

Remoción de plomo en suelos contaminados con relaves mineros a través del vermicompostaje

November 16, 2022

Canales Gutiérrez, A.¹; Belizario Quispe, G.²; Chui Betancur, H.³; Roque Huanca, B.⁴

RESUMEN

Los relaves mineros de la pequeña minería informal contaminan con metales pesados los suelos y los recursos hídricos. El objetivo del trabajo fue evaluar la eficiencia del vermicompostaje en la remoción de Pb de suelos contaminados con relaves mineros. Las muestras de relaves mineros fueron procedentes de la mina La Rinconada, Perú, a 5200 m de altitud. El relave minero fue mezclado con tierra agrícola, estiércol de ovino y aserrín de madera, en cantidades y proporciones variables, para tres tratamientos de tres réplicas cada uno. La concentración de Pb en los tratamientos fue de 61,70, 52,64 y 45,90 mg/kg de mezcla; sin embargo, los tres tratamientos tuvieron la misma cantidad de Pb (188,20 mg), a los que se inoculó 25, 50 y 75 lombrices rojas (*Eisenia foetida*). Los controles se hicieron a los 40, 60 y 80 días. A los 80 días del vermicompostaje, las concentraciones de Pb disminuyeron ($p < 0,05$) a 56,8±1,0; 24,4±0,6 y 21,3±0,7 mg/kg de mezcla. Las cantidades de Pb residual fueron de 173±3,0, 87,3±2,1 y 87,1±2,9 mg. Los porcentajes de Pb removido fueron de 7,9±1,6, 53,6±1,1 y 53,7±1,5 mg, respectivamente, con relación a los 188,20 mg/kg de plomo inicial. A partir de los resultados se concluye que el vermicompostaje puede ser una tecnología factible para la remoción de Pb de suelos contaminados con relaves mineros.

Palabras clave: biorremediación, contaminación, degradación, metales pesados, minería.

ABSTRACT

Mining tailings from small informal mining contaminate soil and water resources with heavy metals. The objective of the work was to evaluate the efficiency of vermicomposting in the removal of Pb from soils contaminated with mining tailings. The mining tailings samples were from the La Rinconada mine, Peru, at 5200 m altitude. The mining tailings were mixed with agricultural land, sheep manure and wood sawdust, in variable amounts and proportions, for three treatments of three replicates each. The concentration of Pb in the treatments was 61.70, 52.64 and 45.90 mg of mixture; however, the three treatments had the same amount of Pb (188.20 mg), to which 25, 50 and 75 red worms (*Eisenia foetida*) were inoculated. Controls were made at 40, 60 and 80 days. 80 days after vermicomposting, Pb concentrations decreased ($p < 0.05$) to 56.8±1.0; 24.4±0.6 and 21.3±0.7 mg/kg mixture. The amounts of residual Pb were 173±3.0, 87.3±2.1 and 87.1±2.9 mg. The percentages of Pb removed were 7.9±1.6, 53.6±1.1 and 53.7±1.5 mg/kg, respectively, in relation to the initial 188.20 mg/kg of lead. Based on the results, it is concluded that vermicomposting can be a feasible technology for the removal of Pb from soils contaminated with mining tailings.

Keywords: bioremediation, contamination, degradation, heavy metals, mining.

¹Universidad Nacional del Altiplano de Puno (UNAP), Escuela Profesional de Biología, Programa de Ecología, Av. Floral 1153 (21001) Puno, Perú. Correo electrónico: acanales@unap.edu.pe

²Universidad Nacional del Altiplano de Puno (UNAP), Facultad de Ingeniería Agrícola, Dpto. Ingeniería Agrícola, Av. Floral 1153 (21001) Puno, Perú. Correo electrónico: gbelizario@unap.edu.pe

³Universidad Nacional del Altiplano de Puno (UNAP), Facultad de Ciencias de la Educación, Dpto. Educación Secundaria, Av. Floral 1153 (21001) Puno, Perú. Correo electrónico: hchui@unap.edu.pe

⁴Universidad Nacional del Altiplano de Puno (UNAP), Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Dpto. Medicina Veterinaria y Zootecnia, Av. Floral 1153 (21001) Puno, Perú. Correo electrónico: b.roque@unap.edu.pe

INTRODUCCIÓN

La minería a pequeña escala contribuye significativamente al crecimiento de la economía de los pueblos (Bansah *et al.*, 2016); sin embargo, genera riesgos ambientales asociados a los relaves (Falagán *et al.*, 2017). Los relaves contienen concentraciones significativas de metales pesados, tales como plomo (Pb), arsénico (As), mercurio (Hg) y cadmio (Cd) (Agbenyeku *et al.*, 2016; Bansah *et al.*, 2016) que contaminan agua y suelo con efectos potenciales en la calidad ambiental y la salud pública (Quispe *et al.*, 2019; AbuShady *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2022).

El plomo es un elemento reconocido como ultratraza en la nutrición (Nielsen, 1998), sin ninguna función conocida en los seres humanos (Prüter *et al.*, 2018). Su presencia en el organismo tiene efectos adversos en la salud con consecuencias mayores en niños, en los que reduce la inteligencia, con desarrollo de comportamientos anormales y palidez (Mathee *et al.*, 2018); los alimentos y el agua contaminada son las principales vías de exposición (Canseco *et al.*, 2018), lo que sugiere la necesidad de tecnologías de remoción de los suelos contaminados a fin de disminuir la exposición de las personas y del medioambiente (Espelt *et al.*, 2016).

El vermicompostaje se ha convertido en una alternativa exitosa para mejorar las características edafológicas de los suelos (Duran, 2010), así como la remoción de metales pesados (Xiao *et al.*, 2017; Zapata *et al.*, 2017); la lombriz roja (*Eisenia foetida*) es una especie con buena capacidad para el bioprocesamiento de desechos tóxicos (Sahariah *et al.*, 2015). Los estudios evidenciaron altos niveles de remoción de metales pesados utilizando la lombriz roja californiana, cuya capacidad para la acumulación de metales pesados en sus tejidos le posibilita disminuir las concentraciones en los suelos (Ayanka *et al.*, 2018; Sahariah *et al.*, 2015).

La capacidad reproductiva de la lombriz roja se maximiza a 76% de humedad relativa y a 26-28 °C de temperatura (Gastón *et al.*, 2008); y en condiciones óptimas de humedad (80-85%) y temperatura (25 °C) su ciclo de vida es de 45 a 51 días (Dominguez y Gómez, 2010), con un incremento de peso de 0,34 a 0,66 g en tres meses (Durán y Henríquez, 2009). La actividad de las lombrices mineraliza la materia orgánica fresca de los suelos (Mendez *et al.*, 2000), siendo el sustrato con estiércol animal con humedad de 80% (Sehar *et al.*, 2017) uno de los factores más influyentes en el vermicompostaje (Ramnarain *et al.*, 2019).

A partir de los antecedentes, el vermicompostaje se constituye en una alternativa para reducir la concentración de metales pesados en los suelos (Munive *et al.*, 2018). El objetivo de este trabajo fue determinar la remoción de Pb de suelos contaminados con relaves mineros mediante el vermicompostaje como medida de mitigación que permita su recuperación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ámbito y diseño del experimento

La investigación se realizó en el invernadero del Programa de Gestión Ambiental de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Perú, ubicado a 3812 m s. n. m. (70° 00,57' O y 15° 49,44' S). Las muestras de relaves mineros fueron procedentes de La Rinconada del distrito de Ananea, Puno, Perú, situada sobre los 5200 m s. n. m. (69° 26,41' O y 14° 37,51' S), donde operan de manera informal más de 35000 personas extrayendo oro con el uso de mercurio y cianuro (Goyzueta y Trigos, 2009). Las muestras fueron tierras sólidas finamente molidas, recolectadas en envases de polietileno de una zona afectada por la actividad minera.

Para el vermicompostaje se construyeron nueve celdas cúbicas de madera de 0,25 m de lado y fondo de madera, a fin de controlar la luz, humedad, temperatura, pH y la migración de las lombrices hacia los exteriores de la celda. En cada celda se colocó la mezcla homogenizada de tierra agrícola, relave, aserrín y estiércol. En la parte central de cada celda se instaló un tubo PVC de 5,80 cm (2,00 pulgadas) de diámetro y 25 cm de altura con orificios en la superficie lateral, para permitir la oxigenación.

El experimento tuvo tres tratamientos, con cantidades fijas de tierra agrícola seco al aire (2,00 kg), conformado por suelo arcilloso con materia orgánica, así como cantidades fijas de relave minero (0,50 kg). Las cantidades de estiércol de ovino y aserrín de madera fueron también variables, así como el número de lombrices por tratamiento. Las concentraciones de Pb en los tratamientos fueron variables; sin embargo, la cantidad de Pb presente en los tres tratamientos fue la misma, 188,20 mg (tabla 1). El invernadero tuvo una temperatura promedio 18,70 °C y una humedad relativa de 52%, mientras que las celdas tuvieron una temperatura de 13,11 °C, humedad 45,31% y pH 4,57, sin diferencias entre celdas. Cada tratamiento tuvo tres réplicas. En cada celda se agregó agua, 250 ml/día, durante todo el período experimental, a fin de mantener la humedad requerida por las lombrices.

Tratamientos	T1: Pb 65,57 mg/kg		T2: Pb 52,64 mg/kg		T3: Pb 45,90 mg/kg	
	(kg)	(%)	(kg)	%	(kg)	%
Mezcla de compostaje						
Tierra agrícola	2,000	65,57	2,000	55,94	2,000	48,78
Relave minero con Pb	0,500	16,39	0,500	13,99	0,500	12,20
Estiércol de ovino	0,500	16,39	1,000	27,97	1,500	36,59
Aserrín de madera	0,050	1,64	0,075	2,10	0,100	2,44
Total	3,050	100,00	3,575	100,00	4,100	100,00
Contenido de Pb en la mezcla (mg)	188,20		188,20		188,20	
Número de lombrices (n)	25		50		75	
Cantidad de Pb por lombriz (mg)	7,53		3,76		2,51	

Tabla 1. Diseño de los tratamientos para el vermicompostaje.

Las muestras obtenidas de los tres tratamientos, en una cantidad de 1,00 kg/tratamiento de mezcla sólida finamente molida, mezclada y homogenizada, fueron envasadas en recipientes de vidrio con cierre de rosca y enviadas al laboratorio. Las muestras fueron secadas a 110 °C para el análisis. La concentración de Pb (total) se determinó al inicio del experimento y a los 40, 60 y 80 días de iniciado el vermicompostaje, en LAS-Laboratorios Analíticos del Sur EIRL, mediante espectroscopía de emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES), con una fuente de ionización y un espectrofotómetro de emisión óptica (OES), siguiendo el protocolo 7003 EPA 200.7. Además, se registró la temperatura ambiental, la temperatura y humedad relativa del compost con un termohigrómetro de marca Traceable y el pH con un pHmetro Hanna Instruments HI 8424.

Análisis estadístico

Los datos se analizaron mediante el análisis de varianza de una sola vía, en diseño completo al azar, en un nivel de significancia de 5% ($\alpha = 0,05$), bajo los supuestos de normalidad de errores y homogeneidad de varianzas. Las significancias se calcularon con el software Infostat versión 2018, con licencia E001-280.

RESULTADOS

Remoción de plomo

La concentración inicial de Pb en las mezclas del sustrato de vermicompostaje fue variable, así como el contenido de materia orgánica (estiércol y aserrín) (tabla 1), en una relación inversa, entre ambos, donde una mayor concentración de Pb estuvo asociada a un menor contenido de materia orgánica en el sustrato, o al revés. La concentración final de Pb en las mezclas fue menor con relación a la concentración inicial, siendo la remoción significativa ($p < 0,05$), en los tres tratamientos. La mayor remoción se observó en T2 y T3, con menores concentraciones de Pb, mayores proporciones de materia orgánica y mayores números de lombrices, con relación a T1 que contenía mayor concentración de Pb, menor contenido de materia orgánica y menor número de lombrices (tabla 2). Las concentraciones finales de Pb entre T2 y T3 fueron similares. La mayor cantidad de Pb residual se observó en T1.

Asumiendo que la cantidad de tierra en cada celda permanece constante, similar a la del histórico experimento de la fotosíntesis de Van Helmont (Fitzpatrick, 2010), las concentraciones y las cantidades de plomo final a los 80 días de vermicompostaje fueron diferentes entre tratamientos ($p < 0,05$). Las cantidades de plomo removido fueron también diferentes. Las mayores remociones se observaron en T2 y T3 con relación a T1 (tabla 2).

DISCUSIÓN

La temperatura para maximizar la capacidad reproductiva de las lombrices en el proceso de vermicompostaje debe ser cercana a 20 °C. Temperaturas bajo 5 °C y sobre 37 °C aumenta la mortalidad de las lombrices; sin embargo, con la experiencia se ha visto que sobreviven a temperaturas cercanas a 0 °C, disminuyendo la producción de humus (Salinas *et al.*, 2018). Respecto a la humedad adecuada para el proceso de vermicompostaje se da en el intervalo de 80-85% (Domínguez y Gómez, 2010; Gastón *et al.*, 2008); sin embargo, para Salinas *et al.* (2018) la humedad óptima debe estar entre 70 y 80%, bajo 55% provocaría la muerte de las lombrices. Pero los valores registrados en la presente investigación son mucho menores, estos registros tuvieron variaciones en la temperatura de 13 a 19 °C y humedad 45,31%, además el pH tuvo un comportamiento ácido. En estas condiciones de variables que se presentan en el altiplano, las lombrices tuvieron una buena capacidad reproductiva debido a que contabilizamos más de 1000 individuos juveniles en una celda, donde solo se colocó 75 individuos.

Con los resultados obtenidos se puede verificar que existe una remoción según los diversos tratamientos implementados en este estudio: en el primer tratamiento (t1) a los 40 días se redujo 7,20% de Pb; a los 60 días se redujo 7,42% de Pb y a los 80 días se redujo 7,93%; en el segundo tratamiento (t2) a los 40 días se redujo 45,25% de Pb; a los 60 días se redujo 49,37% de Pb y a los 80 días se redujo 53,61% de Pb; finalmente, en el tercer tratamiento (t3) a los 40 días se redujo 39,93% de Pb; a los 60 días se redujo 43,70% de Pb y a los 80 días se redujo 53,70% de Pb y según los Estándares de Calidad Ambiental (Gastón *et al.*, 2008), los límites máximos permisibles para suelo agrícola es de 70 mg/kg y para suelos empleados en parques es de 140 mg/kg de Pb. Entonces, el compost obtenido a través de la aplicación de la tecnología del vermicompostaje

Variables evaluadas	T1	T2	T3	p
Mezcla inicial (kg)	3,050	3,575	4,100	
Concentración de Pb inicial (mg/kg)	65,57	52,64	45,90	
Concentración de Pb, 40 d (mg/kg)	57,3 ± 0,8 ^a	28,8 ± 0,7 ^b	27,5 ± 0,7 ^b	<0,0001
Concentración de Pb, 60 d (mg/kg)	57,2 ± 0,7 ^a	26,7 ± 0,6 ^b	25,8 ± 0,8 ^b	<0,0001
Concentración de Pb, 80 d (mg/kg)	56,8 ± 1,0 ^a	24,4 ± 0,6 ^b	21,3 ± 0,7 ^b	<0,0001
Cantidad de Pb inicial (mg/kg)	188,2	188,2	188,2	
Cantidad de Pb final, 80 d (mg/kg)	173,3 ± 3,0 ^a	87,3 ± 2,1 ^b	87,1 ± 2,9 ^b	<0,0001
Cantidad de Pb removido, 80 d (mg/kg)	14,9 ± 3,0 ^b	100,9 ± 2,8 ^a	101,1 ± 2,1 ^a	<0,0001
Proporción de Pb removido, 80 d (%)	7,9 ± 1,6 ^b	53,6 ± 1,1 ^a	53,7 ± 1,5 ^a	<0,0001
Número de lombrices (n)	25	50	75	

Tabla 2. Remoción de plomo de tierra con relave de mina mediante vermicompostaje (80 días). Letras diferentes en la misma fila expresan significancia ($p < 0,05$).

es adecuado para reinsertar en suelos agrícolas y en suelos destinados a parques, debido a que su biodisponibilidad de Pb, se ha reducido a través del proceso de vermicompostaje (Sahariah *et al.*, 2015), si los responsables de la minería que existen en la zona de Ananea aplicasen la tecnología de vermicompostaje, disminuiría la contaminación por Pb de los ecosistemas acuáticos, y finalmente evitaría que ingrese al lago Titicaca una alta concentración de Pb.

Entonces, un programa de reducción de Pb en suelos de relaves mineros utilizando la tecnología del vermicompostaje sería más eficiente debido a que las lombrices se adecuan en suelos contaminados por Pb (Kavehei *et al.*, 2017); sin embargo, el sustrato donde viven influyen en el peso y la reproducción (Durán y Henríquez, 2009). Las lombrices al tener la capacidad de transformar la materia orgánica fresca en un estado de mineralización (Rodríguez, 2000) permiten remover la concentración de plomo (Munive *et al.*, 2018) disminuyendo su biodisponibilidad (Chen y Hu, 2019). Se deben considerar en forma prioritaria las condiciones de temperatura y humedad adecuadas de los lugares donde se implementen estos programas de remoción de Pb, por ejemplo, la actividad minera que desarrollan en la zona de La Rinconada del distrito de Ananea, Perú (Domínguez y Gómez, 2010).

El compostaje es el proceso que, basado en la actividad microbiana de bacterias, hongos, actinomicetos o protozoarios, descompone la materia orgánica de los residuos orgánicos en compost o abono para uso agrícola (Marlina *et al.*, 2020); mientras que el vermicompostaje es un compostaje que utiliza lombrices de tierra que ingieren los desechos orgánicos, los digieren y excretan la materia fecal, transformando la materia orgánica vegetal en un material similar al humus conocido como vermicompost, un poderoso abono orgánico útil en la agricultura (Lim *et al.*, 2016). La descomposición de la materia orgánica comienza en la molleja de la lombriz, donde el alimento es triturado y molido, luego es digerido en el intestino por enzimas y microorganismos (Grasserová *et al.*, 2020). Los estudios en vermicompostaje indican que la tasa de descomposición de la celulosa incrementa significativamente, con una pérdida de 0,43% por día cuando el reactor tuvo lombrices, frente a 0,26% de reactor sin lombrices. La pérdida de celulosa ocurre no porque las lombrices tengan la capacidad de digerir celulosa, sino porque estas alojan en su intestino anóxico, con un pH de 6,9, bacterias, hongos y actinomicetos con actividad enzimática celulosa y β -glucosidasa (Aira *et al.*, 2006) y protozoarios ciliados endobiontes (Espino *et al.*, 2009).

La lombriz roja (*Eisenia foetida*) del compost tiene un potencial para procesar los residuos y servir a la vez como fuente de proteínas. El ciclo de vida que incluye el desarrollo, crecimiento y reproducción sobre estiércol bovino en condiciones favorables de humedad, temperatura y nutrición. La especie es reproductivamente activa durante más de 500 días. Cada capullo produce una media de 2,7 crías después de un período medio de incubación de 23 días, alcanzando la madurez sexual después de 40 a 60 días, produciendo sus primeros capullos dentro de los cuatro días posteriores al apareamiento (Venter y Reinecke, 1988). La lombriz tiene una actividad muy dinámica que en un período de 60 días del proceso de vermicompostaje produce cambios físicos y químicos en el sustrato logrando la estabilidad y la madurez de los residuos con un aumento gradual de los nutrientes de la planta (P, Ca, K, Mg, Fe), alcanzando un alto nivel de humificación del sustrato (Khatua *et al.*, 2018). La estabilidad y la madurez es uno de

los factores clave para determinar el uso exitoso del compost en la producción agrícola, que es el grado de descomposición de las sustancias fitotóxicas producidas durante el proceso de compostaje (Wang *et al.*, 2013).

La remediación de suelos contaminados con metales pesados utiliza la combinación del compostaje y el vermicompostaje (Grasserová *et al.*, 2020), con enmiendas orgánicas que reducen la biodisponibilidad del metal mediante la formación de complejos estables con abundantes grupos funcionales (Yang *et al.*, 2016), o enmiendas inorgánicas que reducen la biodisponibilidad del metal mediante intercambio iónico, quelación, precipitación o procesos de coprecipitación (Wang *et al.*, 2021). El compost, gracias a las propiedades químicas de su superficie debido a los grupos funcionales de ácido carboxílico e hidroxilo, confirmados por espectroscopía infrarroja, tiene una buena capacidad para adsorber los metales pesados, con un orden de afinidades de adsorción al compost: Plomo (II) > Cadmio (II) > Cobre (II) > Zinc (II) > Níquel (II) (Pennanen *et al.*, 2020).

El estiércol de ovino es un subproducto importante y una fuente de nutrientes para las lombrices. Está conformado principalmente de proteínas, celulosa, hemicelulosa y lignina, con una fracción sólida que contiene compuestos de fósforo y una fracción líquida con compuestos de nitrógeno (Al-Rub *et al.*, 2002), y como tal, es un buen adsorbente para metales divalentes (Kandah *et al.*, 2003). La materia orgánica del estiércol de ovino y el aserrín de madera sirvió de alimento a las lombrices, cuyos intestinos se comportaron como biorreactores, llevando a cabo en simultáneo, actividades biogeoquímicas de biodegradación y biorremediación, donde la presencia de la flora de proteobacterias, Betaproteobacterias y Gammaproteobacterias (Singh *et al.*, 2015), logró descomponer la materia orgánica, acumular y biotransformar los contaminantes orgánicos a través de la ingestión, digestión, asimilación y excreción (Zhao *et al.*, 2020); y dada su resistencia a los metales pesados, las lombrices fueron capaces de acumular en sus tejidos, grandes cantidades de Fe, Pb, Zn, Cd, Cu y Cr, en niveles por encima de los estándares, sin sufrir intoxicación, detoxificando los metales pesados, biorremediando los suelos, con la condición *sine qua non* de la disponibilidad de suficiente materia orgánica y humedad para su sobrevivencia (Panday *et al.*, 2014).

La combinación de estiércol de bovino y ovino en el sustrato podría mejorar el desarrollo de las lombrices en un vermicompostaje, con un balance positivo en el ciclo de nutrientes, y en consecuencia mejorar la remoción de los metales pesados, dado que, en una digestión anaerobia, ambos estiércoles juntos tienen una buena codigestión, eliminan más fracciones de lignocelulosa y producen un mayor rendimiento de metales que la digestión de cualquier estiércol solo, con un efecto sinérgico de la codigestión (Li *et al.*, 2020) y que la adición de al menos un 25% de estiércol bovino al estiércol de ovino se mejora el desarrollo de *Eisenia foetida* y se obtiene un vermicompost estable de buena calidad en un período de 148 días (Cestonaro *et al.*, 2017).

El estiércol de llama o alpaca, dada su abundancia en los Andes, podría ser también un buen sustrato para el vermicompostaje; sin embargo, no se tiene referencias de su uso en esta tecnología. Es posible que, por la mayor eficiencia de los camélidos para digerir los alimentos (Hintz *et al.*, 1973; Dulphy *et al.*, 1994; Sponheimer *et al.*, 2003), el estiércol de los camélidos pueda que contenga menos materia orgánica que el estiércol de los otros animales rumiantes, tales como bovino,

ovino o caprino; sin embargo, ese menor contenido de materia orgánica puede ser lo suficiente como para alimentar lombrices y mejorar la textura del suelo y la capacidad de retención de agua, puesto que el estiércol de alpaca, transformado en briquetas, en mezcla con ichu (*Stipa ichu*), tiene un contenido energético de 4,32 Mcal/kg, cuya combustión alcanza una temperatura de hasta 500 °C (Palo *et al.*, 2021).

El medioambiente de los Andes se caracteriza por la elevada altitud y la temperatura baja, con efecto en los procesos físicos, químicos y biológicos de las comunidades microbianas, donde las mayores cantidades de recursos de nutrientes incrementan la abundancia y la actividad de bacterias y hongos (Siles *et al.*, 2016). Los tratamientos T2 y T3 tuvieron una mayor degradación y remoción de plomo con relación a T1, debido a una mayor cantidad y proporción de materia orgánica disponible del estiércol de ovino y el aserrín de madera, así como un mayor número de lombrices. La temperatura ambiental tiene también influencia en los procesos fisiológicos. El vermicompostaje de estiércol de porcino con *Eisenia foetida* resulta mejor en temperaturas mayores (Zhou *et al.*, 2021). El compostaje en zonas frías puede ocurrir entre los 0 °C a 30 °C dado que la reproducción, producción de humus y fecundidad de cocones de la lombriz roja (*Eisenia foetida*) ocurre dentro de ese intervalo (Salinas *et al.*, 2018).

En tal sentido, el vermicompostaje, descrito como la biooxidación y estabilización de la materia orgánica mediante la acción conjunta de lombrices y microorganismos mesófilos, cuyo producto es el vermicompost, a diferencia del estiércol, posee una mayor capacidad de intercambio catiónico, una mayor área de superficie, diferente pH y proporción de carbono (C) a nitrógeno (N) y alto N total, siendo muy útil en la agricultura (Zhu *et al.*, 2017). En condiciones apropiadas, las lombrices se comen los desechos vegetales y reducen su volumen entre 40 y 60%, dando un producto rico en macro- y micronutrientes, vitaminas, hormonas de crecimiento, enzimas como proteasas, amilasas, lipasa, celulosa y quitinasa y microflora inmovilizada. Las enzimas continúan desintegramiento la materia orgánica incluso después de haber sido expulsada de las lombrices (Olle, 2019); sin embargo, puede también tener sus desventajas, por el desarrollo de comunidades de hongos de los géneros *Aspergillus*, *Fusarium*, *Chrysosporium*, con efectos tóxicos (Kokhia, 2015).

A partir de los resultados y los argumentos expuestos, el uso de la tecnología de vermicompostaje en la remoción de Pb de suelos contaminados por relaves mineros puede ser de utilidad, porque utiliza materiales locales, generando un vermicompost rico en nutrientes (Paco *et al.*, 2011), y dada su concentración de Pb, por debajo de los límites máximos permisibles establecidos por los Estándares de Calidad Ambiental para el Suelo (MINAM, 2017), puede ser de utilidad en la agricultura y el suelo de las áreas verdes de las ciudades. Es necesario investigar los mecanismos de reducción de Pb en el proceso de vermicompostaje y la acumulación de Pb en los sistemas funcionales de las lombrices, a fin de orientar el uso de este nemátodo, como una fuente alternativa de proteína en la alimentación animal a fin de reducir los costos sin afectar el desempeño productivo (Nazeri *et al.*, 2021).

CONCLUSIONES

El vermicompostaje reduce las concentraciones de plomo de suelos contaminados con relaves mineros, con una remoción

significativa en un período de 80 días, pudiendo ser una tecnología útil por su facilidad de uso, bajo costo y la disponibilidad de insumos locales, tales como tierra agrícola, estiércol de ovino, aserrín de madera y la lombriz roja californiana.

AGRADECIMIENTOS

Al Fondo Educativo de Desarrollo Universitario de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno y a la Escuela de Posgrado, por el financiamiento y apoyo para la ejecución de la investigación. Asimismo, a Ivón Rocío Gutiérrez Flores, de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno Jorge Basadre Grohmann de Tacna, por las observaciones, sugerencias, aportes y correcciones al manuscrito original.

BIBLIOGRAFÍA

- ABUSHADY, M.M.; FATHY, H.A.; FATHY, G.A.; FATAH, S.; ABD EL FATAH, S.; ALI, A.; ABBAS, M.A. 2017. Níveis de chumbo no sangue em um grupo de crianças: possíveis fatores de risco e problemas de saúde. *Jornal de Pediatría*, 93(6), 619-624. <https://doi.org/10.1016/j.jpmed.2016.12.006>
- AGBENYEKU, E.E.; MUZENDA, E.; MSIBI, M.I. 2016. Buffering efficacy and interaction of minerals in clayey soil with contaminants from landfilling and mining activities: A bird-eye view. *South African Journal of Chemical Engineering*, 21(March), 2-10. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2016.04.002>
- AIRA, M.; MONROY, F.; DOMÍNGUEZ, J. 2006. *Eisenia fetida* (*Oligochaeta, Lumbricidae*) activates fungal growth, triggering cellulose decomposition during vermicomposting. *Microbial Ecology*, 52(4), 738-747. <https://doi.org/10.1007/s00248-006-9109-x>
- AL-RUB, F.A.A.; KANDAH, M.; AL-DABAYBEH, N. 2002. Nickel removal from aqueous solutions using sheep manure wastes. *Engineering in Life Sciences*, 2(4), 111. [https://doi.org/10.1002/1618-2863\(200204\)2:4<111::aid-elsc111>3.3.co;2-h](https://doi.org/10.1002/1618-2863(200204)2:4<111::aid-elsc111>3.3.co;2-h)
- AYANKA, M.A.; MEGHARAJ, M.; NAIDU, R.; STOJANOVSKI, E. 2018. Chronic and reproductive toxicity of cadmium, zinc, and lead in binary and tertiary mixtures to the earthworm (*Eisenia fetida*). *Journal of Soils and Sediments*, 18, 1602-1609. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1877-z>
- BANSAH, K.J.; YALLEY, A.B.; DUMAKOR-DUPEY, N. 2016. The hazardous nature of small scale underground mining in Ghana. *Journal of Sustainable Mining*, 15(1), 8-25. <https://doi.org/10.1016/j.jsm.2016.04.004>
- BOISA, N.; ELOM, N.; DEAN, J.R.; DEARY, M.E.; BIRD, G.; ENTWISTLE, J.A. 2014. Development and application of an inhalation bioaccessibility method (IBM) for lead in the PM10size fraction of soil. *Environment International*, 70, 132-142. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.021>
- CANSECO, L.M.; ZAMUDIO, F.Y.; SÁNCHEZ, R.A.; TRUJILLO, M.G.; DOMINGUEZ, S.; LÓPEZ, C.A. 2018. Epidemiología de cáncer gástrico en el tercer nivel de atención en salud en Chiapas. *Revista de Gastroenterología de México*, 34(1), 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.rgm.2018.06.006>
- CESTONARO, T.; SAROLLI SILVA DE MENDONÇA COSTA, M.; DE MENDONÇA COSTA, L.A.; PEREIRA, D.C.; ROZATTI, M.A.T.; LEAL MARTINS, M.F. 2017. Addition of cattle manure to sheep bedding allows vermicomposting process and improves vermicompost quality. *Waste Management*, 61, 165-170. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.024>
- CHEN, Z.; HU, S. 2019. Heavy metals distribution and their bioavailability in earthworm assistant sludge treatment wetland. *Journal of Hazardous Materials*, 366, 615-623. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.039>
- DOMÍNGUEZ, J.; GÓMEZ-BRANDÓN, M. 2010. Ciclos de vida de las lombrices de tierra aptas para el vermicompostaje. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.) Número Especial*, 2, 309-320.
- DULPHY, J.P.; DARDILLAT, C.; JAILLER, M.; JOUANY, J.P. 1994. Comparison of the intake and digestibility of different diets in llamas and sheep: a preliminary study. *Annales de Zootechnie*, 43(4), 379-387. <https://doi.org/10.1051/animres:19940407>
- DURÁN-UMAÑA, L.; HENRÍQUEZ-HENRÍQUEZ, C. 2010. El vermicompost: su efecto en algunas propiedades del suelo y la respuesta en planta. *Agronomía Mesoamericana*, 21(1), 85-93. <https://doi.org/10.15517/am.v21i1.4914>

- DURÁN, L.; HENRÍQUEZ, C. 2009. Crecimiento y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia foetida*) en cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense*, 33(2), 275-281.
- ESPELT, A.; CONTINENTE, X.; DOMINGO-SALVANY, A.; DOMÍNGUEZ-BERJÓN, M.F.; FERNÁNDEZ-VILLA, T.; MONGE, S.; RUIZ-CANTERO, M.T.; PEREZ, G.; BORRELL, C. 2016. La vigilancia de los determinantes sociales de la salud. *Gaceta Sanitaria*, 30, 38-44. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2016.05.011>
- ESPINO, L.; QUINTELA, P.; ANADÓN, R.; RUÍZ, S. 2009. Descripción y primera mención en España de cuatro especies de ciliados endobiontes de *Eisenia foetida* (Savigny, 1826) (Annelida, Oligochaeta, Lumbricidae). *Boletín de La Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Biológica*, 103(1-4), 37-47. (Disponible: <http://www.rsehn.es/index.php?d=publicaciones&num=1&w=5> verificado: 23 de octubre de 2022).
- FALAGÁN, C.; GRAIL, B.M.; JOHNSON, D.B. 2017. New approaches for extracting and recovering metals from mine tailings. *Minerals Engineering*, 106, 71-78. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2016.10.008>
- FERNANDES, G.W.; GOULART, F.F.; RANIERI, B.D.; COELHO, M.S.; DALES, K.; BOESCHE, N.; BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F.A.; CARVALHO, D.C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI, P.M.; MILLAN, V.E.G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J.L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S.P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B. 2016. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza e Conservacao*, 14(2), 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>
- FITZPATRICK, M. 2010. The fallacy of Van Helmont's tree. *British Journal of General Practice*, 60(574), 381. <https://doi.org/10.3399/bjgp10X501994>
- FONSECA DO CARMO, F.; YOSHINO KAMINO, L.H.; TOBIAS JUNIOR, R.; CHRISTINA DE CAMPOS, I.; FONSECA DO CARMO, F.; SILVINO, G.; JUNIO DA SILVA XAVIER DE CASTRO, K.; LEITE MAURO, M.; UCHOA ALONSO RODRIGUES, N.; PAULO DE SOUZA MIRANDA, M.; FERREIRA PINTO, C.E. 2017. Fundação tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(3), 145-151. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>
- GASTÓN, J.; MARTÍNEZ, M.M.; CORDÓN, E. 2008. Evaluación de la eficacia de cuatro dietas alimenticias sobre el crecimiento, desarrollo y producción de abono de la lombriz californiana (*Eisenia foetida*). *Ciencia e Interculturalidad*, 2(2), 67-81. <https://doi.org/10.5377/rci.v2i2.573>
- GOYZUETA, G.; TRIGOS, C. 2009. Riesgos de salud pública en el centro poblado minero artesanal La Rinconada (5200 msnm) en Puno, Perú. *Rev Peru Med Exp Salud Publica*, 26(1), 41-44. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-46342009000100008
- GRASSEROVÁ, A.; HANC, A.; INNEMANOVÁ, P.; CAJTHAML, T. 2020. Composting and vermicomposting used to break down and remove pollutants from organic waste: A mini review. *European Journal of Environmental Sciences*, 10(1), 9-14. <https://doi.org/10.14712/23361964.2020.2>
- GUIX, J.; BOCÍO, A.; FERRÁS, J.; MARGALEF, J.; OSANZ, A.C.; SERRANO, M.; SENTENÀ, A. 2013. Redes locales de salud pública. A propósito de una experiencia. *Gaceta Sanitaria*, 27(6), 552-554. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2013.03.009>
- HINTZ, H.F.; SCHRUYER, H.F.; HALBERT, M. 1973. A note on the comparison of digestion by new world camels, sheep and ponies. *Animal Production*, 16(3), 303-305. <https://doi.org/10.1017/S0003356100030154>
- KANDAH, M.I.; ABU AL-RUB, F.A.; AL-DABAYBEH, N. 2003. The aqueous adsorption of copper and cadmium ions onto sheep manure. *Adsorption Science and Technology*, 21(6), 501-510. <https://doi.org/10.1260/026361703771953569>
- KAVEHEI, A.; HOSE, G.C.; GORE, D.B. 2017. Effects of red earthworms (*Eisenia foetida*) on leachability of lead minerals in soil. *Environmental Pollution*, xxx, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.021>
- KHATUA, C.; SENGUPTA, S.; KRISHNA, V.; KUNDU, B.; CHAKRABORTI, A.; TRIPATHI, S. 2018. Dynamics of organic matter decomposition during vermicomposting of banana stem waste using *Eisenia foetida*. *Waste Management*, 79, 287-295. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.043>
- KOKHIA, M.S. 2015. Composting: Advantages and Disadvantages. *xxiv Proceedings of the Institute of Zoology*, 133-140.
- LI, Y.; ACHINAS, S.; ZHAO, J.; GEURKINK, B.; KROONEMAN, J.; EUVERINK, G.J.W. 2020. Co-digestion of cow and sheep manure: Performance evaluation and relative microbial activity. *Renewable Energy*, 153, 553-563. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.041>
- LIM, S.L.; LEE, L.H.; WU, T.Y. 2016. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: Recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *Journal of Cleaner Production*, 111, 262-278. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.083>
- MAÑÁKOVÁ, B.; KUTA, J.; SVOBODOVÁ, M.; HOFMAN, J. 2014. Effects of combined composting and vermicomposting of waste sludge on arsenic fate and bioavailability. *Journal of Hazardous Materials*, 280, 544-551. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.08.024>
- MARLINA, E.T.; BÁDRUZAMAN, D.Z.; HARLIA, E.; HIDAYATI, Y.A.; SUSILAWATI, I. 2020. Microbial population dynamics and fiber reduction in the initial decomposition of beef cattle waste composting. *ZIRAAH*, 45(1), 94-102. <https://ojs.uniska-bjm.ac.id/index.php/ziraah/article/viewFile/2657/2009>
- MATHEE, A.; KOOTBODIEN, T.; KAPWATA, T.; NAICKER, N. 2018. Concentrations of arsenic and lead in residential garden soil from four Johannesburg neighborhoods. *Environmental Research*, 167, 524-527. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.08.012>
- MENDEZ, T.; RODRIGUEZ, L.; PALACIOS, S. 2000. Impacto del riego con aguas contaminadas, evaluado a través de la presencia de metales pesados en suelos. *Terra Latinoamericana*, 18(4), 277-288.
- MINAM. 2017. D. S. N.º 011-2017-MINAM Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelos. El Peruano, sábado 2 de diciembre del 2017.
- GONZÁLEZ-ESTRECHA, M.; TRASOBARES, E.; CANO, S.; OLIVÁN, P.; FUENTES, M.; FERNÁNDEZ, C.; MARTÍNEZ, M.J.; GARCÍA, Á.L.; GASPAS, M.J.; GONZÁLEZ, J.; BARCIELA, M.C.; HERBELLO, P.; BERMEJO, P.; GUILLÉN, J.J.; MIRAVALLÉS, E.; ARROYO, M. 2009. Determinación de plomo y cadmio en sangre y su relación con fuentes de exposición. *Estudio PESA*, 2008. *Revista del Laboratorio Clínico*, 2(3), 115-123. <https://doi.org/10.1016/j.labc-li.2009.04.006>
- MUNIVE, R.; LOLI, O.; AZABACHE, A.; GAMARRA, G. 2018. Fitorremediación con Maíz (*Zea mays* L.) y compost de Stevia en suelos degradados por contaminación con metales pesados. *Scientia Agropecuaria*, 9(4), 551-560. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2018.04.11>
- NAZERI, R.; ESMAILZADEH, L.; KARIMI-TORSHIZI, M.A.; SEIDAVI, A.; ZANGERONIMO, M.G. 2021. Use of earthworm meal with vermi-humus in diet for laying quail. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 56(e02453), 1-8. <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.PAB2021.V56.02453>
- NIELSEN, F.H. 1998. Ultratrace elements in nutrition: current knowledge and speculation. *Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*, 11, 251-274. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1520-670X\(1998\)11:2<251::AID-JTRA15>3.0.CO;2-Q](https://doi.org/10.1002/(SICI)1520-670X(1998)11:2<251::AID-JTRA15>3.0.CO;2-Q)
- OLLE, M. 2019. Review: Vermicompost, its importance and benefit in agriculture. *Journal of Agricultural Science*, 30(2), 93-98. <https://doi.org/10.15159/jas.19.19>
- ORTIZ, A.; LUIS, J.; POLO, L. 2008. Responsabilidad de los profesionales en la salud ambiental. *FMC. Formación Médica Continuada En Atención Primaria*, 15(4), 239-249. [https://doi.org/10.1016/S1134-2072\(08\)70797-7](https://doi.org/10.1016/S1134-2072(08)70797-7)
- PACO, G.; LOZA-MURGUÍA, M.; MAMANI, F.; SAINZ, H. 2011. Efecto de la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) durante el composteo y vermicomposteo en predios de la estación experimental de la Unidad Académica Campesina Carmen Pampa. *Journal of the Selva Andina Research Society*, 2(2), 24-39.
- PALO, J.E.; PUMA, A.L.; CAMPOS, E.V.; COLQUE, D.; FIGUEROA, I.K.; CHAUPÍ, L.M. 2021. Aprovechamiento del estiércol de alpaca e ichu para la producción de briquetas como fuente de energía calorífica en Arequipa. *Tecnia*, 31(1), 51-55. <https://doi.org/10.21754/tecnia.v21i1.1314>
- PANDAY, R.; BASNET, B.B.; BHATT, P.S.; TAMRAKAR, A.S. 2014. Bioconcentration of heavy metals in vermicomposting earthworms (*Eisenia foetida*, *Perionyx excavatus* and *Lampito mauritii*) in Nepal. *J Microbiol Biotech Food Sci*, 3(5), 416-418. <https://www.researchgate.net/publication/268452206>
- PARIZANGANEH, A.; HAJISOLTANI, P.; ZAMANI, A. 2010. Assessment of heavy metal pollution in surficial soils surrounding Zinc Industrial Complex in Zanjan-Iran. *Procedia Environmental Sciences*, 2(5), 162-166. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.019>
- PENNANEN, T.; SRIVASTAVA, V.; SILLANPÄÄ, M.; SAINIO, T. 2020. Compost: Potent biosorbent for the removal of heavy metals from industrial and landfill stormwater. *Journal of Cleaner Production*, 273, 122736. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122736>
- RAGRAGIO, E.M.; BELLEZA, C.P.; NARCISO, M.C.; SU, G.L.S. 2010. Assessment of micronucleus frequency in exfoliated buccal epithelial cells among fisher folks exposed to mine tailings in Marinduque Island, Philippines. *Asian Pacific Journal of Tropical Medicine*, 3(4), 315-317. [https://doi.org/10.1016/S1995-7645\(10\)60076-4](https://doi.org/10.1016/S1995-7645(10)60076-4)

- RAMNARAIN, Y.I.; ANSARI, A.A.; ORI, L. 2019. Vermicomposting of different organic materials using the epigeic earthworm *Eisenia foetida*. International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture, 8(1), 23-36. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0225-7>
- RODRÍGUEZ, Á.R. 1996. Producción y calidad de abono orgánico por medio de la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) y su capacidad reproductiva. IHCAFE.
- SAHARIAH, B.; GOSWAMI, L.; KIM, K.; BHATTACHARYYA, P.; BHATTACHARYYA, S.S. 2015. Metal remediation and biodegradation potential of earthworm species on municipal solid waste: A parallel analysis between *Metaphire posthuma* and *Eisenia fetida*. Bioresource Technology, 180, 230-236. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.062>
- SALINAS, C.; LEÓN, M. DE LOS Á.; PÉREZ, M.I.; YAGELLO, J. 2018. Manual de compostaje para zonas frías. (Primera ed). Ediciones Universidad de Magallanes.
- SEHAR, T.; ZARGAR, M.Y.; SHEIKH, G.G.; BABA, Z.A. 2017. Biological properties of vermicompost produced by locally isolated earthworms from Temperate Kashmir Region. Environment & Ecology, 35(2C), 1331-1335.
- SILES, J.A.; CAJTHAML, T.; MINERBI, S.; MARGESIN, R. 2016. Effect of altitude and season on microbial activity, abundance and community structure in Alpine forest soils. FEMS Microbiology Ecology, 92(3), 1-12. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw008>
- SINGH, A.; SINGH, D.P.; TIWARI, R.; KUMAR, K.; SINGH, R.V.; SINGH, S.; PRASANNA, R.; SAXENA, A.K.; NAIN, L. 2015. Taxonomic and functional annotation of gut bacterial communities of *Eisenia foetida* and *Perionyx excavatus*. Microbiological Research, 175, 48-56. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2015.03.003>
- SPONHEIMER, M.; ROBINSON, T.; ROEDER, B.; HAMMER, J.; AYLIFFE, L.; PASEY, B.; CERLING, T.; DEARING, D.; EHLERINGER, J. 2003. Digestion and passage rates of grass hays by llamas, alpacas, goats, rabbits, and horses. Small Ruminant Research, 48, 149-154. [https://doi.org/10.1016/S0921-4488\(03\)00002-6](https://doi.org/10.1016/S0921-4488(03)00002-6)
- SUN, X.; NING, P.; TANG, X.; YI, H.; LI, K. 2012. Heavy metals migration in soil in tailing dam region of shuikoushan, hunan province, China. Procedia Environmental Sciences, 16, 758-763. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.103>
- VENTER, J.M.; REINECKE, A.J. 1988. The life-cycle of the compost worm *Eisenia fetida* (Oligochaeta). South African Journal of Zoology, 23(3), 161-165. <https://doi.org/10.1080/02541858.1988.11448096>
- VICENCIO-DE LA ROSA, G.; PÉREZ-LÓPEZ, E.; MEDINA-HERRERA, E.; MARTÍNEZ-PRADO, A. 2011. Producción de composta y vermicomposta a partir de los lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de un Rastro. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 27(3), 263-270.
- WANG, F.; ZHANG, W.; MIAO, L.; JI, T.; WANG, Y.; ZHANG, H.; DING, Y.; ZHU, W. 2021. The effects of vermicompost and shell powder addition on Cd bioavailability, enzyme activity and bacterial community in Cd-contaminated soil: A field study. Ecotoxicology and Environmental Safety, 215, 112163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112163>
- WANG, H.; DONG, Y.; YANG, Y.; TOOR, G.S.; ZHANG, X. 2013. Changes in heavy metal contents in animal feeds and manures in an intensive animal production region of China. Journal of Environmental Sciences, 25(12), 2435-2442. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)60473-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60473-8)
- WANG, L.; TAO, Y.; SU, B.; WANG, L.; LIU, P. 2022. Environmental and health risks posed by heavy metal contamination of groundwater in the sunan coal Mine, China. Toxics, 10(390), 1-16.
- WANG, Y.; QIU, Q.; XIN, G.; YANG, Z.; ZHENG, J.; YE, Z.; LI, S. 2013. Heavy metal contamination in a vulnerable mangrove swamp in South China. Environmental Monitoring and Assessment, 185(7), 5775-5787. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2983-4>
- XIAO, R.; WANG, S.; LI, R.; WANG, J.J.; ZHANG, Z. 2017. Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. Ecotoxicology and Environmental Safety, 141, 17-24. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.002>
- ZAPATA, I.C.; MARTÍNEZ, L.; POSADA, E.; GONZÁLES, M.E.; SALDARRIAGA, J.F. 2017. Efectos de la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*), sobre el crecimiento de croorganismos en suelos contaminados con mercurio de Segovia, Antioquia. Ciencia e Ingeniería Neogranadina, 27(1), 77-90.
- ZHAO, S.; WANG, B.; ZHONG, Z.; LIU, T.; LIANG, T.; ZHAN, J. 2020. Contributions of enzymes and gut microbes to biotransformation of perfluorooctane sulfonamide in earthworms (*Eisenia fetida*). Chemosphere, 238, 124619. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124619>
- ZHOU, Y.; ZHANG, D.; ZHANG, Y.; KE, J.; CHEN, D.; CAI, M. 2021. Evaluation of temperature on the biological activities and fertility potential during vermicomposting of pig manure employing *Eisenia fetida*. Journal of Cleaner Production, 302, 126804. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126804>
- ZHU, W.; DU, W.; SHEN, X.; ZHANG, H.; DING, Y. 2017. Comparative adsorption of Pb²⁺ and Cd²⁺ by cow manure and its vermicompost. Environmental Pollution, 227, 89-97. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.048>