L. ubicada en la ciudad de Chiclayo en el año 2013. (Tesis de pregrado)*. Universidad Católica Santo Toribio de Mogrovejo, Chiclayo, Perú.
- Calderón, G., Murillo, S., y Torres, K. (2003). Cultura organizacional y bienestar laboral. *Cuadernos de Administración*, 16(25), 109-137.
- Cates, A. M., y Ruark, M. D. (2017). Soil aggregate and particulate C and N under corn rotations: responses to management and correlations with yield. *Plant and Soil*, 415(1-2), 521-533. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3121-9>
- Cerdà, A., Morera, A. G., y Bodí, M. B. (2009). Soil and water losses from new citrus orchards growing on sloped soils in the western Mediterranean basin. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(13), 1822-1830. <https://doi.org/10.1002/esp.1889>
- Chen, X.-W., Wong, J. T.-F., Mo, W.-Y., Man, Y.-B., Ng, C. W.-W., & Wong, M.-H. (2016). Ecological Performance of the Restored South East New Territories (SENT) Landfill in Hong Kong (2000-2012). *Land Degradation & Development*, 27(6), 1664-1676. <https://doi.org/10.1002/ldr.2366>
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., ... Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7-8), 659-718. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)
- Colomer, F. J., Esteban, J., García, F., y Herrera, L. (2013). Influencia de la ubicación de los rellenos sanitarios en el impacto ambiental . Caso de España. *Ingeniería*,

- 17(Mayo-Agosto), 141-151. Recuperado de
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46730913005>
- Córdova, D. (2008). *Toxicología* (5.^a ed.). Mexico D.F.: Manual Moderno.
- D'Amore, J. J., Al-Abed, S. R., Scheckel, K. G., y Ryan, J. A. (2005). Methods for Speciation of Metals in Soils. *Journal of Environmental Quality*, 34(5), 1707-1745.
<https://doi.org/10.2134/jeq2004.0014>
- Dan, A., Oka, M., Fujii, Y., Soda, S., Ishigaki, T., Machimura, T., y Ike, M. (2017). Removal of heavy metals from synthetic landfill leachate in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 584-585, 742-750.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.112>
- Dangi, M. B., Fernandez, D., Bom, U. B., Belbase, S., y Kaphle, R. (2015). Evaluation of environmental impact assessment report preparation and public participation in landfill projects in Nepal. *Habitat International*, 46, 72-81.
<https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2014.10.021>
- Dash, S., Borah, S. S., y Kalamdhad, A. S. (2020). Application of positive matrix factorization receptor model and elemental analysis for the assessment of sediment contamination and their source apportionment of Deepor Beel, Assam, India. *Ecological Indicators*, 114, 106291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106291>
- Desai, C., Parikh, R. Y., Vaishnav, T., Shouche, Y. S., y Madamwar, D. (2009). Tracking the influence of long-term chromium pollution on soil bacterial community structures by comparative analyses of 16S rRNA gene phylotypes. *Research in Microbiology*, 160(1), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.resmic.2008.10.003>
- Dias, M. C., Mariz-Ponte, N., y Santos, C. (2019). Lead induces oxidative stress in *Pisum sativum* plants and changes the levels of phytohormones with antioxidant role. *Plant Physiology and Biochemistry*, 137, 121-129.
<https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.02.005>
- Díez, M., Simón, M., Martín, F., Dorronsoro, C., García, I., y Van Gestel, C. A. M. (2009). Ambient trace element background concentrations in soils and their use in risk assessment. *Science of The Total Environment*, 407(16), 4622-4632.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.012>
- Dixit, R., Wasiullah, Malaviya, D., Pandiyan, K., Singh, U., Sahu, A., ... Paul, D. (2015). Bioremediation of Heavy Metals from Soil and Aquatic Environment: An Overview of Principles and Criteria of Fundamental Processes. *Sustainability*, 7(2), 2189-2212.
<https://doi.org/10.3390/su7022189>

- Domínguez, M. A., Sánchez, Z. E., Torres, A. M., Negrete, M. de la L. X., Conde, E., y Flores, A. (2012). Effect of the Heavy Metals Cu, Ni, Cd and Zn on the Growth and Reproduction of Epigeic Earthworms (*E. fetida*) during the Vermistabilization of Municipal Sewage Sludge. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(2), 915-931.
<https://doi.org/10.1007/s11270-011-0913-7>
- Dutka, B. J., y Marsalek, J. (1993). Urban Impacts on River Shoreline Microbiological Pollution. *Journal of Great Lakes Research*, 19(4), 665-674.
[https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(93\)71254-X](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(93)71254-X)
- El-Hamouz, A. M. (2008). Logistical management and private sector involvement in reducing the cost of municipal solid waste collection service in the Tubas area of the West Bank. *Waste Management*, 28(2), 260-271.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.11.012>
- El-Sayed, Y. S., Lebda, M. A., Hassinin, M., y Neoman, S. A. (2015). Chicory (*Cichorium intybus* L.) Root Extract Regulates the Oxidative Status and Antioxidant Gene Transcripts in CCl₄-Induced Hepatotoxicity. *PLOS ONE*, 10(3), e0121549.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121549>
- EPA. (2001). *Guía del Ciudadano para la Fitocorrección. 2.*
- Fakayode, S., y Onianwa, P. (2002). Heavy metal contamination of soil, and bioaccumulation in Guinea grass (*Panicum maximum*) around Ikeja Industrial Estate, Lagos, Nigeria. *Environmental Geology*, 43(1-2), 145-150.
<https://doi.org/10.1007/s00254-002-0633-9>
- FAO. (2007). Land evaluation Towards a revised framework. *Land and Water Discussion Paper*, 124.
- FAO. (2020). Panorama de la seguridad alimentaria y nutricional en América Latina y el Caribe 2020. En *Panorama de la seguridad alimentaria y nutricional en América Latina y el Caribe 2020*. <https://doi.org/10.4060/cb2242es>
- Fargašová, A. (2001). Phytotoxic Effects of Cd, Zn, Pb, Cu and Fe on *Sinapis Alba* L. Seedlings and their Accumulation in Roots and Shoots. *Biologia plantarum*, 44(3), 471-473. <https://doi.org/10.1023/A:1012456507827>
- Flores, M. L., Hattab, S., Hattab, S., Boussetta, H., Banni, M., y Hernández, L. E. (2015). Specific mechanisms of tolerance to copper and cadmium are compromised by a limited concentration of glutathione in alfalfa plants. *Plant Science*, 233, 165-173.
<https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2015.01.013>
- Friedrich, T. (2007). Degradation of Natural Resources and Measures for Mitigation.

- International Seminar on Enhancing Extension of Conservation Agriculture Techniques in Asia and the Pacific*, (January), 24-26.
- Gallego, E., Roca, F. J., Perales, J. F., Guardino, X., Gadea, E., y Garrote, P. (2016). Impact of formaldehyde and VOCs from waste treatment plants upon the ambient air nearby an urban area (Spain). *Science of The Total Environment*, 568, 369-380. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.007>
- Galvis, A. (2000). . Propuesta para generar indicadores sobre la productividad de los suelos agrícolas. En R. Quintero (Ed.), *La edafología y sus perspectivas al siglo XXI*. México D.F.: Montecillo.
- Ganey, P. E., y Boyd, S. A. (2005). An Approach to Evaluation of the Effect of Bioremediation on Biological Activity of Environmental Contaminants: Dechlorination of Polychlorinated Biphenyls. *Environmental Health Perspectives*, 113(2), 180-185. <https://doi.org/10.1289/ehp.6935>
- Gao, M., Lin, Y., Shi, G.-Z., Li, H.-H., Yang, Z.-B., Xu, X.-X., ... Cheng, Z. (2019). Bioaccumulation and health risk assessments of trace elements in housefly (*Musca domestica* L.) larvae fed with food wastes. *Science of The Total Environment*, 682, 485-493. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.182>
- García, I. (2005). *Vulnerabilidad y autodepuración de los suelos*. Recuperado de <http://www.edafologia.net/conta/tema18/introd.htm>
- García, I., y Dorronsoro, C. (2002). *Contaminación por metales pesados*. Barcelona: Departamento de edafología y química agrícola de España.
- García, M. (2000). Evaluación sanitaria de plomo en aguas en Cuba. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 38(3), 179-183. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1561-30032000000300004&lng=es&tlng=es.
- Gargiulo, C., y Lombardi, C. (2016). Urban Retrofit and Resilience. The Challenge of Energy Efficiency and Vulnerability. *TeMA*, 9(2), 137-162. <https://doi.org/10.6092/1970-9870/3922>
- Gil, M., Soto, A., Usma, J., y Gutiérrez, O. (2012). Emerging contaminants in waters: effects and possible treatments Contaminantes emergentes em águas, efeitos e possíveis tratamentos. *Producción + Limpia* -, 7(2), 52-73. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>
- Giuffré, L., Ratto, S., Marbán, L., Schonwald, J., y Romaniuk, R. (2005). Riesgo por metales pesados en horticultura urbana. *Ciencia del suelo*, 23(1), 101-106.

- Recuperado de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672005000100012&lng=es&tlng=es.
- González, O., y Pereda, A. (2009). *Relación entre el Clima Social Familiar y el Rendimiento Escolar de los alumN°s de la Institución Educativa N° 86502 "San Santiago" de Pamparomás en el año 2006. (Tesis de maestría)*. Universidad Cesar Vallejo, Chimbote, Perú.
- Gratão, P. L., Polle, A., Lea, P. J., y Azevedo, R. A. (2005). Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. *Functional Plant Biology*, 32(6), 481.
<https://doi.org/10.1071/FP05016>
- Güereca, L. P., Sosa, R. O., Gilbert, H. E., y Reynaga, N. S. (2015). Life cycle assessment in Mexico: overview of development and implementation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(3), 311-317.
<https://doi.org/10.1007/s11367-014-0844-9>
- Gundupalli, S. P., Hait, S., y Thakur, A. (2017). A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. *Waste Management*, 60, 56-74. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.015>
- Gupta, A., y Rajamani, P. (2015). Toxicity Assessment of Municipal Solid Waste Landfill Leachate Collected in Different Seasons from Okhala Landfill Site of Delhi. *Journal of Biomedical Science and Engineering*, 08(06), 357-369.
<https://doi.org/10.4236/jbise.2015.86034>
- Gupta, D. K., Huang, H. G., Yang, X. E., Razafindrabe, B. H. N., y Inouhe, M. (2010). The detoxification of lead in *Sedum alfredii* H. is not related to phytochelatins but the glutathione. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3), 437-444.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.052>
- Gworek, B., Dmuchowski, W., Koda, E., Marecka, M., Baczewska, A., Brągoszewska, P., ... Osiński, P. (2016). Impact of the Municipal Solid Waste Łubna Landfill on Environmental Pollution by Heavy Metals. *Water*, 8(10), 470.
<https://doi.org/10.3390/w8100470>
- Han, Z., Ma, H., Shi, G., He, L., Wei, L., y Shi, Q. (2016). A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. *Science of The Total Environment*, 569-570, 1255-1264.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.201>
- He, J., Zhang, H., Guo, X., Song, M., Zhang, J., y Li, X. (2014). Ecological risk and economic loss estimation of heavy metals pollution in the Beijiang River. *Ecological*



- Chemistry and Engineering S*, 21(2), 189-199. <https://doi.org/10.2478/eces-2014-0015>
- Herrera, K. I. M. (2009). *Evaluación de la contaminación por plomo en suelos del Cantón Sitio del Niño Municipio de San Juan Opico Departamento de La Libertad. (Tesis de grado)* (Universidad de El Salvador). Universidad de El Salvador, San Salvador, El Salvador. Recuperado de <https://catalogosiidca.csuca.org/Record/UES.48778>
- Hincapié, Á. M., y Aguja, E. A. (2003). Agregado reciclado. *Revista Universidad EAFIT*, 39(132), 76-89. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/215/21513208.pdf>
- Ho, S. F., Sam, C. T., y Embi, G. Bin. (1998). Lead exposure in the lead-acid storage battery manufacturing and PVC compounding industries. *Occupational Medicine*, 48(6), 369-373. <https://doi.org/10.1093/occmed/48.6.369>
- Hong, Y., Shen, R., Cheng, H., Chen, Y., Zhang, Y., Liu, Y., ... Liu, Y. (2019). Estimating lead and zinc concentrations in peri-urban agricultural soils through reflectance spectroscopy: Effects of fractional-order derivative and random forest. *Science of The Total Environment*, 651, 1969-1982. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.391>
- Hornweg, D., y Bhada, P. (2012). *What a Waste : A Global Review of Solid Waste Management*. Washington D.C: World Bank. Recuperado de <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>
- IARC. (2011). Chromium (VI) compounds. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, 100 C(Vi), 147-167. Recuperado de <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono100C-9.pdf>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., y Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60-72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Jani, Y., Kaczala, F., Marchand, C., Hogland, M., Kriipsalu, M., Hogland, W., y Kihl, A. (2016). Characterisation of excavated fine fraction and waste composition from a Swedish landfill. *Waste Management & Research*, 34(12), 1292-1299. <https://doi.org/10.1177/0734242X16670000>
- Jiang, J., Wang, Y.-P., Yu, M., Cao, N., y Yan, J. (2018). Soil organic matter is important for acid buffering and reducing aluminum leaching from acidic forest soils. *Chemical Geology*, 501, 86-94. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.10.009>
- Junior, E. M., Rosas, J. T. F., Damascena, A. P., Silva, M. A., Camara, G. D. R.,

- Gonçalves, Â. O., y Moraes, W. B. (2019). Resistance induction efficiency of silicon dioxide against *Meloidogyne incognita* in tomato. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 13(1). <https://doi.org/10.17584/rcch.2019v13i1.7834>
- Jusko, T. A., Henderson, C. R., Lanphear, B. P., Cory-Slechta, D. A., Parsons, P. J., y Canfield, R. L. (2008). Blood Lead Concentrations < 10 µg/dL and Child Intelligence at 6 Years of Age. *Environmental Health Perspectives*, 116(2), 243-248. <https://doi.org/10.1289/ehp.10424>
- Kaartinen, T., Sormunen, K., y Rintala, J. (2013). Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining. *Journal of Cleaner Production*, 55, 56-66. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.02.036>
- Kabata, A. (2010). *Trace Elements in Soils and Plants* (4.^a ed.). New York: CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kaczala, F., Mehdinejad, M. H., Lääne, A., Orupõld, K., Bhatnagar, A., Kriipsalu, M., y Hogland, W. (2017). Leaching characteristics of the fine fraction from an excavated landfill: physico-chemical characterization. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 19(1), 294-304. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0418-3>
- Karimi, F., Rahimi, G., y Kolahchi, Z. (2020). Interaction effects of salinity, sewage sludge, and earthworms on the fractionations of Zn and Cu, and the metals uptake by the earthworms in a Zn- and Cu-contaminated calcareous soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(10), 10565-10580. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07719-2>
- Kasten, J., Heo, Y., y Lawrence, D. A. (2010). Impact of developmental lead exposure on splenic factors. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 247(2), 105-115. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2010.06.003>
- Kavehei, A., Hose, G. C., y Gore, D. B. (2018). Effects of red earthworms (*Eisenia fetida*) on leachability of lead minerals in soil. *Environmental Pollution*, 237, 851-857. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.021>
- Kaza, S., Yao, L. C., Bhada, P., y Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Washington D.C: World Bank. Recuperado de <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>
- Khanam, R., Kumar, A., Nayak, A. K., Shahid, M., Tripathi, R., Vijayakumar, S., ... Pathak, H. (2020). Metal(loid)s (As, Hg, Se, Pb and Cd) in paddy soil: Bioavailability and potential risk to human health. *Science of The Total*

- Environment*, 699, 134330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134330>
- Khazdair, M. R., Boskabady, M. H., Afshari, R., Dadpour, B., Behforouz, A., Javidi, M., ... Tabatabaie, S. S. (2012). Respiratory Symptoms and Pulmonary Function Testes in Lead Exposed Workers. *Iranian Red Crescent Medical Journal*, 14(11), 738-743. <https://doi.org/10.5812/ircmj.4134>
- Kidd, P. S., Castro, C. B., Lestón, M. G., y Monterroso, C. (2007). Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: El género *Alyssum* L. *Ecosistemas*, 16(2), 26-43. Recuperado de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/126>
- Kiss, G., y Encarnación, G. (2006). Los productos y los impactos de la descomposición de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final G ábor K iss K öfalusi * y G uillermo E ncarnación A guilar *. *Gaceta Ecológica*, (79), 39-51. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53907903>
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., y Christensen, T. H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Klauck, C. R., Giacobbo, A., Altenhofen, C. G., Silva, L. B., Meneguzzi, A., Bernardes, A. M., y Rodrigues, M. A. S. (2017). Toxicity elimination of landfill leachate by hybrid processing of advanced oxidation process and adsorption. *Environmental Technology & Innovation*, 8, 246-255. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.07.006>
- Koda, E., Pachuta, K., y Osinski, P. (2013). Potential of plant applications in the initial stage of the landfill reclamation process. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22(6), 1731-1739.
- Koda, E., Siczka, A., y Osinski, P. (2016). Ammonium Concentration and Migration in Groundwater in the Vicinity of Waste Management Site Located in the Neighborhood of Protected Areas of Warsaw, Poland. *Sustainability*, 8(12), 1253. <https://doi.org/10.3390/su8121253>
- Korai, M. S., Mahar, R. B., y Uqaili, M. A. (2016). Optimization of waste to energy routes through biochemical and thermochemical treatment options of municipal solid waste in Hyderabad, Pakistan. *Energy Conversion and Management*, 124, 333-343. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.07.032>
- Krook, J., Svensson, N., y Eklund, M. (2012). Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management*, 32(3), 513-520.

- <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>
- Křováková, K., Semerádová, S., Mudrochová, M., y Skaloš, J. (2015). Landscape functions and their change – a review on methodological approaches. *Ecological Engineering*, 75, 378-383. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.12.011>
- Kurniawan, T. A., Lo, W., y Chan, G. Y. S. (2006). Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate. *Chemical Engineering Journal*, 125(1), 35-57. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.07.006>
- Kurniawan, T., Lo, W., y Chan, G. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1-3), 80-100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Lal, R., Safriel, U., y Boer, B. (2012). Zero Net Land Degradation: a sustainable development goal to Rio+20. *UNCCD Position Paper for Rio+20*, (May), 6.
Recuperado de
http://catalogue.unccd.int/991_Zero_Net_Land_Degradation_Report_UNCCD_May_2012.pdf
- Lehmann, A., y Stahr, K. (2007). Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7(4), 247-260.
<https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235>
- Leme, M. M. V., Rocha, M. H., Lora, E. E. S., Venturini, O. J., Lopes, B. M., y Ferreira, C. H. (2014). Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, 87, 8-20.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.003>
- Li, G., Chen, J., Yan, W., y Sang, N. (2017). A comparison of the toxicity of landfill leachate exposure at the seed soaking and germination stages on *Zea mays* L. (maize). *Journal of Environmental Sciences*, 55, 206-213.
<https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.031>
- Li, G., Sang, N., y Guo, D. (2006). Oxidative damage induced in hearts, kidneys and spleens of mice by landfill leachate. *Chemosphere*, 65(6), 1058-1063.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.02.056>
- Li, X.-L., Gao, J., Brierley, G., Qiao, Y.-M., Zhang, J., y Yang, Y.-W. (2013). RANGELAND DEGRADATION ON THE QINGHAI-TIBET PLATEAU: IMPLICATIONS FOR REHABILITATION. *Land Degradation & Development*, 24(1), 72-80. <https://doi.org/10.1002/ldr.1108>

- Lin, Y., Ye, Y., Hu, Y., y Shi, H. (2019). The variation in microbial community structure under different heavy metal contamination levels in paddy soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 180, 557-564. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.057>
- Lora, R., y Bonilla, H. (2010). Remediación de un suelo de la cuenca alta del río Bogotá contaminado con los metales pesados cadmio y cromo. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 13(2). <https://doi.org/10.31910/rudca.v13.n2.2010.730>
- Louro, A. (2013). The garbage collection services and the environmental hygiene in Havana. *Revista Cubana de Salud Pública*, 39(2), 402-405. Recuperado de <http://scielo.sld.cu/pdf/rcsp/v39n2/spu19213.pdf>
- Madurwar, M. V., Ralegaonkar, R. V., y Mandavgane, S. A. (2013). Application of agro-waste for sustainable construction materials: A review. *Construction and Building Materials*, 38, 872-878. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.09.011>
- Mahdieh, M., Yazdani, M., y Mahdieh, S. (2013). The high potential of Pelargonium roseum plant for phytoremediation of heavy metals. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(9), 7877-7881. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3141-3>
- Majdinasab, A., y Yuan, Q. (2017). Performance of the biotic systems for reducing methane emissions from landfill sites: A review. *Ecological Engineering*, 104, 116-130. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.015>
- Marrero, J., Amores, I., y Coto, O. (2012). Fitorremediación, una tecnología que involucra a plantas y microorganismos en el saneamiento ambiental. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 46(3), 52-71.
- Martorell, J. J. (2010). *Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa Suratlántica andaluza afectados por Contaminación difusa. (Tesis Doctoral)*. Universidad de Cadiz, Cadiz, España.
- Mavakala, B. K., Le Faucheur, S., Mulaji, C. K., Laffite, A., Devarajan, N., Biey, E. M., ... Poté, J. (2016). Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill: Detailed geochemical characterization and toxicity tests. *Waste Management*, 55, 238-248. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.028>
- Mazur, Z., Radziemska, M., Fronczyk, J., y Jeznach, J. (2015). Heavy metal accumulation in bioindicators of pollution in urban areas of northeastern Poland. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(1a), 216-223. Recuperado de <https://bw.sggw.edu.pl/info/article/WULSa41cad3706144aafb55359dde8766640/Publikacja+%25E2%2580%2593+Heavy+metal+accumulation+in+bioindicators+of+pollution+in+urban+areas+of+northeastern+Poland+%25E2%2580%2593+Szko%25>

- C5%2582a+G%25C5%2582%25C3%25B3wna+Gospo
- Medina, E. K., Mancilla, O. R., Larios, M. M., Guevara, R. D., Olgún, J. L., y Barreto, O. A. (2016). Calidad del agua para riego y suelos agrícolas en Tuxcacuesco, Jalisco. *Idesia (Arica)*, (ahead), 0-0. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292016005000035>
- Medina, J., Volke, V., Galvis, A., Cortés, J. I., y Santiago, M. D. J. (2017). Incremento de la materia orgánica del suelo y rendimiento de mango en Luvisoles, Campeche, México. *Agronomía Mesoamericana*, 28(2), 499. <https://doi.org/10.15517/ma.v28i2.22236>
- MINAM. (2012). Informe anual de residuos sólidos municipales y no municipales en el Perú Gestión 2012. *Ministerio del Ambiente*, 270. Recuperado de <https://redrrss.minam.gob.pe/material/20140423145035.pdf>
- Molina, C., Ibañez, C., y Gibon, F.-M. (2012). Proceso de Biomagnificación de Metales Pesados en un Lago Hiperhalino (Poopó, Oruro, Bolivia): Posible Riesgo en la Salud de Consumidores. *Ecología en Bolivia*, 47(2), 99-118. Recuperado de http://www.scielo.org.bo/pdf/reb/v47n2/v47n2_a03.pdf
- Montgomery, D. (2007). *Dirt: the erosion of civilizations*. Los Angeles: University California Press.
- Morales, M. (2021). Rol de los gobiernos locales en la recuperación de las áreas degradadas por residuos sólidos municipales: perspectiva y desafíos ambientales ad portas del bicentenario del Perú. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 5(5), 9634-9642. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v5i5.1011
- Moriarty, F. (1983). *Ecotoxicology: the study of pollutants in ecosystems*. London: Academic Press.
- Nabavi, A., Bayat, R., Hosseinzadeh-Bandbafha, H., Afrasyabi, H., y Berrada, A. (2017). Prognostication of energy use and environmental impacts for recycle system of municipal solid waste management. *Journal of Cleaner Production*, 154, 602-613. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.033>
- Nahmani, J., Hodson, M. E., y Black, S. (2007). Effects of metals on life cycle parameters of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to field-contaminated, metal-polluted soils. *Environmental Pollution*, 149(1), 44-58. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.018>
- Nanda, S., y Berruti, F. (2021). Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(2), 1433-1456.



- <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01100-y>
- Nannoni, F., Santolini, R., y Protano, G. (2015). Heavy element accumulation in Evernia prunastri lichen transplants around a municipal solid waste landfill in central Italy. *Waste Management*, 43, 353-362. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.013>
- Nasrollahi, S., Alimardani, R., Sharifi, M., y Taghizadeh, M. (2016). Comparison of the Environmental Impacts of Different Municipal Solid Waste Treatments using Life Cycle Assessment (LCA) (Case Study: Tehran). *ijhe*. 2016, 9(2), 273-288.
Recuperado de https://ijhe.tums.ac.ir/browse.php?a_id=5631&sid=1&slc_lang=en
- Nava, C., y Mendez, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de neurociencias*, 16(3), 140-147. Recuperado de <https://www.medigraphic.com/pdfs/arcneu/ane-2011/ane113f.pdf>
- Nishiyama, Y., Allakhverdiev, S. I., & Murata, N. (2011). Protein synthesis is the primary target of reactive oxygen species in the photoinhibition of photosystem II. *Physiologia Plantarum*, 142(1), 35-46. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2011.01457.x>
- Nolasco, M. G. (2001). *Determinación de la concentración de plomo en suelos de lima metropolitana y su repercusión en la contaminación ambiental. (Tesis de grado)*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.
- Novillo, I. D., Carrillo, M. D., Cargua, J. E., Nabel, V., Albán, K. E., & Morales, F. L. (2018). Propiedades físicas del suelo en diferentes sistemas agrícolas en la provincia de Los Ríos, Ecuador. *Temas Agrarios*, 23(2), 177-187.
<https://doi.org/10.21897/rta.v23i2.1301>
- OEFA. (2021). *Portal interactivo de Fiscalización Ambiental*. Recuperado de <https://publico.oefa.gob.pe/Portalfifa/Intervenciones.do?tipo=0>
- Ogundele, L. T., Adejoro, I. A., y Ayeku, P. O. (2019). Health risk assessment of heavy metals in soil samples from an abandoned industrial waste dumpsite in Ibadan, Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(5), 290.
<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7454-8>
- Ohlbaum, M., Wadgaonkar, S. L., van Bruggen, J. J. A., Nancharaiah, Y. V., y Lens, P. N. L. (2018). Phytoremediation of seleniferous soil leachate using the aquatic plants Lemna minor and Egeria densa. *Ecological Engineering*, 120, 321-328.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.06.013>
- Olivares, S., García, D., Lima, L., Saborit, I., Llizo, A., y Pérez, P. (2013). Niveles de cadmio, plomo, cobre y zinc en hortalizas cultivadas en una zona altamente

- urbanizada de la ciudad de la habana, Cuba. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 29(4), 285-293. Recuperado de <https://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v29n4/v29n4a6.pdf>
- Olortegui, D. S. (2022). *Evaluación de riesgos a la salud por exposición a suelo agrícola con metales pesados (arsénico, cadmio y plomo) en Carapongo, Lurigancho - Chosica. (Tesis de maestría)* (Universidad Ricardo Palma). Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú. Recuperado de https://repositorio.urp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.14138/5597/T030_45744336_M DENISSE SOFIA OLORTEGUI CRISTOBAL.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Omar, D., Karuppanan, S., y AyuniShafiea, F. (2012). Environmental Health Impact Assessment of a Sanitary Landfill in an Urban Setting. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 68, 146-155. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.12.214>
- Osaki, K., Kashiwada, S., Tatarazako, N., y Ono, Y. (2006). Toxicity Testing of Leachate from Waste Landfills Using Medaka (*Oryzias Latipes*) for Monitoring Environmental Safety. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117(1-3), 73-84. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-7670-x>
- Palmiotto, M., Fattore, E., Paiano, V., Celeste, G., Colombo, A., y Davoli, E. (2014). Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment: Toxicological risk and odor nuisance effects. *Environment International*, 68, 16-24. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.03.004>
- Pan, X., Zhang, S., Zhong, Q., Gong, G., Wang, G., Guo, X., y Xu, X. (2020). Effects of soil chemical properties and fractions of Pb, Cd, and Zn on bacterial and fungal communities. *Science of The Total Environment*, 715, 136904. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136904>
- Pappu, A., Saxena, M., y Asolekar, S. R. (2007). Solid wastes generation in India and their recycling potential in building materials. *Building and Environment*, 42(6), 2311-2320. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.04.015>
- Parrodi, J. C. H., Höllen, D., y Pomberger, R. (2018). CHARACTERIZATION OF FINE FRACTIONS FROM LANDFILL MINING: A REVIEW OF PREVIOUS INVESTIGATIONS. *Detritus*, 2(1), 46. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13663>
- Pazoki, M., y Ghasemzadeh, R. (2021). *Municipal Landfill Leachate Management (Environmental Science and Engineering)*. Berlin: Springer. Recuperado de <https://www.amazon.com/-/es/Maryam-Pazoki/dp/3030502147>

- Peláez, M.-J., Bustamante, J.-J., y Gómez, E.-D. (2016). Presencia de cadmio y plomo en suelos y su bioacumulación en tejidos vegetales en especies de brachiaria en el Magdalena Medio colombiano. *Luna Azul*, 43(43), 82-101.
<https://doi.org/10.17151/luaz.2016.43.5>
- Pérez, M., Valencia, J., Rubiano, J., Feo, D., y Cuellar, E. (2020). *re-creaciones 119 Energía de la basura*. 118-125.
- Pilco, N. J. (2021). *Determinación de la influencia de los lixiviados en la concentración de metales pesados del suelo del botadero municipal de Moyobamba, 2020. (Tesis de grado)*. Universidad Nacional de San Martín, San Martín, Perú. Recuperado de <https://repositorio.unsm.edu.pe/handle/11458/4040?mode=full>
- Potdar, A., Singh, A., Unnikrishnan, S., Naik, N., Naik, M., Nimkar, I., y Patil, V. (2016). Innovation in Solid Waste Management through Clean Development Mechanism in Developing Countries. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 193-200.
<https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.078>
- Pourrut, B., Perchet, G., Silvestre, J., Cecchi, M., Guisresse, M., y Pinelli, E. (2008). Potential role of NADPH-oxidase in early steps of lead-induced oxidative burst in *Vicia faba* roots. *Journal of Plant Physiology*, 165(6), 571-579.
<https://doi.org/10.1016/j.jplph.2007.07.016>
- Qadir, A., y Malik, R. N. (2011). Heavy Metals in Eight Edible Fish Species from Two Polluted Tributaries (Aik and Palkhu) of the River Chenab, Pakistan. *Biological Trace Element Research*, 143(3), 1524-1540. <https://doi.org/10.1007/s12011-011-9011-3>
- Qaisar, R., Renaud, G., Hedstrom, Y., Pöllänen, E., Ronkainen, P., Kaprio, J., ... Larsson, L. (2013). Hormone replacement therapy improves contractile function and myonuclear organization of single muscle fibres from postmenopausal monozygotic female twin pairs. *The Journal of Physiology*, 591(9), 2333-2344.
<https://doi.org/10.1113/jphysiol.2012.250092>
- Raison, R. J., y Rab, M. A. (2001). Guiding concepts for the application of indicators to interpret change in soil properties and processes in forests. En «*Criteria and indicators for sustainable forest management*». *Papers presented at a IUFRO/CIFOR/FAO conference «Sustainable forest management: fostering stakeholder input to advance development of scientifically based indicators» held in Melbourne, Austral* (pp. 231-258). UK: CABI Publishing.
<https://doi.org/10.1079/9780851993928.0231>

- Ramires, M., Lorensi, E., de Castro, M., Clasen, B. E., Fontanive, D. E., Bianchetto, R., ... Antonioli, Z. I. (2020). Enzyme assays and toxicity of pig abattoir waste in *Eisenia andrei*. *Environmental Pollution*, 260, 113928.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113928>
- Ramos, E., y Zúñiga, D. (2008). Efecto De La Humedad, Temperatura Y Ph Del Suelo En La Actividad Microbiana a Nivel De Laboratorio. *Ecología Aplicada*, 7(1-2), 123. <https://doi.org/10.21704/rea.v7i1-2.367>
- Rapti, D., y Vaccaro, C. (2006). Geochemical evidences of landfill leachate in groundwater. *Engineering Geology*, 85(1-2), 111-121.
<https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2005.09.032>
- Raut, S. P., Ralegaonkar, R. V., y Mandavgane, S. A. (2011). Development of sustainable construction material using industrial and agricultural solid waste: A review of waste-create bricks. *Construction and Building Materials*, 25, 4037-4042.
Recuperado de <https://www.semanticscholar.org/paper/Development-of-sustainable-construction-material-A-Raut-Ralegaonkar/72aa03c27a83efa7dc88bec4de721872bd862398>
- Reid, R. J. (2001). Mechanisms of Micronutrient Uptake in Plants. *Australian Journal of Plant Physiology*, 28, 659-666. Recuperado de <https://www.scirp.org/%28S%28vtj3fa45qm1ean45vvffcz55%29%29/reference/referencpapers.aspx?referenceid=2414136>
- Reilly, C. (2003). Metal Contamination of Food: Its Significance for Food Quality and Human Health. En *Nutrition Bulletin* (Vol. 28). <https://doi.org/10.1046/j.1467-3010.2003.00356.x>
- Reisser, M., Purves, R. S., Schmidt, M. W. I., y Abiven, S. (2016). Pyrogenic Carbon in Soils: A Literature-Based Inventory and a Global Estimation of Its Content in Soil Organic Carbon and Stocks. *Frontiers in Earth Science*, 4.
<https://doi.org/10.3389/feart.2016.00080>
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., y Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468-493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- Robinson, T. (2017a). Removal of toxic metals during biological treatment of landfill leachates. *Waste Management*, 63, 299-309.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.032>
- Roca, N., Pazos, M. S., & Bech, J. (2007). Disponibilidd de cobre, hierro, manganeso,



- zinc en suelos del no Argentino. *Ciencia del Suelo*, 25(1), 31-42.
- Rosas, G., Puentes, Y. J., y Menjivar, J. C. (2017). Relación entre el pH y la disponibilidad de nutrientes para cacao en un entisol de la Amazonia colombiana. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 18(3), 529-541.
https://doi.org/10.21930/rcta.vol18_num3_art:742
- Saavedra, K. A. (2020). *Contaminación del suelo por lixiviados generados en el botadero de Cuñumbuque, San Martín, 2019. (Tesis de grado)* (Universidad Cesar Vallejo). Universidad Cesar Vallejo, Lima, Perú. Recuperado de
<https://hdl.handle.net/20.500.12692/58600>
- Sánchez, A., Peñarroja, C., Oliveira, C. A., y Nadal, J. (2007). Bioaccumulation of metals and effects of a landfill in small mammals. Part II. The wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. *Chemosphere*, 70(1), 101-109.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.047>
- Sándor, G., y Szabó, G. (2014). Influence of human activities on the soils of Debrecen, Hungary. *Soil Science Annual*, 65(1), 2-9. <https://doi.org/10.2478/ssa-2014-0001>
- Sarvajeet, G., Naser, A., Iqbal, A., Thangavel, P., Sridevi, G., y Pacheco, A. (2012). Metal Hyperaccumulation and Tolerance in *Alyssum*, *Arabidopsis* and *Thlaspi*: An Overview. En N. Anjum, I. Ahmad, E. Pereira, A. Duarte, S. Umar, & N. Khan (Eds.), *The Plant Family Brassicaceae. Contribution Towards Phytoremediation*. Moscú: Board.
- Scaps, P., Grelle, C., y Descamps, M. (1997). *Cadmium and lead accumulation in the earthworm Eisenia fetida (Savigny) and its impact on cholinesterase and metabolic pathway enzyme activity*. 116(3), 233-238. Recuperado de <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=GB9718588>
- Schreck, M., y Wagner, J. (2017). Incentivizing secondary raw material markets for sustainable waste management. *Waste Management*, 67, 354-359.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.036>
- Seregin, I. V., Shpigun, L. K., y Ivanov, V. B. (2004). Distribution and Toxic Effects of Cadmium and Lead on Maize Roots. *Russian Journal of Plant Physiology*, 51(4), 525-533. <https://doi.org/10.1023/B:RUPP.0000035747.42399.84>
- Shahid, M., Pourrut, B., Dumat, C., Nadeem, M., Aslam, M., y Pinelli, E. (2014). *Heavy-Metal-Induced Reactive Oxygen Species: Phytotoxicity and Physicochemical Changes in Plants*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06746-9_1
- Sharma, M., & Halvadia, N. (2015). Medición de calidad de los servicios del portal de

- banca por internet en la India. *Annals of Management Science*, 4(2), 29-52.
- Shi, Z., Tang, Z., y Wang, C. (2017). A brief review and evaluation of earthworm biomarkers in soil pollution assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(15), 13284-13294. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8784-0>
- Singh, P., Purakayastha, T. J., Mitra, S., Bhowmik, A., y Tsang, D. C. W. (2020). River water irrigation with heavy metal load influences soil biological activities and risk factors. *Journal of Environmental Management*, 270, 110517. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110517>
- Soil Survey Staff - NRCS/USDA. (2014). Keys to soil taxonomy. *Soil Conservation Service*, 12, 360. Recuperado de http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051546.pdf
- Stamou, I., y Antizar-Ladislao, B. (2016). A life cycle assessment of the use of compost from contaminated biodegradable municipal solid waste with silver and titanium dioxide nanoparticles. *Journal of Cleaner Production*, 135, 884-891. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.150>
- Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., de Brogniez, D., Montanarella, L., ... Field, D. J. (2015). Global soil organic carbon assessment. *Global Food Security*, 6, 9-16. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2015.07.001>
- Strahm, B. D., y Harrison, R. B. (2008). Controls on the Sorption, Desorption and Mineralization of Low-Molecular-Weight Organic Acids in Variable-Charge Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 72(6), 1653-1664. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0318>
- Thomas, D. J. L., Tyrrel, S. F., Smith, R., y Farrow, S. (2009). Bioassays for the Evaluation of Landfill Leachate Toxicity. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 12(1), 83-105. <https://doi.org/10.1080/10937400802545292>
- Ticona, L., y Apaza, C. M. (2020). Evaluación del impacto de la contaminación de los residuos sólidos sobre suelo y agua del botadero sanitario de Cancharani Puno. *ÑAWPARISUN - Revista de Investigación Científica*, 2, 8. Recuperado de <http://repositorio.unaj.edu.pe:8080/bitstream/handle/UNAJ/104/29-36.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Torres, N. (2021). *Evaluación de la concentración de metales pesados como As, Cu, Cd, Hg y Pb en el botadero de Cancharani de la ciudad de Puno. (Tesis de grado)*. Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Puno, Perú. Recuperado de <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/9412>



- Tsai, F. M., Bui, T.-D., Tseng, M.-L., y Wu, K.-J. (2020). A causal municipal solid waste management model for sustainable cities in Vietnam under uncertainty: A comparison. *Resources, Conservation and Recycling*, 154, 104599.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104599>
- Tseng, C.-H., Lee, I.-H., y Chen, Y.-C. (2019). Evaluation of hexavalent chromium concentration in water and its health risk with a system dynamics model. *Science of The Total Environment*, 669, 103-111.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.103>
- Uwizeyimana, H., Wang, M., Chen, W., y Khan, K. (2017). The eco-toxic effects of pesticide and heavy metal mixtures towards earthworms in soil. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 55, 20-29.
<https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.08.001>
- Valdivia, M. (2007). Intoxicación por plomo. *Revista Sociedad Peruana Médica*, 18(1), 22-27. Recuperado de
<https://sisbib.unmsm.edu.pe/BVrevistas/spmi/v18n1/pdf/a05v18n1.pdf>
- Van de Wiele, T. R., Oomen, A. G., Wragg, J., Cave, M., Minekus, M., Hack, A., ... Sips, A. J. A. M. (2007). Comparison of five in vitro digestion models to in vivo experimental results: Lead bioaccessibility in the human gastrointestinal tract. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42(9), 1203-1211.
<https://doi.org/10.1080/10934520701434919>
- Van Miegroet, H., y Johnson, D. W. (2009). Feedbacks and synergism among biogeochemistry, basic ecology, and forest soil science. *Forest Ecology and Management*, 258(10), 2214-2223. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.007>
- Varhen, C., Carrillo, S., y Ruiz, G. (2017). Experimental investigation of Peruvian scallop used as fine aggregate in concrete. *Construction and Building Materials*, 136, 533-540. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.01.067>
- Vaziri, N. D., y Rodríguez, B. (2006). Mechanisms of Disease: oxidative stress and inflammation in the pathogenesis of hypertension. *Nature Clinical Practice Nephrology*, 2(10), 582-593. <https://doi.org/10.1038/ncpneph0283>
- Volke, H. V., Frausto, R. J., y Merino, B. C. (1993). La materia orgánica del suelo como función de factores físicos y el uso y manejo del suelo. *Terra Nueva Etapa*, 11, 85-91. Recuperado de
[https://www.scirp.org/\(S\(oyulxb452alnt1aej1nfow45\)\)/reference/referencespapers.aspx?referenceid=2651316](https://www.scirp.org/(S(oyulxb452alnt1aej1nfow45))/reference/referencespapers.aspx?referenceid=2651316)

- Vullo, D. L. (2003). Microorganismos Y Metales Pesados: Una Interacción En Beneficio Del Medio Ambiente. *Química Viva*, 2(3), 93-104. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/863/86320303.pdf>
- Waroszewski, J., Sprafke, T., Kabala, C., Musztyfaga, E., Łabaz, B., y Woźniczka, P. (2018). Aeolian silt contribution to soils on mountain slopes (Mt. Ślęza, southwest Poland). *Quaternary Research*, 89(3), 702-717. <https://doi.org/10.1017/qua.2017.76>
- WDR. (2008). *Agriculture for Development, World Development Report*. Washington D.C: World Bank, Washington, DC.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., ... Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Wilke, B.-M., Riepert, F., Koch, C., y Kühne, T. (2008). Ecotoxicological characterization of hazardous wastes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70(2), 283-293. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.10.003>
- Wilson, D. C., Rodic, L., Cowing, M. J., Velis, C. A., Whiteman, A. D., Scheinberg, A., ... Oelz, B. (2015). 'Wasteaware' benchmark indicators for integrated sustainable waste management in cities. *Waste Management*, 35, 329-342. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.006>
- Wong, J. T., Chen, X., Mo, W., Man, Y., Ng, C. W., y Wong, M. (2016). Restoration of Plant and Animal Communities in a Sanitary Landfill: A 10- year Case Study in Hong Kong. *Land Degradation & Development*, 27(3), 490-499. <https://doi.org/10.1002/ldr.2402>
- Wong, M.H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 50(6), 775-780. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00232-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00232-1)
- Wong, Ming Hung, Chan, Y. S. G., Zhang, C., y Ng, C. W. (2015). Comparison of Pioneer and Native Woodland Species Growing on Top of an Engineered Landfill, Hong Kong: Restoration Programme. *Land Degradation & Development*, 27(3), 500-510. <https://doi.org/10.1002/ldr.2380>
- Yang, N., Damgaard, A., Lü, F., Shao, L.-M., Brogaard, L. K.-S., y He, P.-J. (2014). Environmental impact assessment on the construction and operation of municipal solid waste sanitary landfills in developing countries: China case study. *Waste Management*, 34(5), 929-937. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.017>



- Yang, Q., Wang, L., Zhou, Q., y Huang, X. (2015). Toxic effects of heavy metal terbium ion on the composition and functions of cell membrane in horseradish roots. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *111*, 48-58.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.002>
- Yin, H., Tan, N., Liu, C., Wang, J., Liang, X., Qu, M., ... Liu, F. (2016). The associations of heavy metals with crystalline iron oxides in the polluted soils around the mining areas in Guangdong Province, China. *Chemosphere*, *161*, 181-189.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.018>
- Youcai, Z., y Ziyang, L. (2016). *Pollution Control and Resource Recovery: Municipal Solid Wastes at Landfill*. London: Butterworth-Heinemann. Recuperado de <https://www.amazon.com/Pollution-Control-Resource-Recovery-Municipal/dp/0128118679>
- Youcal, Z. (2018). *Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste. Landfills, incineration Plants, and Transfer Stations*. Shanghai: Elsevier Science Publisher. Recuperado de <https://www.elsevier.com/books/pollution-control-technology-for-leachate-from-municipal-solid-waste/youcal/978-0-12-815813-5>
- Žaltauskaite, J., y Čypaite, A. (2008). Assessment of landfill leachate toxicity using higher plants. *Environ. Res. Eng. Manag*, *4*(46), 42-47.
- Žaltauskaitė, J., y Sodienė, I. (2014). Effects of cadmium and lead on the life-cycle parameters of juvenile earthworm *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *103*, 9-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.01.036>
- Zamorano, M., Garrido, E., Moreno, B., Paolini, A., y Ramos, A. (2005). *Environmental Diagnosis Methodology For Municipal Waste Landfills As A Tool For Planning And Decision-making Process* (Vol. 84). London: WIT Press.
<https://doi.org/10.2495/SPD050531>
- Zhang, C., Nie, S., Liang, J., Zeng, G., Wu, H., Hua, S., ... Xiang, H. (2016). Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure. *Science of The Total Environment*, *557-558*, 785-790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.170>
- Zhang, M., Alva, A. K., Li, Y., y Calvert, C. (1997). Chemical association of Cu, Zn, Mn and Pb in selected sandy citrus soils. *Soil science*, *162*, 181-188.
- Zhou, J., Feng, K., Pei, Z., Meng, F., y Sun, J. (2016). Multivariate analysis combined with GIS to source identification of heavy metals in soils around an abandoned



industrial area, Eastern China. *Ecotoxicology*, 25(2), 380-388.

<https://doi.org/10.1007/s10646-015-1596-4>

Zhou, P., Yang, F., Ren, X., Huang, B., y An, Y. (2014). Phytotoxicity of aluminum on root growth and indole-3-acetic acid accumulation and transport in alfalfa roots.

Environmental and Experimental Botany, 104, 1-8.

<https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.02.018>

Zhu, J., Wang, Q., Yu, H., Li, M., y He, N. (2016). Heavy metal deposition through rainfall in Chinese natural terrestrial ecosystems: Evidences from national-scale network monitoring. *Chemosphere*, 164, 128-133.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.105>

Zubero, M. B., Aurrekoetxea, J. J., Ibarluzea, J. M., Arenaza, M. J., Basterretxea, M., Rodríguez, C., y Sáenz, J. R. (2008). Metales pesados (Pb, Cd, Cr y Hg) en población general adulta próxima a una planta de tratamiento de residuos urbanos de Bizkaia. *Revista Española de Salud Pública*, 82(5), 481-492.

<https://doi.org/10.1590/s1135-57272008000500004>



ANEXOS

Anexo 1. Panel fotográfico



Figura 4. Suelo agrícola en el botadero Quitasol.



Figura 5. Muestreo de la capa superficial del botadero Quitasol.



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
PERUANO DE ACREDITACION INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE-056



INFORME DE ENSAYO N° 201242 CON VALOR OFICIAL

Razón Social : CENTRO DE INVESTIGACIONES AVANZADAS Y FORMACIÓN SUPERIOR "ANTAWI"
Domicilio Legal : JR. PAZ SOLDÁN 123 - PUNO
Solicitado Por : CENTRO DE INVESTIGACIONES AVANZADAS Y FORMACIÓN SUPERIOR "ANTAWI"
Referencia : Cotización N° 0351-20
Proyecto : Reservado por el cliente
Procedencia : ABANCAY - APURIMAC
Muestreo Realizado Por : EL CLIENTE
Cantidad de Muestra : 3
Producto : Suelo
Fecha de Recepción : 04/03/2020
Fecha de Ensayo : 04/03/2020 al 13/03/2020
Fecha de Emisión : 13/03/2020

I. Resultados

Código de Laboratorio	201242-1	201242-2	201242-3
Código de Cliente	S-P1-BQ	S-P2-BQ	S-P3-BQ
Fecha de Muestreo	01/03/2020	01/03/2020	01/03/2020
Hora de Muestreo (h)	06:30	08:45	09:00
Ubicación Geográfica (WGS 84)	NO INDICA	NO INDICA	NO INDICA
Tipo de Producto	SUELO	SUELO	SUELO
Tipo Ensayo	Unidad	L C M	Resultados
Fisicoquímicos (Peso Seco)			
pH	Und pH	0.01 ²⁾	7.42 7.69 7.58

Legenda: L C M = Límite de cuantificación del método. L D M = Límite de detección del método. "²⁾" = Menor que el L C M. e L D M indicado. ">" = Mayor al rango lineal permitido por la técnica analítica. "-" = No Analizado

II. Métodos y Referencias

Tipo Ensayo	Norma Referencia	Título
Fisicoquímicos		
pH	EPA Method 9045 D Rev. 4, 2004	Soil and waste pH
SIGLAS	"EPA": U.S. Environmental Protection Agency Methods for Chemical Analysis.	

Quim. Alma Vargas C.
Supervisor de Laboratorio Inorgánico
C.Q.P. N° 574

Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada según la cadena de custodia correspondiente. Estos resultados no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas del producto. El tiempo de custodia de la muestra es de un mes calendario desde el ingreso de la muestra al Laboratorio. El tiempo de custodia del informe de análisis también es de 4 días. El tiempo de vigencia de la muestra está en función a lo declarado en los métodos normalizados de ensayo y según deshecho la muestra. Está prohibido la reproducción parcial de presente documento, salvo autorización de Envirotest S.A.C. Los resultados se relacionan únicamente con las fechas de ensayo, bajo las condiciones de las muestras como se recibieron. Para verificar la autenticidad del presente informe de ensayo adicional información, es como info@envirotest.com.pe

** FIN DEL INFORME **



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 659



INFORME DE ENSAYO N° 201242 CON VALOR OFICIAL

Razón Social : CENTRO DE INVESTIGACIONES AVANZADAS Y FORMACION SUPERIOR "ANTAW"
 Domicilio Legal : JR. PAZ SOLDÁN 123 - PUNO
 Solicitado Por : CENTRO DE INVESTIGACIONES AVANZADAS Y FORMACION SUPERIOR "ANTAW"
 Referencia : Cotización N° 026100
 Proyecto : Reservado por el cliente
 Procedencia : ABANCAY - APURIMAC
 Muestra Realizada Por : EL CUENTE
 Cantidad de Muestra : 3
 Proveniente : Suave
 Fecha de Recepción : 04/03/2020
 Fecha de Emisión : 04/03/2020 al 13/03/2020
 Fecha de Expiración : 13/03/2020

I. Resultados

Código de Laboratorio	201242-1	201242-2	201242-3
Código de Cliente	S-PH6Q	S-PH6Q	S-PH6Q
Fecha de Muestra	01/03/2020	01/03/2020	01/03/2020
Hora de Muestra (H)	09:30	08:45	09:00
Ubicación Geográfica (N/S/E/O)	NO INERCA	NO INERCA	NO INERCA
Tipo de Producto	BLANCO	BURLO	BURLO

Tipo Ensayo ACREDITADO ANTE EL IAS	Unidad	LCM	Resultados		
Formación Orgánica (Paso Seco)	%	0.30	2.36	1.65	2.06

Leyenda: LCM = Límite de Cuantificación del método, LCM = Límite de precisión del método, % = Menor que el LCM, 0, LCM = Indetectable, * = Resultado fuera del permitido por la Norma aplicable, ** = No Analizado

II. Métodos y Referencias

Tipo Ensayo	Norma Referencial	Título
Formación Orgánica	<p>NCM Oficial Método NCM 021 REC/NAT 2000 2002 Que establece los especificaciones de pureza, calidad y clasificación de azúcar. Estudios, muestreo y análisis. A.S.C., Tom 7.1.7</p>	Determinación de azúcar orgánica mediante HPLC y Bioré. Titulación con sulfato ferroso.

Quim. Alma Vargas C.
 Superior de Laboratorio Biológico
 C.Q.P. N° 574

Los resultados presentados corresponden sólo a la muestra enviada, según el método de análisis correspondiente. Estos resultados se otorgan por el laboratorio con una certificación de conformidad con normas de producto, estándares de calidad de un producto o servicio, o un resultado de un análisis de laboratorio. El cliente es responsable de la muestra enviada y de la información suministrada. El laboratorio no se responsabiliza por el uso de los resultados de los análisis de laboratorio. Para cualquier información adicional, comuníquese al laboratorio.

== FIN DEL INFORME ==

Calle B. Mz C. lote 40 Urb. Panamericana - Lima 31 - Perú, Central Telefónica (511) 522-3758 / 523-1828
 info@envirotest.com.pe / www.envirotest.com.pe

INFORME DE ENSAYO N° 201241 CON VALOR OFICIAL

Razón Social : CENTRO DE INVESTIGACIONES AVANZADAS Y FORMACIÓN SUPERIOR "ANTAWI"
Domicilio Legal : JR. PAZ SOLDÁN 123 - PUNO
Solicitado Por : CENTRO DE INVESTIGACIONES AVANZADAS Y FORMACIÓN SUPERIOR "ANTAWI"
Referencia : Cotización N° 0351-20
Proyecto : Reservado por el cliente
Procedencia : ABANCAY - APURIMAC
Muestreo Realizado Por : EL CLIENTE
Cantidad de Muestra : 3
Producto : Suelo
Fecha de Recepción : 04/03/2020
Fecha de Ensayo : 04/03/2020 al 13/03/2020
Fecha de Emisión : 13/03/2020

I. Resultados

Código de Laboratorio	201241-01	201241-02	201241-03
Código de Cliente	S-P1-BQ	S-P2-BQ	S-P3-BO
Fecha de Muestreo	01/03/2020	01/03/2020	01/03/2020
Hora de Muestreo (h)	08:30	08:35	09:00
Ubicación Geográfica (WGS 84)	NO INDICA	NO INDICA	NO INDICA
Tipo de Producto	Suelo	Suelo	Suelo

Tipo Ensayo	Unidad	L.D.M.	Resultados		
Metales (ICP-AES) (Peso Seco)					
Pb	Plomo	mg/Kg PS	0.87	<0.87	<0.87

Leyenda: L.C.M. = Límite de cuantificación del método; L.D.M. = Límite de detección del método; "<" = Menor que el L.C.M. o L.D.M. indicado; ">" = Mejor al rango de trabajo; "-" = No Analizado.

II. Métodos y Referencias

Tipo Ensayo	Norma Referencia	Título
Metales (ICP-AES)	EPA Method 200.7 Rev 4.4, 1994 // EPA Method 3050-B Rev 02, 1994	Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry ICP-OES // Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils

SIGLAS: "EPA" U.S. Environmental Protection Agency Methods for Chemical Analysis

Quim. Alma Vargas C.
Supervisor de Laboratorio Inorgánico
C.Q.P. N° 574

Los resultados presentados corresponden sólo a la muestra indicada, según la cadena de custodia correspondiente. Estos resultados no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto. El tiempo de custodia de la muestra es de un mes calendario desde el ingreso de la muestra al Laboratorio. El tiempo de custodia del informe de ensayo tanto en físico como en digital es de 4 años. El tiempo de preservación de la muestra está en función a lo declarado en los métodos normalizados de ensayo y riga desde la toma de muestra. Está prohibido la reproducción parcial del presente documento, salvo autorización de Envirotest S.A.C. Los resultados se relacionan solamente con los datos de ensayo, bajo las condiciones de las muestras como se recibieron. Para verificar la autenticidad del presente informe de ensayo solicitar información al correo info@envirotest.com.pe

** FIN DEL INFORME **

Anexo 3. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000.

SEGUNDA SECCION
SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE
Y RECURSOS NATURALES

NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

Al margen un sello con el Escudo Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos.- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

CASSIO LUISELLI FERNANDEZ, Subsecretario de Fomento y Normatividad Ambiental de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Presidente del Comité Consultivo Nacional de Normalización de Medio Ambiente y Recursos Naturales, con fundamento en lo dispuesto en los artículos 32 bis fracciones I, II, III, IV y V de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 1 y 6 fracción VIII del Reglamento Interior de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; 1o. fracciones V, VI y VII, 5o. fracciones V y XI, 6o., 36 fracción V, 37 y 37 Bis, 98 fracciones I, II, III y IV, 99 fracción VII, 101 Bis, 102, 160 y 171 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; 1o., 2o., 5o. fracciones I y XVIII y 44 de la Ley Forestal; 1o. y 2o. fracción XIX del Reglamento de la Ley Forestal; 40 fracción X, 47 fracción IV de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, 34 de su Reglamento, y

Interpretación de Resultados de Materia Orgánica

Los valores de referencia para clasificar la concentración de la materia orgánica en los suelos minerales y volcánicos se presenta en el cuadro siguiente:

Clase	Materia orgánica (%)	
	Suelos volcánicos	Suelos no volcánicos
Muy bajo	< 4.0	< 0.5
Bajo	4.1 - 6.0	0.6 - 1.5
Medio	6.1 - 10.9	1.6 - 3.5
Alto	11.0 - 16.0	3.6 - 6.0
Muy Alto	> 16.1	> 6.0

Interpretación de resultados

Para la clasificación del suelo en cuanto a su valor de pH se presenta el cuadro siguiente:

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 - 6.5
Neutro	6.6 - 7.3
Medianamente alcalino	7.4 - 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

Anexo 4. Límite máximo permisible del plomo en suelo agrícola / Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. Estándares de Calidad para Suelo.

ANEXO ESTÁNDARES DE CALIDAD AMBIENTAL (ECA) PARA SUELO				
Parámetros en mg/kg PS ⁽²⁾	Usos del Suelo ⁽¹⁾			Métodos de ensayo ^{(7) y (8)}
	Suelo Agrícola ⁽³⁾	Suelo Residencial/ Parques ⁽⁴⁾	Suelo Comercial ⁽⁵⁾ / Industrial/ Extractivo ⁽⁶⁾	
INORGÁNICOS				
Arsénico	50	50	140	EPA 3050 EPA 3051
Bario total ⁽¹⁵⁾	750	500	2 000	EPA 3050 EPA 3051
Cadmio	1,4	10	22	EPA 3050 EPA 3051
Cromo total	**	400	1 000	EPA 3050 EPA 3051
Cromo VI	0,4	0,4	1,4	EPA 3060/ EPA 7199 ó DIN EN 15192 ⁽¹⁶⁾
Mercurio	6,6	6,6	24	EPA 7471 EPA 6020 ó 200.8
Plomo	70	140	800	EPA 3050 EPA 3051



Universidad Nacional
del Altiplano Puno



Vicerrectorado
de Investigación



Repositorio
Institucional

DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo **JUAN ALARCON CAMACHO** _____
identificado con DNI **31032533** _____ en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado

CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE _____

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

"EVALUACIÓN DEL COEFICIENTE DE ADSORCIÓN BIOLÓGICO EN *Zea mays* ANTE LOS FACTORES FÍSICO - QUÍMICOS Y PLOMO EN SUELOS AGRÍCOLAS POR EFECTO DEL BOTADERO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE LA CIUDAD DE ABANCAY"

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 17 de abril del 2023



FIRMA (obligatoria)



Huella



Universidad Nacional
del Altiplano Puno



Vicerrectorado
de Investigación



Repositorio
Institucional

DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo JUAN ALARCON CAMACHO
identificado con DNI 31032533 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado

CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

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

“EVALUACIÓN DEL COEFICIENTE DE ADSORCIÓN BIOLÓGICO EN *Zea mays* ANTE LOS FACTORES FÍSICO - QUÍMICOS Y PLOMO EN SUELOS AGRÍCOLAS POR EFECTO DEL BOTADERO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE LA CIUDAD DE ABANCAY”

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.

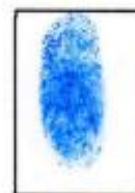
Dejo constancia que las citas de otros autores han sido debidamente identificadas en el trabajo de investigación, por lo que no asumiré como tuyas las opiniones vertidas por terceros, ya sea de fuentes encontradas en medios escritos, digitales o Internet.

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 17 de abril del 2023


FIRMA (obligatoria)



Huella