



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

“Efecto ecotoxicológico del hierro contenido en el lodo de un centro de beneficio avícola sobre la lombriz (*Eisenia fetida*) y el maíz (*Zea mays*)”

Tesis para optar el título profesional de:

INGENIERA AMBIENTAL

Presentado por:

Treisy Katherine Tafur Romero (0000-0002-2253-4850)

Asesor:

Ing. Luis Abraham Gomero Osorio (0000-0002-4739-2094)

Co - asesor:

Dr. José Alberto Iannacone Oliver (0000-0003-3699-4732)

Lima – Perú

2021

COPIA DE ACTA DE SUSTENTACIÓN



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Lima, 07 de abril de 2021.

Los integrantes del Jurado de tesis:

Presidente: Dra. Connie Gallardo Vela
Miembro: Ing. Percy Andres Irribarren Ibáñez
Miembro: Mg. Javier Francisco Alvarado Llerena

Se reúnen para evaluar la tesis titulada: "Efecto ecotoxicológico del hierro contenido en el lodo de un centro de beneficio avícola sobre la lombriz (*Eisenia fetida*) y el maíz (*Zea mays*)"

Presentada por la bachiller:

- Treisy Katherine Tafur Romero

Para optar el Título Profesional de ingeniera ambiental.

Asesorada por: Ing. Luis Abraham Gomero Osorio y coasesorada por: Dr. Jose Alberto Iannacone Oliver

Luego de haber evaluado el informe final de tesis y evaluado el desempeño de los estudiantes de la carrera de ingeniería ambiental en la sustentación, concluyen de manera unánime () por mayoría simple (x) calificar a:

• Tesista: Treisy Katherine Tafur Romero	Nota (en letras): Dieciocho		
Aprobado ()	Aprobado - Muy buena (x)	Aprobado - Sobresaliente ()	Desaprobado ()

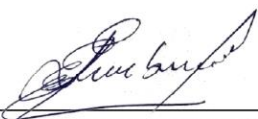
Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.



Dra. Connie Gallardo Vela
Presidente del Jurado



Ing. Luis Abraham Gomero Osorio
Asesor



Ing. Percy Andres Irribarren Ibáñez
Miembro del jurado



Dr. José Alberto Iannacone Oliver
Coasesor



Mg. Javier Francisco Alvarado Llerena
Miembro del jurado

T // (51) 610 6738
informas@cientifica.edu.pe
cientifica.edu.pe

DEDICATORIA

A mi familia querida, que son mis cimientos y han aportado grandes valores a mi vida.

A Angie y Marybel por ser mi fortaleza y amor.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, el ser superior que hace posible mi existencia y permitió realizar esta tesis.

A mis asesores, al Ing. Luis Gomero Osorio y al Dr. José Iannacone Oliver, por la guía en el proceso, apoyo incondicional, valiosas enseñanzas y disposición a brindar sus conocimientos a mi persona.

Al Ing. Mario Chujandama Torres, por su disposición, confianza y entrega de los materiales esenciales para el desarrollo análisis de esta investigación.

A la Escuela Profesional de Biología de la Universidad Nacional Federico Villarreal por permitirme el acceso a sus instalaciones y equipos del Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA) y al gran grupo que trabaja en él.

A la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad Científica del Sur por el préstamo del equipo (multiparámetro) que use para la realización de mi tesis.

A mi mamá Marybel y hermana Angie por su amor incondicional, apoyo en todo este camino y motivación para terminar esta tesis.

A mi papá Juan Miguel, por su disposición y apoyo en este objetivo, su paciencia y amor singular.

A Mageo, Matoña y a Papi Juan, mis segundos papás, por sus sabias palabras, anhelar lo mejor para mí y motivarme a cumplir mis sueños.

A mis tías, tíos y primos por sus palabras de aliento y disposición a ayudarme.

A mis amigas y mis amigos por su tiempo, colaboración desinteresada, sus alegrías y paciencia, y todo aquel que cooperó de alguna manera al desarrollo de esta tesis.

ÍNDICE GENERAL

COPIA DE ACTA DE SUSTENTACIÓN	1
DEDICATORIA.....	2
AGRADECIMIENTOS.....	3
ÍNDICE GENERAL.....	4
ÍNDICE DE FIGURAS.....	7
ÍNDICE DE TABLAS.....	10
ÍNDICE DE ANEXOS	11
RESUMEN.....	12
ABSTRACT	13
I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	14
II. MARCO TEÓRICO	17
2.1. Efectos ecotoxicológico	17
2.2. Lodo proveniente del tratamiento DAF o lodo DAF	18
Residuos líquidos en centros de beneficio	18
Proceso de Flotación de Aire Disuelto (DAF).....	19
Lodo residual	20
Normativa sobre lodos	21
2.3. Lombrices.....	22
Eisenia fetida	23
	4

2.4. Maíz	24
III. OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	26
3.1. Objetivo general.....	26
3.2. Objetivos específicos	26
3.3. Hipótesis	26
IV. METODOLOGÍA.....	27
4.1. Definición de tratamientos y repeticiones	27
4.2. Caracterización y acondicionamiento de las muestras	29
4.3. Obtención y acondicionamiento del material biológico	30
Lombrices.....	30
Semillas de maíz	30
4.4. Bioensayo de mortalidad de lombrices (Ensayo agudo)	31
4.5. Bioensayo de germinación de la semilla	31
4.6. Análisis estadístico.....	32
V. RESULTADOS.....	34
5.1. Bioensayo de mortalidad de lombrices (Ensayo agudo)	34
5.2. Bioensayo de germinación de la semilla de maíz.....	43
VI. DISCUSIÓN	52
6.1. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo proveniente del tratamiento DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la lombriz (<i>Eisenia fetida</i>)	52

6.2. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo proveniente del tratamiento DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la semilla (<i>Zea mays</i>).....	56
VII. CONCLUSIONES.....	60
VIII. RECOMEDACIONES.....	61
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	62
X. ABREVIATURAS.....	77
XI. ANEXOS.....	78

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la mortalidad y en la ecuación de regresión lineal de la lombriz (*Eisenia fetida*) a los 14 días de exposición. 36

Figura 2. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en los pesos húmedos y en la ecuación de regresión cuadrática de la lombriz (*Eisenia fetida*) a los 7 días de exposición. 37

Figura 3. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en los pesos húmedos y en la ecuación de regresión cuadrática de la lombriz (*Eisenia fetida*) a los 14 días de exposición. 37

Figura 4. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en los pesos secos y en la ecuación de regresión cuadrática de la lombriz (*Eisenia fetida*) a los 14 días de exposición. 38

Figura 5. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en los cocones y en la ecuación de regresión lineal de la lombriz (*Eisenia fetida*) a los 14 días de exposición. 38

Figura 6. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el pH y en la regresión lineal de la lombriz (*Eisenia fetida*).
..... 40

Figura 7. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la Conductividad Eléctrica y en la regresión lineal de la lombriz (*Eisenia fetida*). 40

Figura 8. Correlación entre Spearman entre mortalidad de la lombriz (*Eisenia fetida*) y pH a los 14 días de exposición..... 42

Figura 9. Correlación entre Spearman entre mortalidad de la lombriz (*Eisenia fetida*) y Conductividad eléctrica a los 14 días de exposición 42

Figura 10. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la acumulación de semillas germinadas (*Zea mays*)..... 43

Figura 11. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la radícula y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición..... 45

Figura 12. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el coleóptilo y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición..... 46

Figura 13. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la altura y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición..... 46

Figura 14. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el número de hojas y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición. 47

Figura 15. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el peso húmedo y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición. 47

Figura 16. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el peso seco y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición..... 48

Figura 17. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el pH y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*). 49

Figura 18. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la Conductividad Eléctrica el pH y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*). 49

Figura 19. Correlación entre Spearman entre germinación de la semilla (*Zea mays*) y pH a los 14 días de exposición 50

Figura 20. Correlación entre Spearman entre germinación de la semilla (*Zea mays*) y Conductividad eléctrica a los 14 días de exposición 51

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Límites permitidos de metales en ECA suelo y Lodos de PTAR.....	22
Tabla 2. Categoría taxonómica de <i>Eisenia fetida</i>	23
Tabla 3. Categoría taxonómica de <i>Zea mays</i>	24
Tabla 4. Definición de tratamientos para el bioensayo de mortalidad de lombrices....	28
Tabla 5. Definición de tratamiento para el bioensayo de germinación de semilla	28
Tabla 6. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el bioensayo de mortalidad con lombriz (<i>Eisenia fetida</i>).	35
Tabla 7. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el pH y Conductividad Eléctrica del bioensayo de mortalidad con lombriz (<i>Eisenia fetida</i>).	39
Tabla 8. Análisis de correlación de Spearman entre mortalidad de lombriz (<i>Eisenia fetida</i>) y los parámetros de pH y Conductividad Eléctrica a los 14 días de exposición.	41
Tabla 9. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el bioensayo de la semilla de maíz (<i>Zea mays</i>).	44
Tabla 10. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el pH y Conductividad eléctrica del bioensayo de germinación de la semilla (<i>Zea mays</i>).	48
Tabla 11. Análisis de correlación de Spearman entre germinación de semilla de maíz (<i>Zea mays</i>) y los parámetros pH y Conductividad Eléctrica a los 21 días de exposición.	50

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Tabla 1A. Análisis químico de Lodo DAF	78
Anexo 2. Tabla 2A. Análisis químico del suelo	78
Anexo 3. Figura 1A. Análisis de metales del Lodo DAF	79
Anexo 4. Figura 2A. Análisis de metales del suelo	80
Anexo 5. Figura 3A. Preparación de recipientes para bioensayos con lombrices	81
Anexo 6. Figura 4A. Selección de lombrices para bioensayo.....	81
Anexo 7. Figura 5A. Lectura del peso de las lombrices.....	81
Anexo 8. Figura 6A. Preparación de bioensayo de mortalidad de lombrices.....	82
Anexo 9. Figura 7A. Bioensayo de mortalidad de Lombrices	82
Anexo 10. Figura 8A. Lombrices en descomposición encontradas en el tratamiento 7 del bioensayo de mortalidad.....	83
Anexo 11. Figura 9A. Lectura de cocones en el tratamiento 1 del bioensayo de mortalidad	84
Anexo 12. Figura 10A. Lectura de pH y Conductividad eléctrica	84
Anexo 13. Figura 11A. Verificación del multiparámetro calibrado.....	84
Anexo 14. Figura 12A. Preparación del bioensayo de germinación de la semilla	85
Anexo 15. Figura 13A. Desinfección de semillas <i>Zea mays</i>	85
Anexo 16. Figura 14A. Bioensayo de germinación de la semilla.....	86
Anexo 17. Figura 15A. Lectura de los tamaños de los <i>Zea mays</i> a los 21 días	86
Anexo 18. Figura 16A. Lectura del peso de <i>Zea mays</i> a los 21 días.....	89
Anexo 19. Tabla 3A. Comparación de límites permitidos de metales en ECA suelo y Lodos de PTAR con resultado de las muestras de suelo del Valle del Río Chillón y lodo DAF .	89

RESUMEN

Una de las carnes más consumidas por la población es el pollo, cuya producción genera considerables volúmenes de lodo como subproducto del tratamiento realizado en los centros de beneficio. El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto ecotoxicológico del hierro contenido en el lodo DAF de un centro de beneficio avícola sobre la lombriz (*Eisenia fetida*) y el maíz (*Zea mays*) mediante dos bioensayos: mortalidad de lombrices y germinación de semillas. Se realizó la caracterización fisicoquímica del lodo DAF y suelo empleado en los bioensayos y se comprobó que los metales estaban dentro de los límites de la normativa peruana. En el bioensayo de mortalidad, se realizó 7 tratamientos más el control, las concentraciones del lodo DAF establecidas variaron del tratamiento T1 (1.56%) al T7 (6.25%); y en el bioensayo de germinación de semillas de maíz, se realizó 6 tratamientos más el control, las concentraciones de lodo DAF variaron del T1 (6.25%) al T6 (21.88%). Todos resultados fueron procesados estadísticamente. Se determinó mortalidad de la lombriz a la CL_{50} a 5.219%, se percibió que el peso de la lombriz aumentaba la primera semana, luego disminuía en la segunda; asimismo, se observó que a muy bajas concentraciones de lodo DAF se impulsaba la formación cocones, y que existía una correlación moderada a muy buena entre la mortalidad de lombriz (%) y los parámetros de pH y CE respectivamente. Para el bioensayo de germinación de semillas de maíz se determinó la Cl_{50} a 11.1%. de lodo DAF, se observó que a mayores pesos húmedos y secos de la semilla es debido a un mayor desarrollo de la semilla, y que existe una correlación moderada entre la germinación de la semilla de maíz con el pH; sin embargo, es muy escasa la correlación con respecto a la CE.

Palabras clave: centro de beneficio avícola, ecotoxicología, hierro, lodo, lombriz, maíz.

ABSTRACT

One of the most consumed meats is chicken by population, which generates considerable volumes of sludge as a by-product of the treatment carried out in the profit centers. The objective of this research was to evaluate the ecotoxicological effect of iron contained in DAF sludge from a poultry processing center on worms (*Eisenia fetida*) and corn (*Zea mays*) by means of two bioassays: earthworm mortality and seed germination. The physicochemical characterization of the DAF sludge and soils used in the bioassays was carried out and it was found that the metals were within the limits of the Peruvian regulations. In the mortality bioassay, 7 treatments were performed plus the control, the established DAF sludge concentrations varied from treatment T1 (1.56%) to T7 (6.25%); and in the corn seed germination bioassay, 6 treatments were performed plus the control, the concentrations of DAF sludge ranged from T1 (6.25%) to T6 (21.88%). All results were statistically processed. The mortality of the earthworm was determined CL_{50} at 5.219% in bioassay, it was perceived that the worm's weight increased in the first week, then decreased in the second; also, it was observed that at extremely low concentrations of DAF sludge the formation of cocoons was promoted, and that there was a moderate to particularly good correlation between the mortality of worms (%) and the parameters of pH and CE respectively. For the corn seed germination bioassay, the CL_{50} was determined at 11.1%. From the DAF sludge, it was observed that the higher the wet and dry weight of the seed is due to a greater development of the seed, and that there was a moderate correlation between the germination of the corn seed and the pH; however, the correlation with respect to the CE is extremely low.

Key words: corn, ecotoxicology, iron, sludge, poultry profit center, worm.

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La carne de ave es uno de los alimentos más consumidos en el país, por ser más barato y tener gran contenido de proteínas (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos [OCDE] y Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2016). Actualmente, la producción pecuaria está creciendo vertiginosamente, en especial en los sistemas productivos de porcinos y aves, en comparación con la producción bovina y ovejera; y se estima que para el 2022 cerca de la mitad de la carne consumida será de pollo (Bartz *et al.*, 2014).

De acuerdo con FAO (2017) el 70% del agua disponible en el planeta es usado para fines alimenticios, de los cuales los alimentos de origen animal consumen 10 veces más agua que los de origen vegetal; siendo la obtención de productos y subproductos de origen animal (carne) para consumo humano una significativa fuente de aguas residuales industriales (Matheyarasu *et al.*, 2015).

Asimismo, las aguas residuales de los centros de beneficio son caracterizadas por sus grandes concentrados de materia orgánica biodegradable, coloidal y suspendida (Caldera *et al.*, 2010), las cuales son fuente importante de proteínas, minerales (tales como N (nitrógeno), K (potasio), Na (sodio), Ca (calcio), Fe (hierro) y carbono orgánico) y contaminantes como metales pesados: Cd (cadmio), Co (cobalto), Ni (níquel), Cu (cobre) y Cr (cromo) (Massé y Mase, 2000; Matheyarasu *et al.*, 2015).

En el Perú, según el Ministerio de Agricultura y Riego de la unidad de Servicio Nacional de Sanidad Agraria [SENASA] (2016) el pollo tiene una gran demanda en la dieta de las personas, siendo el consumo anual nacional de pollo per cápita de 43.05 kg/persona y en Lima de 76.4 kg/persona; se ha estimado que en el año 2019 (Instituto Nacional de

Estadística e Informática [INEI], 2020) la producción del sector avícola aumentó a 2150 mil toneladas, demostrando un crecimiento de 4.46% anual. Asimismo, la huella hídrica peruana del “pollo de engorde beneficiado es 2059.76 l de agua por kilogramo de carne de pollo beneficiado, de los cuales los procesos de incubación, crianza y beneficio aportan en consumo de agua el 6.31%; 85.53% y 8.16% respectivamente” (Carrascal y Baldeón, 2018, pág. 110) siendo cifras de gran volumen de agua.

Según el SENASA (2020) en su formato virtual se han registrados 221 centros de beneficio avícola (faenamiento), estando autorizados y con vigencia de funcionamiento 152 de ellos, cumpliendo el Reglamento Sanitario del Faenado de Animales de Abasto Decreto Supremo N° 015-2012-AG de los cuales 16 se encuentran solicitando autorización y 23 están en proceso de autorización y 30 autorizados sin vigencia; cabe señalar que por reglamento para obtener la autorización, los centros de beneficio deben contar con un tratamiento para sus efluentes.

Es indispensable indicar que un mal manejo y disposición de los residuos sólidos y efluentes de centros de beneficio puede generar efectos tóxicos en la salud, biota y en la degradación del ambiente (Alimba *et al.*, 2015). Adicionalmente, Valavanidis y Vlachogianni (2010) indicaron que los metales esenciales y no esenciales pueden llegar a ser o son altamente tóxicos como Fe, Cu, Zn (zinc), Co, Mo (molibdeno) y Mn (manganeso), mostrando efectos de toxicidad subletal o letal para algunos organismos. Paralelamente, Madureira *et al.* (2017) recomendaron que no solo la calidad de efluentes residuales debe basarse en el control de parámetros globales de carbono orgánico total, demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales y demanda

bioquímica de oxígeno, si no también es preciso evaluar los efectos negativos sobre organismos vivos.

De acuerdo con Ramires *et al.* (2019) en sus investigaciones ecotoxicológicas encontró que los efluentes de los centros de beneficio que recibieron tratamiento de compostaje aún resultaron ser tóxicas para ciertos organismos vivos debido a la concentración de elementos pesados.

Por tanto, existe la necesidad de investigar los posibles efectos ecotoxicológicos de lodos de aguas residuales provenientes de los residuos de los mataderos de aves en el comportamiento de la flora y de la fauna.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. Efectos ecotoxicológico

El término Ecotoxicología fue introducido por Truhaut en 1969 y se derivó de las palabras Ecología y Toxicología (Walker *et al.*, 2012). Debido a los diferentes estudios de toxicología, se extendió la palabra ecotoxicología (Capó, 2007).

Los efectos ecotoxicológicos son causados por uno o más elementos (agentes) tóxicos o contaminantes en niveles de organización biológica desde molecular hasta ecosistémica como terrestre, subterránea y acuáticos capaz de producir variaciones biológicas (Fent, 2004). Según Ministerio del Ambiente [MINAM] (2016) la exposición a sustancias tóxicas puede provocar una función corporal anormal, este tipo de efecto puede clasificarse en tres grandes rasgos: cancerígenos, no cancerígenos y tóxico para el desarrollo.

El efecto causado por un tóxico dependerá, según Giannuzzi (2018), del grado de toxicidad que es estimado por la intensidad o la severidad y de la magnitud relacionada a la dosis o la concentración suministrada.

En la evaluación ecotoxicológica existen cuantificaciones el cual Silbergeld *et al.* (1998) lo señalan por:

- El tiempo de exposición del tóxico: agudo, causada por el efecto de los productos químicos y se manifiesta instantánea (corta) y severamente (habitualmente son hasta 96 horas), y crónico, ocasionado por un largo período (varia por especie en días o años).
- Si es que produce muerte: letal, es la muerte directa debido a la exposición tóxica de una concentración estipulada, mientras que un tóxico sub-letal, es aquel que

es causado por debajo del valor que origina la muerte como secuela directa de la aplicación del tóxico.

- La mezcla de agentes tóxicos: aditivo, es la suma de los efectos de diferentes sustancias o reacciones simultáneas; o sinergismo, en este caso la toxicidad conjunta por agentes químicos es mayor a la esperada individualmente. Y inhibición o antagonismo se refiere cuando la toxicidad de la mezcla de reactivos químicos es baja a lo deseado individualmente.

2.2. Lodo proveniente del tratamiento DAF o lodo DAF

Residuos líquidos en centros de beneficio

Salas y Condorhuamán (2008) definen a los residuos líquidos producidos en un centro de beneficio como efluentes de una industria que contienen sangre, rumen, pelos, grasas, proteínas. Estas aguas residuales contienen una alta concentración de material orgánico, DBO y de nutrientes (proteínas alrededor del 70%) con muchos sólidos en suspensión (rumen, entre 15 a 30 mg/L), grasas y aceites, así como fluidos vaciados en la operación (Salas y Condorhuamán, 2008; Matheyarasu *et al.*, 2015).

Significativa parte del agua que se utiliza en los centros de beneficio termina siendo aguas residuales, estas se generan en diferentes fases del procesos, siendo las principales en: estabulación (vertido de deyecciones, orines y restos de estiércol), desangrado (vertidos de sangre), escalado (vertido de aguas residuales con gran cantidad de pelo, sólidos en suspensión y agua arrastrada con residuos orgánicos como pelos, sangre y grasa superficial), evisceración (vertido con sólidos en suspensión por vísceras, grasas, sangre y contenidos digestivos), enjuague de canales (residuos con alto contenido orgánico y productos desinfectantes) y limpieza de equipos (vertidos de gran

carga orgánica y de significativos volúmenes por uso de desinfectantes) (Andrades, 2008).

Las aguas residuales de los centros de beneficio deben ser tratado antes que lleguen a los medios receptores o al ambiente, ya que pueden causar serios riesgos ambientales como degradación del suelo o lixiviación de nutrientes (Matheyarasu *et al.*, 2015). En el Perú, el tratamiento y la eliminación adecuada de las aguas residuales están sujetas a las propiedades químicas, físicas y biológicas del efluente y de la fuente receptora, asimismo, de los límites dados por la norma peruana Decreto Supremo N° 015-2017-MVCS es por ello que, para asegurar la eficacia del tratamiento de las aguas residuales de centros de beneficio deben eliminarse los contaminantes, nutrientes, cargas orgánicas, grasas, sangres y patógenos.

Proceso de Flotación de Aire Disuelto (DAF)

En el ámbito del tratamiento de aguas residuales de plantas de beneficio, es un método usado como tratamiento de coagulación/ floculación (National Academy of Sciences, 2007), que lleva a cabo el proceso de flotación por aire disuelto también conocida como DAF; es usado para separar las grasas, aceites, y sangre coloidal. Asimismo, esta tecnología esta eficazmente comprobada en su disociación de fases (Salas y Condorhuamán, 2008).

El proceso consiste en separar sólidos o fragmentos de menor densidad de la fase líquida. Comienza con la introducción de microburbujas de aire en un estanque con agua residual, proceso llamado presurización con presión de 2 a 6 atm. Luego, pasa por un proceso de despresurización, donde las burbujas ascienden por diferencia de densidades, provocándose la adherencia de fragmentos presentes en el líquido, debido

a la densidad aparente que se produce de aglomerados sólidos –burbujas, que resultan ser menor que el agua, como resultado se divide y forma una cobertura flotante de material reducido, conocido también como lodo floculado o lodo flotante o simplemente lodo. De esta forma, los sólidos en suspensión, la grasa y la materia orgánica particulada pueden eliminarse de forma eficaz, clarificando el líquido y reciclándolo (Salas, 2003; Salas y Condorhuamán, 2008).

Lodo residual

En general un lodo residual o fangos o bio sólidos son aquellos subproductos resultantes del tratamiento de depuradoras de aguas residuales (Mendoza y Vigil, 2012). O pueden ser líquido o un líquido semisólido que contienen partículas entre el 0.25 y el 12% (Galvis y Rivera, 2013)

El lodo está compuesto primordialmente por los extractos encargados de índole desagradable de las aguas residuales, y su característica también depende del tipo de tratamiento que ha recibido (Mendoza y Vigil, 2012; Galvis y Rivera, 2013). Asimismo, la calidad de los lodos de plantas de beneficio tiene un gran potencial agronómico por su casi ausencia de contaminantes inorgánicos, metales pesados y microorganismos patógenos (Terán, 2019). Según el artículo 83° del Decreto Legislativo N° 1278 peruano, los lodos generados en las plantas de tratamiento de agua residual son considerados como residuos no peligrosos y no deben utilizarse sin considerar las condiciones ambientales y de saneamiento mínimas adecuadas determinadas por el MVCS.

Asimismo, debido a sus características pueden considerarse que está compuesta principalmente de materia orgánica y un poco por materia sólida (1% a 6%), es por ello

que su tratamiento y evacuación es el problema más complejo, el cual lo convierte ideal para ser usado como abono (Galvis y Rivera, 2013).

Los lodos son aplicados en el terreno para abastecerlo de nutrientes o para mejorar el contenido de materia orgánica. Los espacios donde se aplican pueden ser agrícolas, bosques, terrenos de pastoreo o espacios que se están recuperando o restaurando (Agencia de Protección Ambiental [EPA], 2000). Por lo tanto, se convierten en un residuo aprovechable y no peligroso.

Normativa sobre lodos

Según lo estipulado por el MVCS en la Resolución Ministerial N.º 128-2017 donde se “Aprueban Condiciones Mínimas de Manejo de Lodos y las Instalaciones para su Disposición Final”, los lodos pueden ser aprovechados como biosólidos (humus, compost, etc.), energía (incineración), para construcción, o cobertura.

Los lodos aplicados como biosólidos pueden ser empleados en actividades agrícolas, forestales, industrias cerámicas y otros, respetando los riesgos a la salud y el ambiente según Decreto Supremo N° 015-2017-MVCS. Existen normativas peruanas donde se establecen límites de ciertos metales más no del Fe, el cual se observa en la Tabla 1.

Tabla 1. Límites permitidos de metales en ECA suelo y Lodos de PTAR.

Parámetros mg/Kg	Estándares de Calidad Ambiental para suelo*			Reaprovechamiento de Lodos de PTAR**
	Suelo Agrícola	Suelo Residencial Parques	Suelo Comercial/ Industrial/ Extractivo	Biosólidos
Cadmio	1.4	10	22	40
Cromo total		400	1000	1200
Cromo VI	0.4	0.4	1.4	
Mercurio	6.6	6.6	24	17
Plomo	70	140	800	400
Cobre				1500
Níquel				400
Zinc				2400

Fuente: * MINAM (2017); ** MVCS (2017)

2.3. Lombrices

Las lombrices de tierra son anélidos oligoquetos clitelados macroscópicos que viven en el suelo. Son la mayor biomasa animal presentes en el suelo y que influyen en las propiedades físicas, químicas y biológicas, como también en la estructura del suelo. (Dominguez *et al.*, 2009).

El efecto sobre la estructura del suelo es producto de la acción de su alimentación, ya que ingieren partículas del suelo como materia orgánica, y excretan elevadas cantidades de nitrógeno, apresurando la descomposición de los residuos vegetales e incrementando la tasa de transformación de nutrientes. También produce la mineralización del carbono en el suelo, ya que contribuye a la formación de agregados estables, protegiendo al carbono de futuras o posibles descomposiciones. Otra razón, es por la actividad de las madrigueras que provocan la aireación (Ibáñez, 2011).

El crecimiento de las plantas puede ser atribuido a los beneficios que ofrecen las lombrices ya que incrementan la disponibilidad de nutrientes y agua, mejoran la

estructura del suelo, y estimulan microorganismos o formación de productos microbiales que aumentan el crecimiento de las plantas y hormonas (Ibáñez, 2011).

Asimismo, los organismos más frecuentes utilizados en pruebas ecotoxicológicas terrestres son las lombrices por su facilidad de multiplicación en laboratorio, tiempo de generación corta y manifestación de gran sensibilidad a la contaminación del suelo (Matos, 2009).

Eisenia fetida

Según Durán y Henríquez (2009) señala que *Eisenia fetida* es conocida también como “lombriz roja” o “californiana”. Su categoría taxonómica se muestra en el Tabla 2 que a continuación se describe.

Tabla 2. Categoría taxonómica de *Eisenia fetida*

Categoría	Taxón
Reino	Animalia
Filo	Anélida
Clase	Oligochaeta
Sub clase	Diplostesticulata
Orden	Opisthopora
Suborden	Lumbricina
Familia	Lumbricidae.
Género	<i>Eisenia</i>
Especie	<i>fetida</i>

Fuente: Fauna Europaea: *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) (Rota, 2013)

Entre sus características es ser hermafrodita, por lo que pueden llegar a reproducirse en grandes cantidades. Sus deposiciones contienen una gran cantidad de bacterias (2×10¹² bacterias/g) y se adapta a diversas condiciones edafoclimáticas, pero tiene un mejor

desarrollo a temperaturas de bajo de 30° C y con gran cantidad de restos agrícolas, por lo que es usada en el reciclaje de estiércoles de animales para producir abonos orgánicos y restos de cosecha para la producción de humus de lombriz (Paco *et al.*, 2012).

Por otro lado, debido a su extensa repartición mundial, la forma de reproducirse y el ciclo de vida corto, es uno de los organismos más utilizados en los ensayos ecotoxicológicos terrestres y manejo de residuos (Dominguez *et al.*, 2009; Piola, 2011).

2.4. Maíz

El maíz tiene por nombre científico *Zea mays*, cuya categorización taxonómica se muestra en la Tabla 3 que a continuación se detalla.

Tabla 3. Categoría taxonómica de *Zea mays*

Categoría	Taxón
Reino	Plantae
División	Magnoliophyta
Clase	Liliopsida
Orden	Poales
Familia	Poaceae
Género	<i>Zea</i>
Especie	<i>mays</i>

Fuente: Tropicos: *Zea mays* L. (Linnaeus, 1753) (Tropicos.org. Missouri Botanical Garden, 2018)

El desarrollo de la planta, según la FAO (1993), comprende de dos estados: la primera es la vegetativa donde los diferentes tejidos se desarrollan y se diferencian hasta que aparece la estructura de la flor, el segundo estado es la de reproducción que inicia con la fertilización de las estructuras femeninas. Su ciclo de vida aproximadamente es de un año, pero su rápido crecimiento le permite alcanzar un tallo hasta 2.5 m de altura, erguido, rígido y sólido. Puede desarrollarse en diferentes climas, altitudes hasta los 300

msnm, y latitudes ecuatoriales entre 23° norte y 23° sur desde el Ecuador (Izquierdo, 2012).

La composición mineralógica y el contenido de materia orgánica controlan la disponibilidad de los nutrientes para la planta (Avila y Pumisacho, 2019). Para el cultivo de maíz, los macroelementos necesarios son el N, P (fósforo), K, Ca, Mg, S (azufre) y los micronutrientes esenciales son B (boro), Cu, Fe, Mn, Mo y Zn (Deras *et al.*, 2014). Asimismo, el Fe total es un elemento común en el suelo, pero su fracción disponible es baja (Colombo *et al.*, 2013); interviene en el desarrollo del cloroplasto, síntesis de la clorofila y la ferredoxina (Rodríguez y Flórez, 2004), su deficiencia puede provocar clorosis provocando la disminución del rendimiento de la cosecha (Zavala *et al.*, 2011). La interacción entre las plantas, microbios y sustancias orgánicas podrían mejorar la disponibilidad del Fe soluble, el cual va a depender del potencial redox y pH (Colombo *et al.*, 2013). Por otro lado, el uso de plantas vasculares ha sido recomendadas para ensayos de fitotoxicidad, por la EPA y por la Administración de Drogas y Alimentos (FDA), ambas de EE. UU., ya que presentan una eficiente sensibilidad, en comparación con otras especies de plantas terrestres (Pentreath *et al.*, 2015).

III. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

3.1. Objetivo general

Evaluar el efecto ecotoxicológico del hierro del lodo proveniente del tratamiento DAF en desechos orgánicos de un matadero avícola, sobre la lombriz (*Eisenia fetida*) y el maíz (*Zea mays*).

3.2 Objetivos específicos

- Evaluar en condiciones de ambiente controlado, la influencia y efectos ecotoxicológico del hierro de la aplicación del lodo proveniente del tratamiento DAF en la mortalidad y el comportamiento de las lombrices (*Eisenia fetida*).
- Evaluar en condiciones de ambiente controlado, el efecto ecotoxicológico del hierro de la aplicación del lodo proveniente del tratamiento DAF en la germinación del maíz (*Zea mays*).

3.3. Hipótesis

- Ha: Si es significativo el efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF, proveniente del tratamiento de los desechos orgánicos de un matadero avícola, en la mortalidad y el comportamiento de la lombriz; y, en la germinación del maíz.
- Ho: No es significativo el efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF, proveniente del tratamiento de los desechos orgánicos de un matadero avícola, en la mortalidad y el comportamiento de la lombriz; y, en la germinación del maíz.

IV. METODOLOGÍA

El estudio se realizó en las instalaciones de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas de la Universidad Nacional Federico Villarreal [FCNM/ UNFV], ubicada en el distrito El Agustino, provincia de Lima Metropolitana, Perú; los bioensayos con lombrices se desarrollaron en Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal [LEBA] y los bioensayos con semillas de maíz en el vivero de la misma universidad.

4.1. Definición de tratamientos y repeticiones

Se determinó los rangos de las concentraciones de lodo DAF más adecuadas para ser evaluadas en los bioensayos a partir del recojo de los resultados en las pruebas preliminares en condiciones controladas, considerándose una progresión geométrica con factor de 0.5 (OCDE, 2006; EPA, 2012).

Para el bioensayo de mortalidad, las concentraciones de lodo DAF en las pruebas preliminares fueron de 3.13%, 6.25%, 12.5%, 25%, 50% y 100%, al final se estableció concentraciones que pudieran dar información útil para este estudio resultando un control más siete tratamientos que variaron del 1.56% al 6.25% de lodo DAF. Cada recipiente contuvo un total de 400 g de sustrato, según el tratamiento fue dividido la proporción de lodo DAF más la del suelo el cual se observa en la Tabla 4.

Tabla 4. Definición de tratamientos para el bioensayo de mortalidad de lombrices

Tratamiento	Lodo DAF		Suelo	
	Concentración (%)	Cantidad (g)	Concentración (%)	Cantidad (g)
C	0.00	0.00	100.00	400.00
T1	1.56	6.25	100.00	400.00
T2	2.34	9.38	100.00	400.00
T3	3.13	12.50	96.88	387.50
T4	3.91	15.63	96.09	384.38
T5	4.69	18.75	95.31	381.25
T6	5.47	21.88	94.53	378.13
T7	6.25	25.00	93.75	375.00

Para el bioensayo germinación de la semilla, las concentraciones lodo DAF en las pruebas preliminares fueron de 6.25%, 12.5%, 25%, 50% y 100%, como consecuencia se estableció concentraciones que puede brindar información útil para esta investigación, determinándose un control más 6 tratamientos cuyo rango se ajustó entre 6.25% al 21.88% de lodo DAF. Cada maceta presentó un total de 1600 g de sustrato, según el tratamiento fue dividido la proporción de lodo DAF más la del suelo tal como se observa en la Tabla 5 sus porcentajes y las cantidades.

Tabla 5. Definición de tratamiento para el bioensayo de germinación de semilla

Tratamiento	Lodo DAF		Suelo	
	Concentración (%)	Cantidad (g)	Concentración (%)	Cantidad (g)
C	0.00	0	100.00	1600
T1	6.25	100	93.75	1500
T2	9.38	150	90.63	1450
T3	12.50	200	87.50	1400
T4	15.63	250	84.38	1350
T5	18.75	300	81.25	1300
T6	21.88	350	78.13	1250

El bioensayo de mortalidad de lombriz, y el bioensayo de germinación de maíz se repitió cuatro veces para cada tratamiento. Asimismo, la unidad experimental en cada

repetición para el bioensayo de mortalidad de lombriz fue 10 unidades de lombrices, y para el Bioensayo germinación de semilla fue seis unidades de semillas.

4.2. Caracterización y acondicionamiento de las muestras

Lodo DAF

La muestra de lodo DAF se obtuvo de la planta de tratamiento DAF de un centro de beneficio de una empresa avícola, ubicada en la provincia de Huaral, Lima, Perú (11°33'21"S 77°12'18"W). Se realizó el análisis de caracterización del lodo DAF en el laboratorio de la División Agrícola de Certificaciones del Perú S.A [CERPER]. Los parámetros fisicoquímicos evaluados fueron: pH, conductividad eléctrica (CE), humedad, materia orgánica y metales: Al (aluminio), Cd, Cu, Cr, Fe, Hg (mercurio), Ni, Pb (plomo) y Zn (Anexo 1 y 3).

Suelo

El suelo usado fue obtenido del fundo agroecológico HECOSAN, ubicado en km 41 de la carretera a Canta, valle del río Chillón, Lima, Perú. Se realizó el análisis de caracterización del suelo en el laboratorio de CERPER. Los parámetros fisicoquímico-evaluados fueron: pH, CE, humedad, materia orgánica, análisis textural (arena, limo y arcilla) y metales: Al, Cd, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Pb y Zn (Anexo 2 y 4).

Previamente a las pruebas ecotoxicológicas, el suelo fue tamizado (ISO, 2008) a 3.8 mm, acondicionado en bolsas de plásticos y llevado al frízer. Se procedió a congelar y descongelar cada 48 h, repitiéndose tres veces este ciclo, con el fin de asegurar la ausencia de especímenes representantes de la macro y meso fauna (OCDE, 2006; Santos, 2015).

4.3. Obtención y acondicionamiento del material biológico

Lombrices

Las lombrices Roja Californiana (*Eisenia fetida*) fueron obtenidas del Fundo Agroecológico HECOSAN ubicado en el Distrito de Santa Rosa de Quives. La crianza de las lombrices se realizó dentro del vivero. Se acondicionaron las lombrices en cajas de madera de fruta forradas con malla mosquiteras y tapadas con el fin de evitar que otros animales traspasen e irrumpen en el proceso (Palafox *et al.*, 2012).

Las lombrices fueron alimentadas con pre-composteo a base de lecho de crianza, se colocó aproximadamente 20 kg de residuos por 1 kg de lombrices (OCDE, 1984; ISO, 2008). Siempre se suministró el mismo tipo de alimento para evitar imprecisiones en el desarrollo biológico de las lombrices (Palafox *et al.*, 2012).

Para los bioensayos se usaron *Eisenia fetida* que presentaron clitelo, se vaciaron sus intestinos colocándolas papel toalla humedecido con agua destilada durante 5 horas; luego fueron lavadas, secadas y pesadas (OCDE, 1984; Palafox *et al.*, 2012). Las lombrices seleccionadas tuvieron un rango de peso de 0.3 a 0.6 g, (OECD, 1984; ISO, 2008) y un largo de 9 a 12 (± 1) cm.

Semillas de maíz

Las semillas de *Zea mays* se obtuvieron de SAN FERNANDO S.A. el cual se encuentran registrados como productores de semillas en el Instituto Nacional de Innovación Agraria [INIA] (2019) con Numero de Registro 050-2002-AG-SENASA-DGSV.

Las semillas fueron seleccionadas según tamaño y forma, fueron elegidas las de mayor porcentaje de similitud descartándose las dañadas. Después, las semillas fueron desinfectadas mediante un baño de solución hipoclorito de sodio al 5% durante 15 min,

se lavaron con agua destilada y, por último, se colocaron en recipientes con agua destilada durante 15 min para eliminar los residuos del hipoclorito restante (Cuevas *et al.*, 2012).

4.4. Bioensayo de mortalidad de lombrices (Ensayo agudo)

Para esta prueba se usó recipientes de plástico rectangular (12 cm de ancho por 15 cm de largo por 7 cm de alto) de capacidad de 1l con sus tapas agujeradas, el cual permitió la circulación de aire dentro de los recipientes (OCDE, 1984; Palafox *et al.*, 2012). En los recipientes, se colocó suelo y lodo de acuerdo con la distribución porcentual que se señala en la Tabla 4.

La prueba tuvo una duración de 14 días, estuvo expuesta a luz continua (800 lux) con temperatura de $20^{\circ} \pm 2$ y humedad ambiental de $80\% \pm 5$. Se colocó 10 lombrices por recipiente y se reguló la humedad de los recipientes al 45 %, se midió CE y pH. Las lombrices no se alimentaron durante el tiempo que duró la prueba. A los primeros siete días, fue la primera lectura, donde se examinó: mortalidad (las lombrices que no respondieron con movimientos a los estímulos de tacto se consideraron muertas), peso húmedo de la lombrices, pH y CE. La segunda lectura fue a los 14 días, se observó: mortalidad, pH, CE, peso húmedo y seco (en estufa por 3 días a 40°C) de las lombrices y el número de cocones. Para realizar las lecturas se trasladó el contenido de cada recipiente a uno nuevo, finalizado la lectura se regresaba su contenido al contenedor original. (OCDE, 1984; Palafox *et al.*, 2012)

4.5. Bioensayo de germinación de la semilla

Para el desarrollo de la prueba, se usó macetas de plástico de polipropileno, no porosas (OCDE, 2006; EPA, 2012), con una capacidad de 2 l con dimensiones de 16 cm de alto

por 18.7 de diámetro. Se realizó seis tratamientos más un control, con cuatro repeticiones de cada uno, tal como se señala en la Tabla 5. Se consideró las recomendaciones de OCDE (2006) sobre densidad de la planta por lo que se agregó 6 semillas de maíz por contenedor, examinándose y descartándose dos semillas por lectura realizada.

La prueba tuvo una duración de 21 días, en condiciones ambientales monitoreadas (OCDE, 2006; EPA, 2012), siendo la temperatura de $20^{\circ} \pm 4$, humedad ambiental de $80\% \pm 5$ y a luz ambiental. Se reguló la humedad al 60% en las macetas según su capacidad de campo, tomándose muestras de 50 g por cada tratamiento y agregándose agua hasta observar la primera gota que caía del orificio de la base del recipiente (el volumen gastado de agua representaba así el 100% de humedad), luego se determinó la cantidad proporcional de agua a agregar a las macetas del bioensayo. Durante el bioensayo se mantuvo con un 60% de humedad, regándose interdiario la misma cantidad para cada tratamiento con la ayuda de un atomizador, el agua usada era de red de grifería reposada al aire libre el cual contenía un promedio de pH 7.5 y CE 0.8 dS/m. No se registró problemas de plagas, ni se usó fertilizantes. Se realizó las lecturas a los 7, 14 y 21 días, tomándose los datos de: porcentaje de semillas germinadas, porcentaje de necrosis, elongación de la radícula y coleóptilo, altura de la planta, números de hojas, peso húmedo y seco de la planta germinada, pH y CE.

4.6. Análisis estadístico

Los datos obtenidos de los bioensayos ecotoxicológicos pasaron por la prueba de normalidad (Shapiro - Wilk) y homogeneidad de las varianzas (Levene) para asegurar el adecuado empleo de las pruebas estadísticas paramétricas. Las medias entre grupos

fueron comparadas en base al análisis de varianza (ANOVA) y posteriormente se realizó una comparación múltiple con la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). Estos estadísticos descriptivos e inferenciales se analizaron mediante el paquete estadístico SPSS versión 25.0.

La concentración letal media CL_{50} , los límites de confianza CL_{50} inferior y CL_{50} superior al 95% fueron hallados mediante el método Probit, los cuales fueron generada de forma libre por Raj (2016) en base a una plantilla Excel.

También se analizó la relación de la mortalidad de la lombriz (*Eisenia fetida*) con los parámetros de pH y CE del tratamiento correspondiente, así como la relación de la germinación de la semilla de maíz (*Zea mays*) con el pH y CE de los tratamientos establecidos mediante la correlación de Spearman, con una confianza del 95 %.

V. RESULTADOS

Los resultados de los análisis de físico químico realizados para el lodo del tratamiento DAF se muestran en los Anexos 1 y 3 y para el suelo en los Anexos 2 y 4, dichas muestras fueron usados en los bioensayos ecotoxicológicos. Los metales analizados se compararon con la normativa peruana actual vigente tanto para el reaprovechamiento de lodos generados en las PTAR (MVCS, 2017) y los Estándares de Calidad Ambiental para suelo (MINAM, 2017) mostrados en el Anexo 19 observándose dentro del límite permitido.

5.1. Bioensayo de mortalidad de lombrices (Ensayo agudo)

Los resultados de los parámetros evaluados sobre las lombrices por promedio de cada tratamiento se observan en la Tabla 6. El porcentaje de mortalidad en las lombrices a los siete días se observa diferencias significativas en el último tratamiento T7 (6.25%) con respecto al control, y a los 14 días, se observa diferencias significativas entre el control y los tratamientos T6 (5.47%) y T7 (6.25%) mostrando 62.5% y 100% de mortalidad, respectivamente. Asimismo, la concentración más alta donde el lodo DAF no causó un efecto estadísticamente significativo es en el T5 (4.69%) denominado también NOEC y la concentración donde el efecto observado más bajo fue en T6 (5.47%) llamado LOEC, hallándose la CL_{50} al 5.21% de lodo DAF. Se observa que a mayor concentración de lodo DAF mayor porcentaje de mortalidad de las lombrices (Figura 1).

Tabla 6. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en *el bioensayo de mortalidad con lombriz (Eisenia fetida)*.

Tratamiento (Concentración %)	0 días		7 días		14 días		
	Peso Húmedo (g)	Mortalidad (%)	Peso húmedo (g)	Mortalidad (%)	Peso Húmedo (g)	Peso Seco (g)	Nº Cocones
C (0)	4.26a(±0.13)	0a(±0)	4.33bc(±0.25)	0a(±0)	3.20a(±0.17)	0.90a(±0.15)	0a(±0)
T1 (1.56)	4.08a(±0.19)	0a(±0)	5.04de(±0.16)	0a(±0)	3.25a(±0.08)	0.99a(±0.02)	10d(±0.81)
T2 (2.34)	4.14a(±0.16)	0a(±0)	5.74f(±0.28)	0a (±0)	3.4a(±0.89)	1.05a(±0.09)	6c(±0.81)
T3 (3.13)	3.87a(±0.07)	0a(±0)	4.58bcd(±0.41)	0a(±0)	3.06a(±0.61)	0.84a(±0.21)	2.75b(±0.5)
T4 (3.91)	4.13a(±0.25)	0a(±0)	5.32ef(±0.32)	2.5a(±5)	3.74a(±0.51)	1.06a(±0.22)	0a(±0)
T5 (4.69)	4.05a(±0.22)	0a(±0)	4.93cde(±0.22)	0a(±0)	3.43a(±0.34)	1.08a(±0.16)	0a(±0)
T6 (5.47)	4.03a(±0.20)	2.5a(±5)	4.00b(±0.12)	62.5b(±26.2)	0.91b(±0.64)	0.22b(±0.15)	0a(±0)
T7 (6.25)	4.26a(±0.15)	37.5b(±9.57)	1.87a(±0.26)	100c(±0)	0b(±0)	0b(±0)	0a(±0)
CL ₅₀		6,414		5.219			N.D.
CL ₅₀ superior		6,797		5.604			N.D.
CL ₅₀ inferior		6,053		4.860			N.D.
NOEC		5.47	<1,56	4.69	4.69	4.69	N.D.
LOEC		6.25	1.56	5.47	5.47	5.47	N.D.
Shapiro- Wilk	0.059	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Levene	0.717	0.000	0.400	0.000	0.023	0.040	0.042

(N.D.) No determinado; letras minúsculas iguales en una misma columna según la prueba de Tukey indican que los promedios son estadísticamente igual ($p > 0.05$); (±) Desviación estándar; (CL₅₀) Concentración letal media; (NOEC) Concentración máxima hasta donde no se observan efectos negativos respecto al control; (LOEC) Concentración mínima donde se observan efectos negativos respecto al control; (Shapiro -Wilk) Valor de significancia para la prueba normalidad ($p > 0.05$); (Levene) Valor de significancia para la prueba de homogeneidad de varianzas ($p > 0.05$).

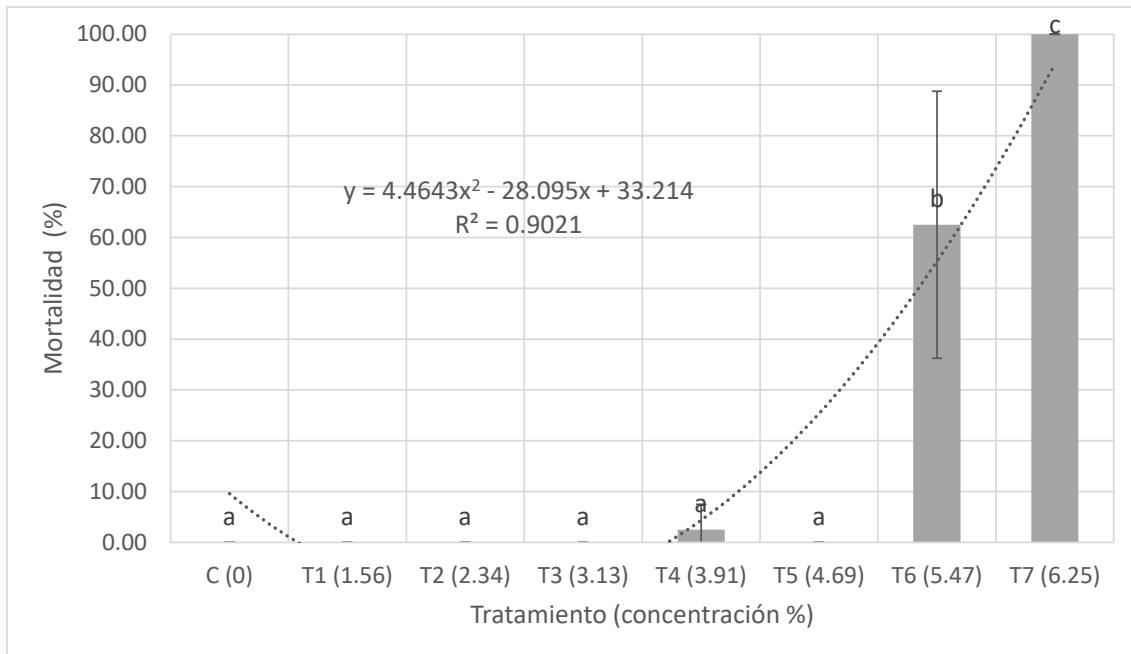


Figura 1. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la mortalidad y en la ecuación de regresión lineal de la lombriz (*Eisenia fetida*) a los 14 días de exposición.

El peso húmedo en 0 días se observa que no hay diferencias significativas entre todos los tratamientos y el control. A los siete días (Figura 2), se observaron las diferencias entre el control y los otros tratamientos, del T1 (1.56%) al T4 (3.91%) se evidenció un incremento de peso húmedo, el T5 (4.69%) se observó una ligera diferencia de incremento de peso, y en el T6 (5.47%) una disminución significativa en el peso. Mientras que, a los 14 días, tanto para al peso húmedo (Figura 3) y peso seco (Figura 4) de las lombrices se encontraron diferencias respecto al control y con los tratamientos T6 (5.47%) y T7(6.25%), mostrándose un NOEC al 4.69% y un LOEC al 5.47% para los dos parámetros.

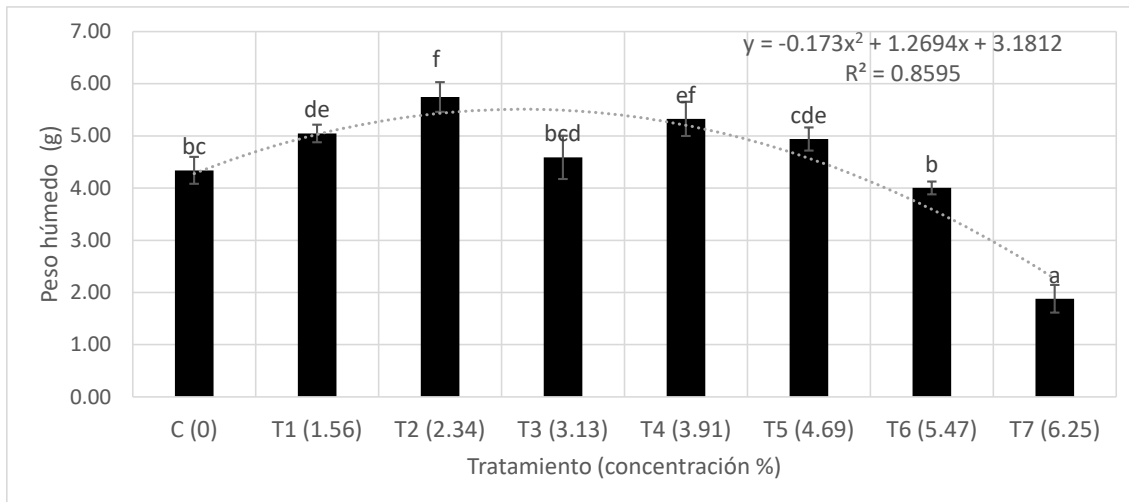


Figura 2. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en los pesos húmedos y en la ecuación de regresión cuadrática de la lombriz (*Eisenia fetida*) a los 7 días de exposición.

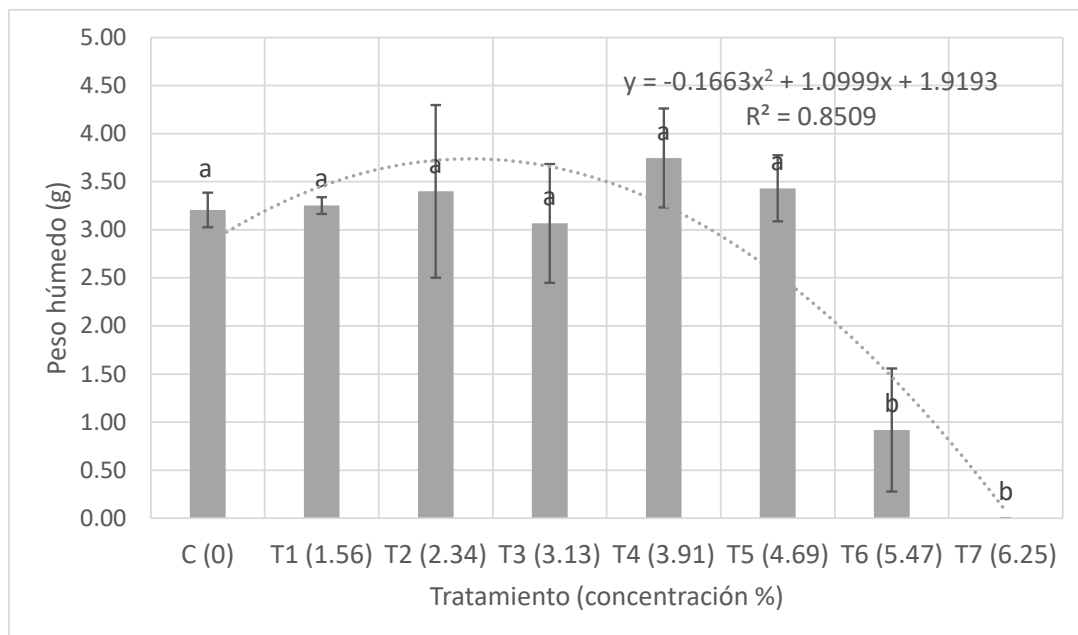


Figura 3. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en los pesos húmedos y en la ecuación de regresión cuadrática de la lombriz (*Eisenia fetida*) a los 14 días de exposición.

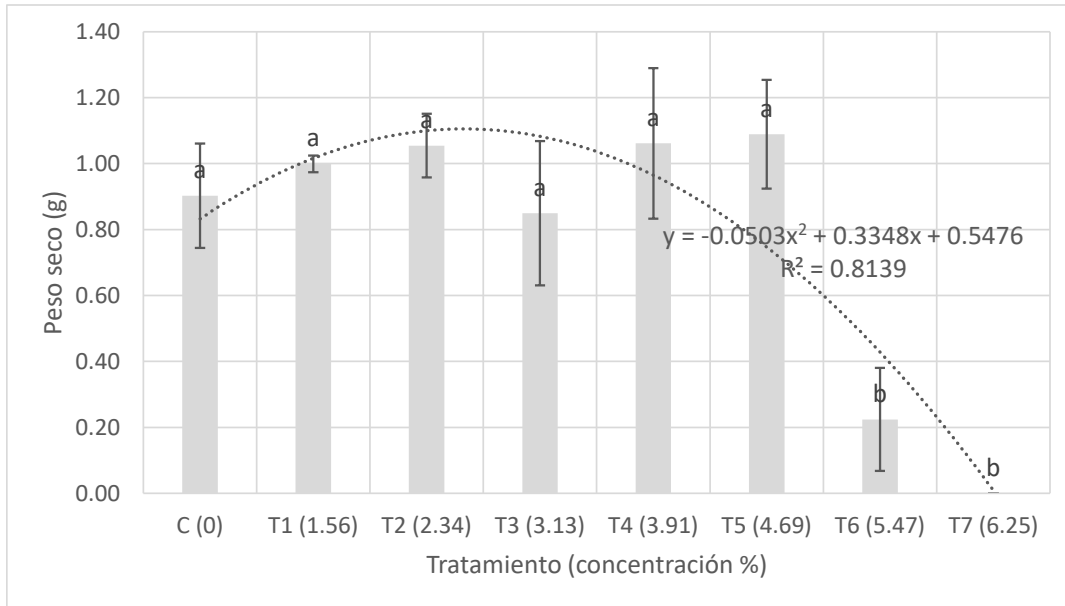


Figura 4. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en los pesos secos y en la ecuación de regresión cuadrática de la lombriz (*Eisenia fetida*) a los 14 días de exposición.

En los cocones se encontró diferencias significativas entre el control y los tres primeros tratamientos: T1 (1.56%), T2 (2.34%) y T3 (3.13%); observándose en estos tres tratamientos presencia de cocones como se muestra en la Figura 5.

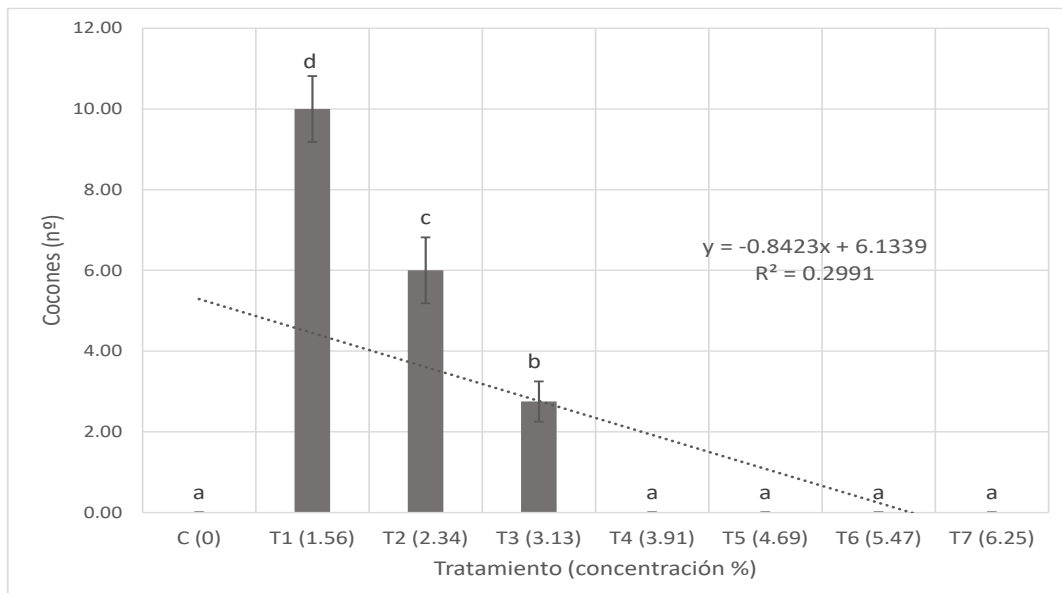


Figura 5. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en los cocones y en la ecuación de regresión lineal de la lombriz (*Eisenia fetida*) a los 14 días de exposición.

Respecto a los parámetros pH y CE, los resultados promedios se muestran en la Tabla 7.

El pH para los días 0 y 7 se observa diferencias significativas entre los tratamientos y el control; para los 14 días, se observa que no hay diferencias entre el control y los tratamientos T1 (1.56%) y T2 (2.34%), pero si hay diferencia significativa entre el control y los tratamientos T3 (3.13%), T4 (3.91%), T5 (4.69%), T6 (5.47%) y T7 (6,25%). Asimismo, en los días 0, 7 y 14, como se observa en la Figura 6, la variación es de un pH relativamente neutro a un pH relativamente ácido, en otras palabras, desciende gradualmente a medida que se aumentaba la concentración de lodo DAF. Igualmente, se evidencia que los pH más bajos fueron los de mayor porcentaje de mortalidad de las lombrices.

Tabla 7. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el pH y Conductividad Eléctrica *del bioensayo de mortalidad con lombriz (Eisenia fetida).*

Tratamiento (concentración %)	0 días		7 días		14 días	
	pH	CE (dS/m)	pH	CE (dS/m)	pH	CE (dS/m)
C (0)	7.59a(±0.10)	0.26a(±0.03)	7.07a(±0.04)	0.63a(±0.28)	6.55a(±0.28)	0.42a(±0.07)
T1 (1.56)	7.10bc(±0.18)	0.72b(±0.02)	6.76b(±0.11)	0.95ab(±0.09)	6.3ab(±0.09)	1.28ab(±0.02)
T2 (2.34)	7.18b(±0.11)	0.88b(±0.06)	6.39c(±0.02)	0.96ab(±0.18)	6.06abc(±0.20)	1.23ab(±0.21)
T3 (3.13)	7.22b(±0.09)	1.04c(±0.07)	6.26c(±0.19)	0.95ab(±0.00)	5.78bcd(±0.24)	1.56b(±0.76)
T4 (3.91)	7.02bcd(±0.10)	1.18cd(±0.11)	5.72d(±0.17)	1.15bc(±0.01)	5.76bcd(±0.29)	1.33b(±0.27)
T5 (4.69)	6.91cd(±0.10)	1.28de(±0.07)	5.33e(±0.05)	1.23bc(±0.03)	5.49cde(±0.23)	1.53b(±0.33)
T6 (5.47)	6.82d(±0.06)	1.35e(±0.05)	5.35e(±0.04)	1.37c(±0.04)	5.25de(±0.16)	1.58b(±0.34)
T7 (6.25)	6.79d(±0.09)	1.55f(±0.04)	5.27e(±0.06)	1.46c(±0.18)	4.92e(±0.36)	1.71b(±0.42)
Shapiro- Wilk	0.11	0.04	0.002	0.48	0.87	0.23
Levene	0.80	0.31	0.03	0.01	0.42	0.01

(pH) Potencia de hidrógeno; (CE) Conductividad eléctrica; Letras minúsculas iguales en una misma columna según la prueba de Tukey indican que los promedios son estadísticamente igual ($p > 0.05$); (±) Desviación estándar; (Shapiro -Wilk) Valor de significancia para la prueba normalidad ($p > 0.05$); (Levene) Valor de significancia para la prueba de homogeneidad de varianzas ($p > 0.05$).

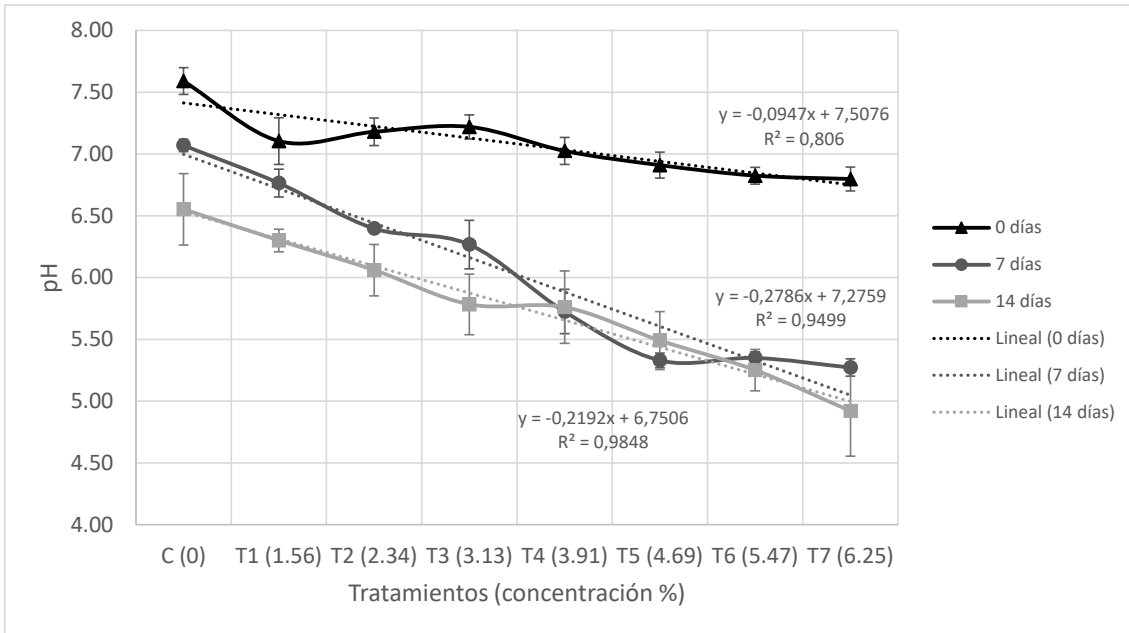


Figura 6. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el pH y en la regresión lineal de la lombriz (*Eisenia fetida*).

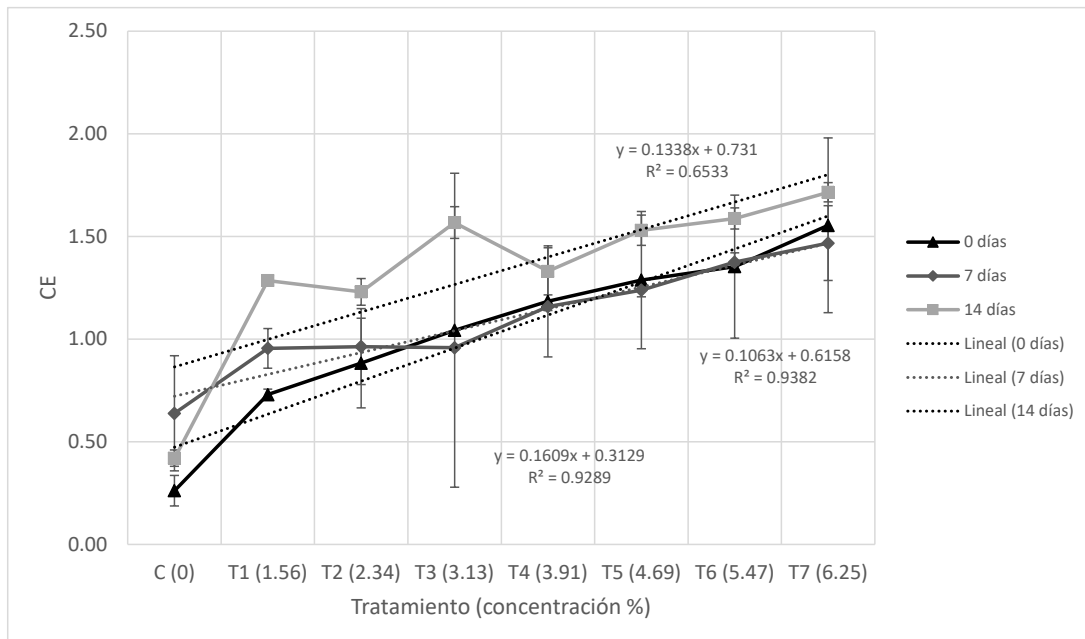


Figura 7. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la Conductividad Eléctrica y en la regresión lineal de la lombriz (*Eisenia fetida*).

La CE para los 0, 7 y 14 días se observa diferencias entre el control y los tratamientos. A los 7 días de evaluación se observó diferencias significativas a partir del tratamiento T4 (3.91%), y en el día 14 a partir del tratamiento T3 (3.13%). Se observa la tendencia de aumento de la CE a medida que aumentaron las concentraciones del lodo DAF.

La correlación de Spearman determinó si existe una relación entre la mortalidad de la lombriz y los parámetros de pH y conductividad eléctrica. Entre la mortalidad de la lombriz y el pH se obtuvo una buena correlación negativa y entre la mortalidad de la lombriz y CE se observó una moderada correlación positiva (Tabla 8). En la Figura 8, se observa la gráfica de correlación entre mortalidad de la lombriz y el pH; asimismo, en la Figura 9 la gráfica de correlación entre la mortalidad de la lombriz y CE ambos a los 14 días de exposición.

Tabla 8. Análisis de correlación de Spearman entre mortalidad de lombriz (*Eisenia fetida*) y los parámetros de pH y Conductividad Eléctrica a los 14 días de exposición.

	Mortalidad (%)	
	r	p
pH	-0.72**	0
CE (dS/cm)	0.45**	0.009

(pH) Potencia de hidrógeno; (CE) Conductividad eléctrica; (r) Coeficiente de correlación de Spearman; (**) La correlación es significativa en el nivel 0.01 (bilateral); (p) nivel de significancia ($p > 0.05$).

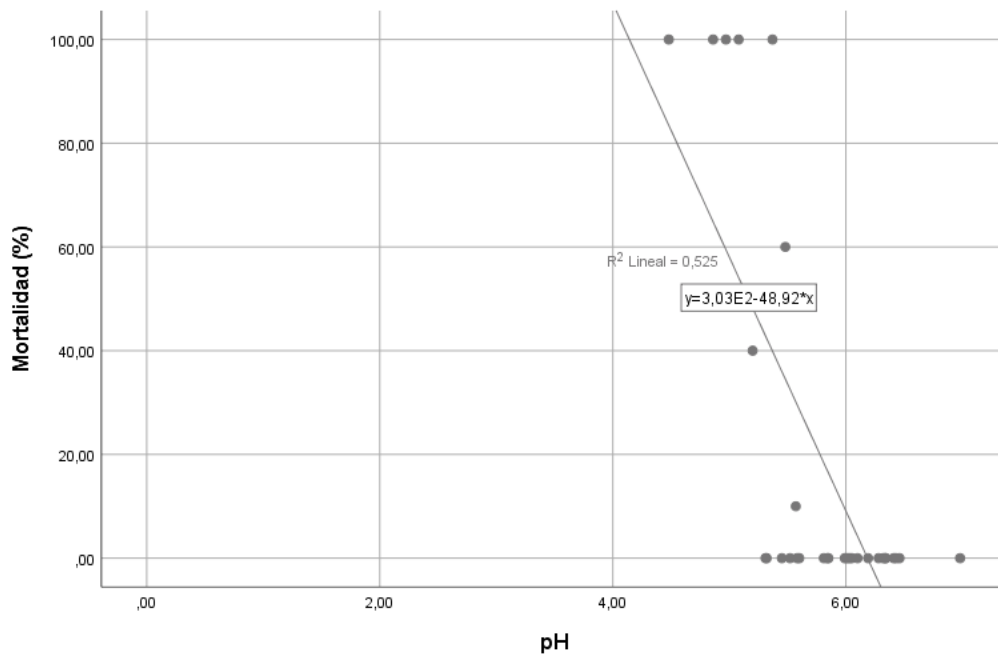


Figura 8. Correlación entre Spearman entre mortalidad de la lombriz (*Eisenia fetida*) y pH a los 14 días de exposición

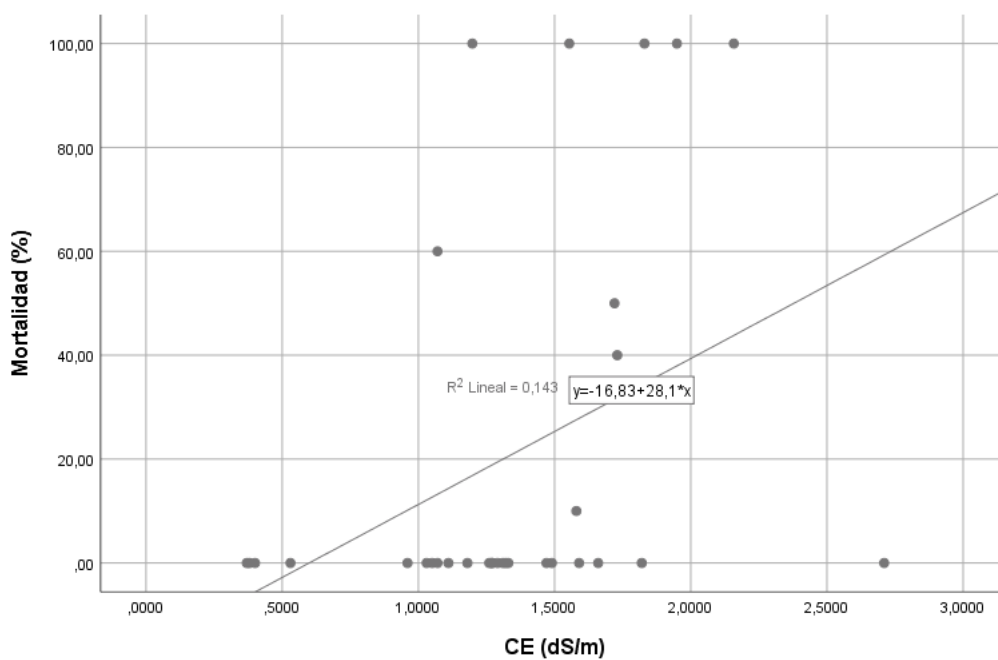


Figura 9. Correlación entre Spearman entre mortalidad de la lombriz (*Eisenia fetida*) y Conductividad eléctrica a los 14 días de exposición

5.2. Bioensayo de germinación de la semilla de maíz

En tabla 9 se observa los parámetros evaluados en la germinación de semilla de *Zea mays*. El porcentaje de germinación presentó diferencias significativas a partir del tratamiento T3 (12.5%) hacia T6 (21.88%) respecto al control, siendo la concentración inhibitoria media (CI50) hallada por el método Probit de 11.1%. En la Figura 10 se muestra una tendencia de disminución de la germinación a medida que aumenta la concentración del lodo DAF en las diferentes fechas de lectura.

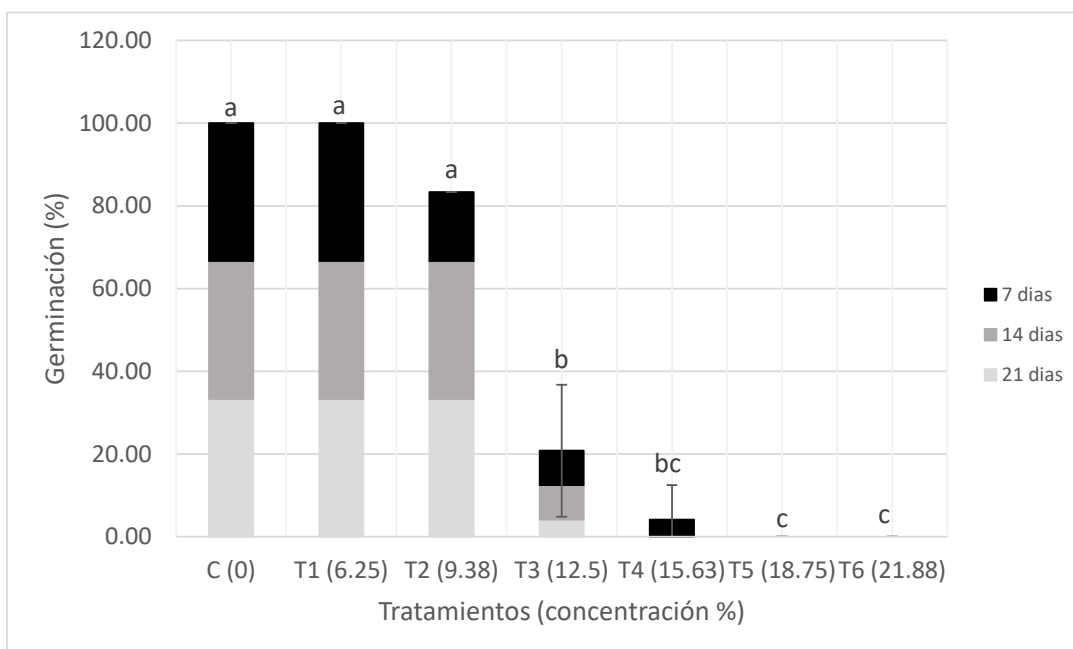


Figura 10. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la acumulación de semillas germinadas (*Zea mays*).

Tabla 9. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el bioensayo de la semilla de maíz (*Zea mays*).

Tratamiento (concentración %)	21 días							
	*Germinadas (%)	Necrosis (%)	Radícula (cm)	Coleóptilo (cm)	Altura (cm)	N° hojas	Peso húmedo (gr)	Peso seco (gr)
C (0)	100a(±0)	0a(±0)	20.5a(±3.27)	5.08a(±0.55)	20.6a(±0.38)	4.5a(±0.40)	2.45a(±0.48)	0.57a(±0.08)
T1 (6.25)	100a(±0)	0a(±0)	6.91b(±1.28)	3.82b(±0.82)	10.6b(±2.70)	3b(±0,70)	0.88b(±0.20)	0.24b(±0.02)
T2 (9.38)	83.3a(±0)	0a(±0)	3.12c(±1.01)	3.6b(±0.56)	6.83c(±2.49)	2c(±0.40)	0.70bc(±0.17)	0.19b(±0.04)
T3 (12.5)	20.8b(±15.9)	0a(±0)	0.06c(±0.12)	0.37c(±0.75)	0.56d(±1.12)	0.12d(±0.25)	0.36cd(±0.03)	0.16b(±0.01)
T4 (15.63)	4.16bc(±8.33)	50b(±40.8)	0c(±0)	0c(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0c(±0)
T5 (18.75)	0c(±0)	75bc(±28,8)	0c(±0)	0c(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0c(±0)
T6 (21.88)	0c(±0)	100c(±0)	0c(±0)	0c(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0c(±0)
Cl ₅₀	11.10	15.63						
Cl ₅₀ superior	12.32	17.50						
Cl ₅₀ inferior	9.99	13.96						
NOEC	9.38	12.50	<6.25	<6,25	<6,25	<6,25	<6,25	<6,25
LOEC	12.5	15.63	6.25	6.25	6.25	6.25	6.25	6.25
Shapiro- Wilk	0	0	0	0	0	0	0	0
Levene	0	0.003	0.009	0.01	0	0.037	0	0

(*) Promedio acumulado del % semillas germinadas; letras minúsculas iguales en una misma columna según la prueba de Tukey indican que los promedios son estadísticamente igual ($p > 0.05$) (\pm) Desviación estándar; (Cl₅₀) Concentración inhibitoria media; (NOEC) Concentración máxima hasta donde no se observan efectos negativos respecto al control; (LOEC) concentración mínima donde se observan efectos negativos respecto al control; (Shapiro -Wilk) Valor de significancia para la prueba normalidad ($p > 0.05$); (Levene) Valor de significancia para la prueba de homogeneidad de varianzas ($p > 0.05$).

A los 21 días, respecto al porcentaje de necrosis, no se encontró diferencias significativas entre el control y los primeros 3 tratamiento; sin embargo, las diferencias significativas se dieron a partir del tratamiento T4 (15.63%) manifestándose con un 50%, y en T6 (21.88%) con un 100% de necrosis. El porcentaje de necrosis en la semilla se acentúa a partir del T4 (15.63%) observándose un incremento a mayores concentraciones de lodo DAF.

Los parámetros de radícula, coleóptilo, altura, número de hojas, peso húmedo y peso seco presentan diferencias significativas entre el tratamiento Control y el tratamiento T1 (6.25%) en adelante, observándose una disminución de tamaño, peso y numero de hojas a medida que se aumenta la proporción de lodo DAF (Figura 11 al 16).

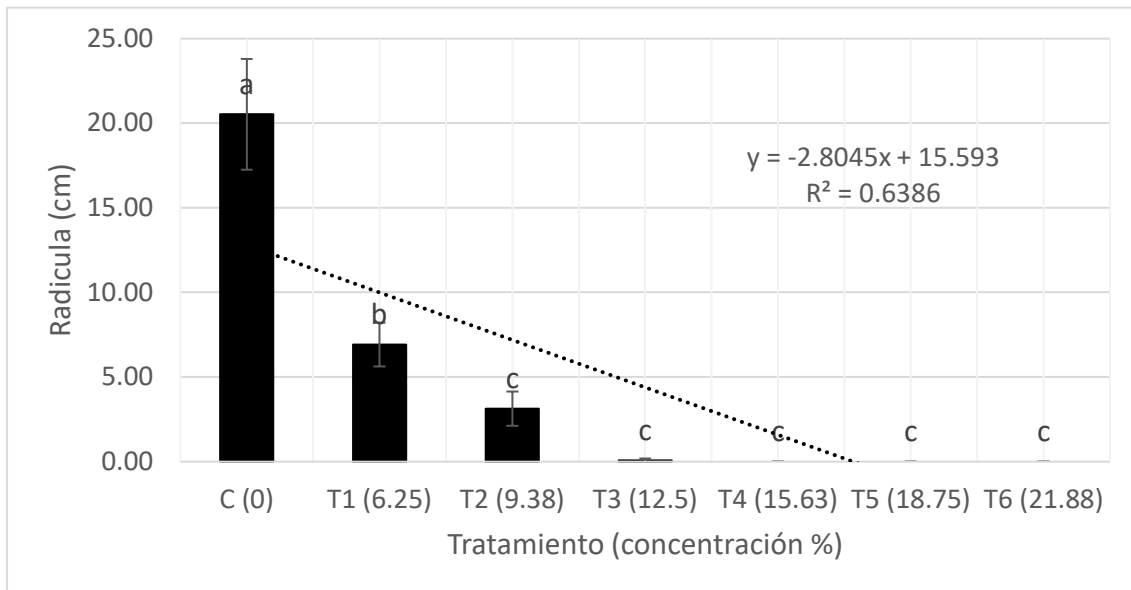


Figura 11. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la radícula y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición.

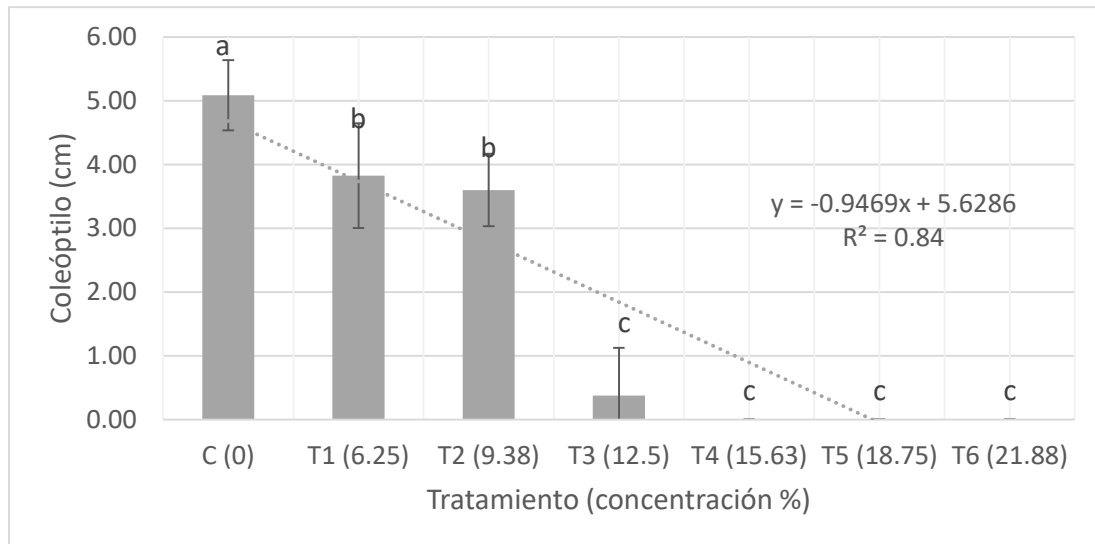


Figura 12. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el coleóptilo y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición.

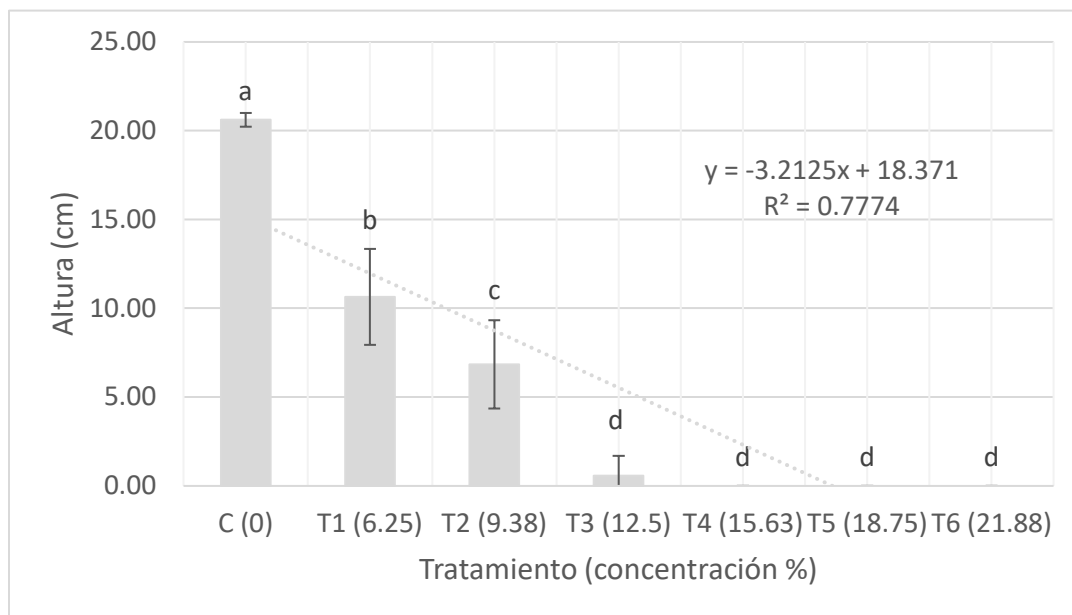


Figura 13. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la altura y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición.

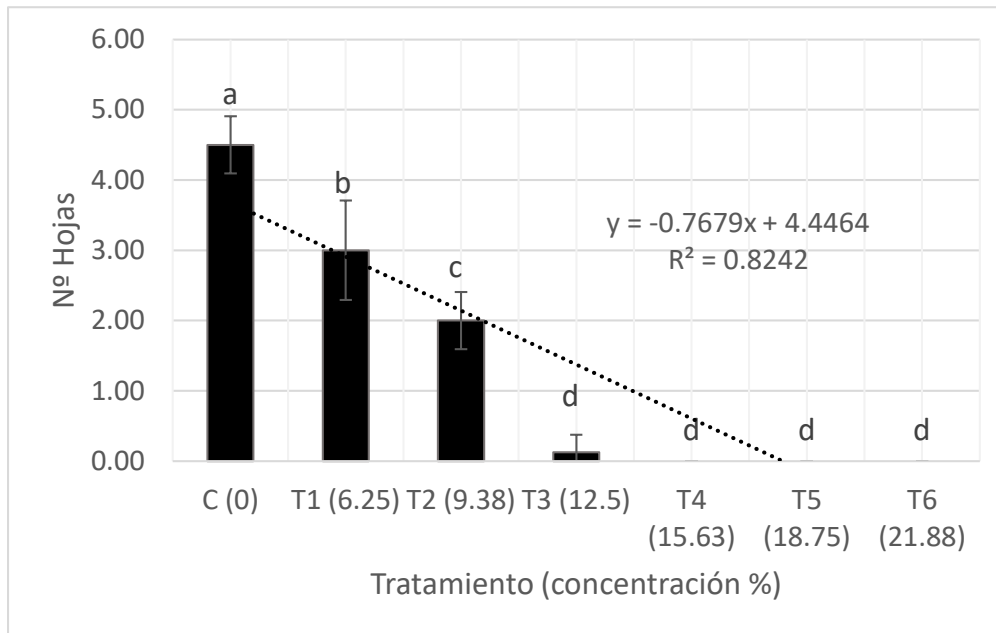


Figura 14. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el número de hojas y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición.

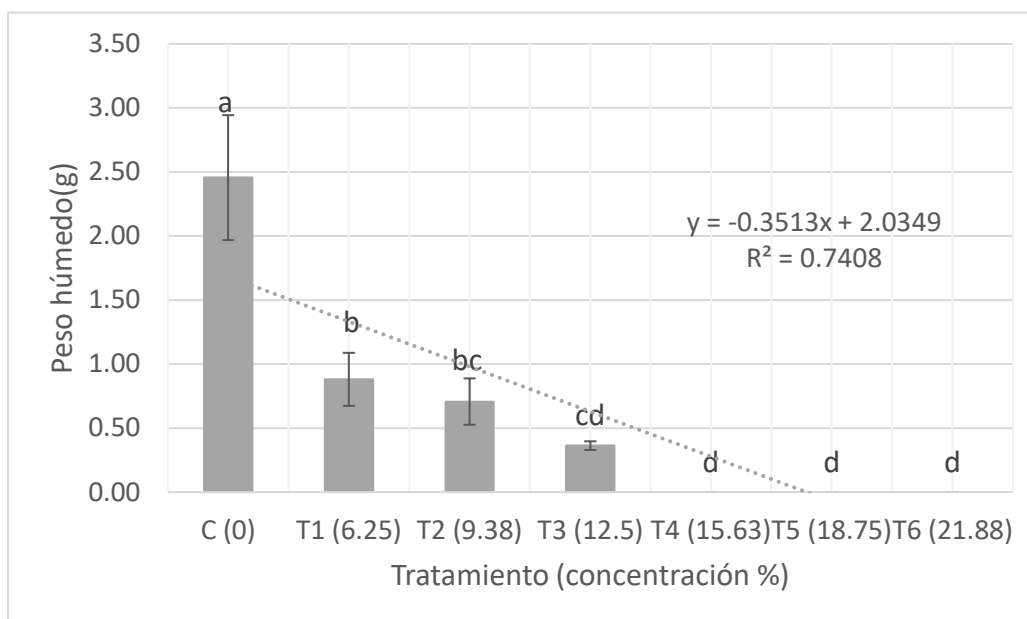


Figura 15. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el peso húmedo y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición.

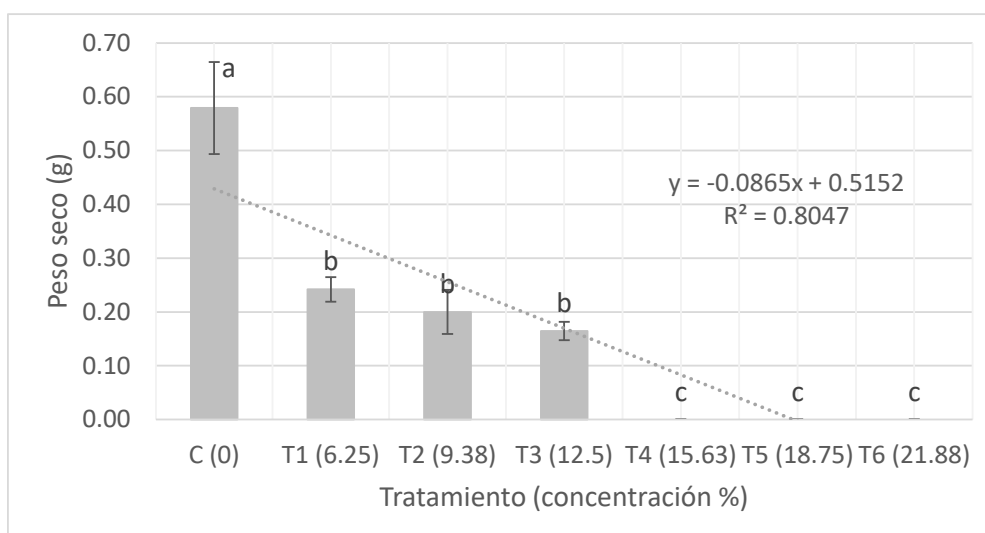


Figura 16. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el peso seco y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*) a los 21 días de exposición.

Tabla 10. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el pH y Conductividad eléctrica del bioensayo de germinación de la semilla (*Zea mays*).

Tratamiento (concentración %)	21 días	
	pH	CE (dS/m)
C (0)	6,22bc(±0,24)	0,24a(±0,08)
T1 (6.25)	5,98ab(±0,34)	2,36de(±0,22)
T2 (9.38)	5,73ab(±0,19)	2,93e(±0,69)
T3 (12.5)	5,52a(±0,32)	2,17cde(±0,50)
T4 (15.63)	6,82cd(±0,29)	1,79bcd(±0,31)
T5 (18.75)	7,27de(±0,29)	1,53bcd(±0,31)
T6 (21.88)	7,72e(±0,32)	1,08ab(±0,24)
Shapiro- Wilk	0.18	0.55
Levene	0.96	0.07

(pH) Potencial de hidrógeno; (CE) Conductividad eléctrica; Letras minúsculas iguales en una misma columna según la prueba de Tukey indican que los promedios son estadísticamente igual ($p > 0.05$); (\pm) Desviación estándar; (Shapiro -Wilk) Valor de significancia para la prueba normalidad ($p > 0.05$); (Levene) Valor de significancia para la prueba de homogeneidad de varianzas ($p > 0.05$).

Los parámetros de pH y CE a los 21 días se muestran en la Tabla 10. Se observa normalidad y homogeneidad de varianzas para pH y CE. Se distingue una ligera similitud del pH entre el control y los tratamientos T1 (6.25%) y T2 (9.38%). El control en comparación con los tratamientos T4 (15.63%), T5 (18.75%), T6 (21.88%) el pH resulta

ser menor (Figura 17). Asimismo, se observa un ligero incremento de CE en comparación entre el control y los demás tratamientos (Figura 18).

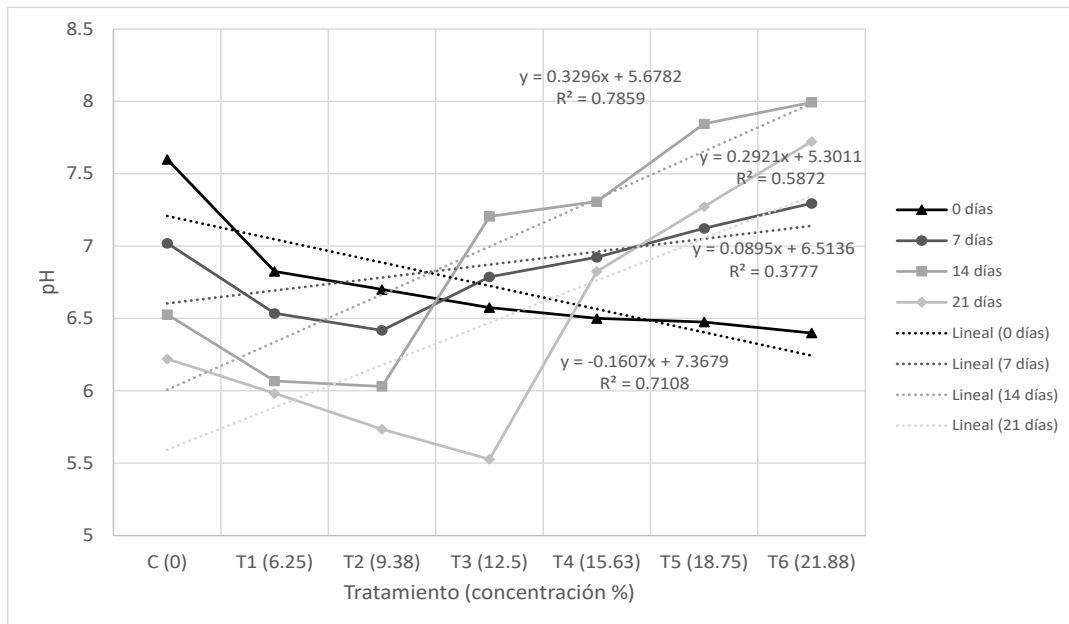


Figura 17. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en el pH y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*).

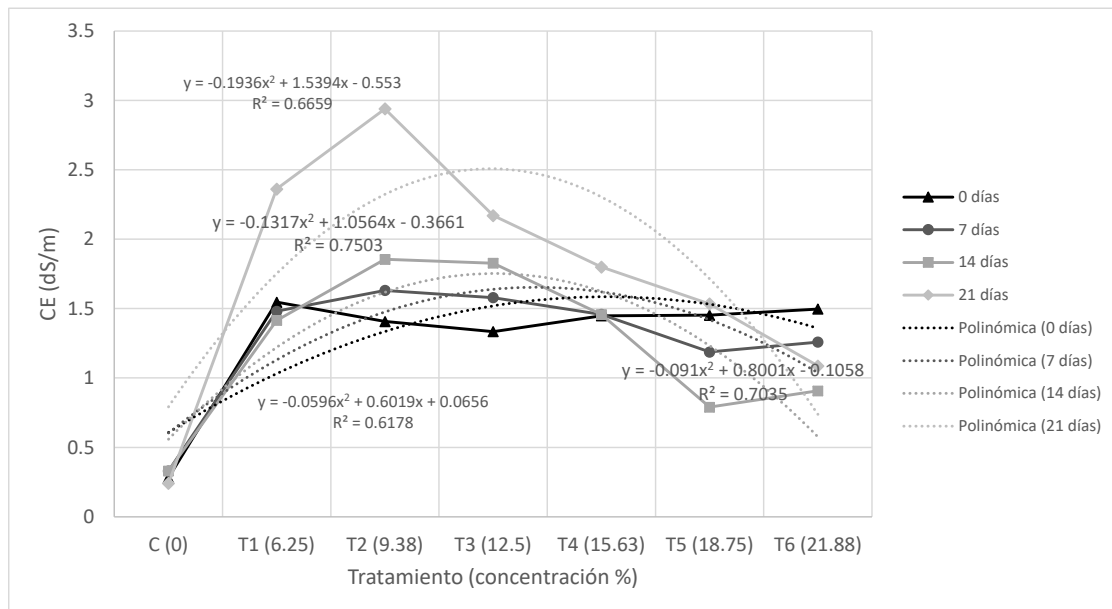


Figura 18. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la Conductividad Eléctrica el pH y en la regresión lineal de la semilla de maíz (*Zea mays*).

Los resultados de la correlación usada en la germinación de maíz a los 21 días de exposición para el pH revelan una moderada correlación negativa y para la CE una muy escasa correlación (Tabla 11), sus graficas se muestran en la Figura 19 y 20 respectivamente.

Tabla 11. Análisis de correlación de Spearman entre germinación de semilla de maíz (*Zea mays*) y los parámetros pH y Conductividad Eléctrica a los 21 días de exposición.

	Germinación (%)	
	r	p
pH	-0.57**	0.001
CE (dS/cm)	0.11	0.58

(pH) Potencia de hidrógeno; (CE) Conductividad eléctrica; (r) Coeficiente de correlación de Spearman; (**) La correlación es significativa en el nivel 0.01 (bilateral); (p) nivel de significancia ($p > 0.05$).

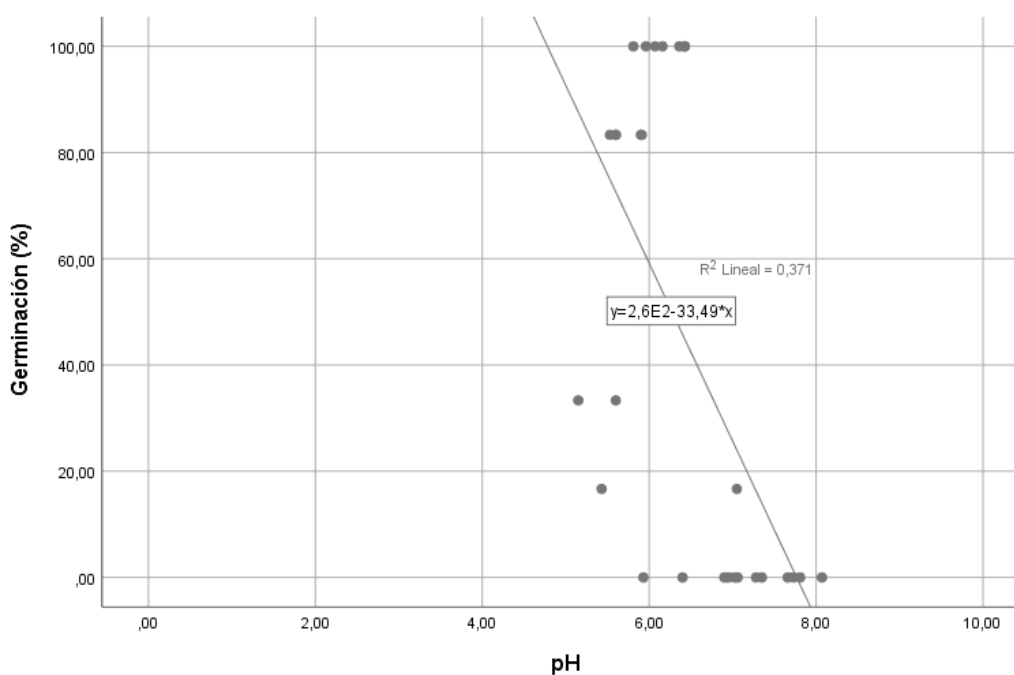


Figura 19. Correlación entre Spearman entre germinación de la semilla (*Zea mays*) y pH a los 14 días de exposición

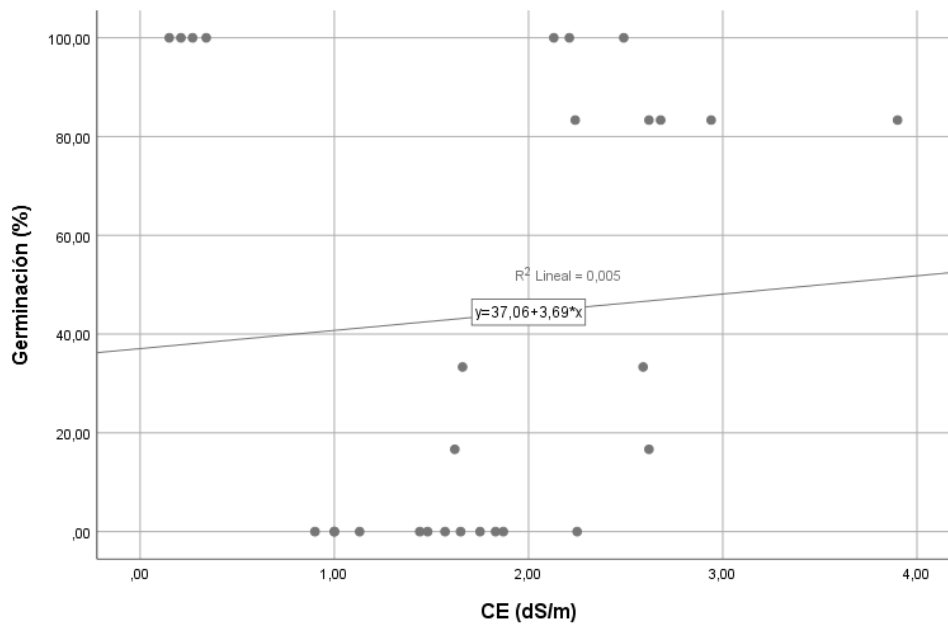


Figura 20. Correlación entre Spearman entre germinación de la semilla (*Zea mays*) y Conductividad eléctrica a los 14 días de exposición

VI. DISCUSIÓN

6.1. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo proveniente del tratamiento DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la lombriz (*Eisenia fetida*)

Se encontró que el lodo DAF a altas concentraciones produce mayor porcentaje de mortalidad en *Eisenia fetida*, como es el caso de Solis-Mejia *et al.* (2012) donde trabajaron con mezclas de lodos de depuradora y estiércol de vaca vermicompostados con *Eisenia fetida*, observaron que la lombriz no sobrevive en lodos de depuradora al 95% de concentración. Por otra parte, Ramires *et al.* (2020) determinaron los efectos ecotoxicológicos y enzimáticos de cuatro desechos de matadero de cerdos: frescos (PAWf), compostaje aireado (PAWa), compostaje natural (PAWn) y vermicompostaje (PAWv) sobre *E. andrei*, a los 14 días de exposición, encontraron mortalidad: 100% en PAWa y PAWn, 20% en PAWf y 10% en PAWv. Cabe mencionar, que para este estudio resultó ser a partir del tratamiento T6 con una concentración del 5.47% de lodo DAF es donde se observó un 62.5% de mortalidad de lombrices (Figura 1).

De acuerdo con Ramires *et al.* (2020), la toxicidad de los lodos puede ser variable debido a diferentes factores como la complejidad de los compuestos presentes en los lodos (material en descomposición), sensibilidad de los organismos o biodisponibilidad de determinadas sustancias, ya que incluso si se tiene interacción con metales podría provocar la mortalidad, interferir en el peso u otro comportamiento. Sugumar *et al.* (2020) percibieron que los metales se bioacumulan en el tejido de la lombriz *Eudrilus eugeniae* debido a un amplio rango de concentraciones de estas (Cd, Cu, Mn, Fe y Zn), reduciéndose los metales en el vermicompost probado. Para Latifi *et al.* (2019) al evaluar la acumulación de metales pesados en las muestras, las lombrices de tierra mantienen

el mismo perfil que la concentración media de metales pesados de su medio - suelo; asimismo, esta acumulación va a depender de las interacciones fisicoquímicas que hay en el medio. Los microorganismos del tracto digestivo de la lombriz son los que degradan los desechos produciendo cambios químicos donde fracciones orgánicas se convierten en formas solubles más disponibles para los organismos (Edwards y Bohlen, 1996) como también fracciones de metales pesados (Dedeke *et al.*, 2016) justificándose la acumulación de los metales y quizás la muerte de las lombrices.

Asimismo, El-Temsah y Joner (2012) en su investigación del efecto ecotoxicológico del hierro con valencia cero (nanopartícula usado para remediar suelos y acuíferos) sobre lombriz *Eisenia fetida* y *Lumbricus rubellus*, evaluaron en forma fresca (Fe con valencia 0) y envejecida (Fe oxidado +2) el hierro, encontraron que dosis mayores o iguales 500 mg/kg de Fe de valencia cero producen efectos agudos sobre dichas lombrices, si bien en este estudio las concentraciones del Fe en suelo fueron de 19636 mg/Kg (Anexo 4) y en lodo DAF de 13302 mg/Kg (Anexo 3), El-Temsah y Joner (2012) y Phenrat *et al.* (2009) señalan que Fe con valencia 0 cuando entra en contacto con el suelo, este se oxida al pasar el tiempo reduciendo su toxicidad.

Por otro lado, Zhang *et al.* (2019) sugirieron que es necesario investigar las enmiendas, debido a que su estudio con biocarbón encontraron que el peso promedio de las lombrices vivas aumentó significativamente cuando se aplicó 1-3% de biocarbón, pero al 10% observó una disminución significativa en el peso, interpretando que un uso excesivo de biocarbón podría reducir el acceso a los alimentos y disponibilidad de nutrientes; por lo que podría justificarse lo ocurrido en el día 7 del presente estudio, el cual aumentó significativamente el peso húmedo (Figura 2) de los tratamientos T1

(1.56%) al T4 (3.91%), con un leve aumento en T5(4.69%) y una disminución para el T6(5.47%).

Para cada tratamiento, el peso húmedo de las lombrices de tierra aumentó a los 7 días (Figura 2) y luego disminuyó a los 14 días (Figura 3). Similar variación se observó en Li *et al.* (2020) en su estudio sobre el efecto de Exceso de lodo activado (EAS) en el vermicompostaje de Desecho de Frutas y Verduras (FVW) donde en un primer periodo el peso de las lombrices aumentó y luego gradualmente disminuyó al final del vermicompostaje; la ganancia de peso lo atribuyeron con la adición de EAS el cual mejoraba la calidad bioquímica del sustrato; pero la disminución del peso podría deberse al envejecimientos del sustrato (Suthar *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2020) o falta de materia orgánica como alimento (Contreras *et al.*, 2009; Gupta y Garg, 2008).

Asimismo, en el día 14, tanto en el peso húmedo y el seco no se encontró diferencias significativas entre el control y los tratamientos T1 (1.56%) al T5 (4.69%), pero si entre el control y los tratamientos T6 (5.47%) y T7 (6.25%) por ser los tratamientos donde hubo mayor porcentaje de mortalidad de lombrices), el cual se podría atribuir a que las lombrices extraen suficiente alimento del suelo para sobrevivir incluso en condiciones adversas (Munnoli *et al.*, 2010).

La mayoría de las lombrices producen cocones cuando el habitat es adecuado (Edwards y Bohlen, 1996). Incluso El-Temseh y Joneer (2012), hallaron que las lombrices prefirieron el suelo enmendado a bajas concentraciones de hierro de valencia cero sobre el control sin enmendarse. De forma similar, en esta investigación se observa que, en los tratamientos T1(1.56%), T2(2.34%) y T3(3.13%) (Figura 5) siendo concentraciones de lodo DAF muy bajas se producen cocones; sin embargo, en el control no se visualizaron.

Por lo que se puede inferir que el suelo usado como control no promueve la formación de cocones, pero cuando se agrega concentraciones muy bajas de lodo DAF si impulsa.

Los resultados evidencian la acidificación del pH, tanto al pasar el tiempo como por el aumento de las concentraciones de lodo DAF (Figura 6). La disminución del pH puede deberse a la bioconversión de lo orgánico a ácidos orgánicos y la transformación de nitrógeno orgánico y fosforo en nitritos o nitratos y ortofosfatos que sucede en los intestinos de las lombrices (Yang *et al.*, 2013). Paralelamente, El Gharmali *et al.* (2002) mencionaron que la disminución del pH puede provocar el aumento de la movilidad de metales.

Asimismo, la CE aumentó en los diferentes tratamientos a comparación del control, resultados similares se dieron en los estudios Ebong *et al.* (2020) y Chukwu y Anuchi (2016), lo cual lo atribuyeron a la baja capacidad de intercambio catiónico del suelo de control y las variaciones en la velocidad a la que se forman los complejos de la materia orgánica. El aumento de CE entre semanas (Figura 7) podría deberse a la liberación de iones inorgánicos y sales solubles, como fosfato, amonio y nitrato (He *et al.*, 2016) generados durante la ingestión y excreción por las lombrices de tierra (Solis-Mejia *et al.*, 2012). Incluso, He *et al.* (2016) señalaron que la bioacumulación de los metales en el tejido de las lombrices por absorción cutánea y las sobrecargadas metálicas tienden a descomponer los tejidos de las lombrices, observándose en el tratamiento 7 (6.25%) que contenía mayor concentración de lodo DAF y CE (Figura 9 y Anexo 10).

Consecuentemente, una de las razones de la mortalidad de las lombrices podría deberse a la incidencia de las variaciones significativas del pH y CE en los compuestos químicos del lodo el cual genera muerte de las lombrices, ya que según los resultados de correlación

entre la mortalidad de la lombriz y los parámetros de pH y CE existe una buena a moderada correlación respectivamente (Tabla 8).

6.2. Efecto ecotoxicológico del hierro del lodo proveniente del tratamiento DAF en desechos orgánicos de un centro de beneficio avícola en la semilla (*Zea mays*)

En este estudio, la germinación de la semilla se encontró que no había diferencias significativas entre el control y los tratamientos T1 (6.25 %) y T2 (9.38%) observándose gran porcentaje de semillas germinadas; sin embargo, se evidenció tendencias negativas de germinación al aumentar la concentración del lodo DAF (Figura 10). Resultados similares se dieron en el estudio de Ramírez *et al.* (2008) donde evaluaron el riesgo de los efectos toxicológicos de tres tipos de extractos de lodos de depuradora municipal tratados en prueba de germinación con *Lolium perenne L.*, *Brassica rapa L.*, y *Trifolium pratense L.*; hallaron que la germinación en los extractos siempre fue menor que en los respectivos controles. Asimismo, Ramires *et al.* (2019) estudiaron los efectos fitotóxicos de un desecho de matadero de cerdos de forma: fresco (PSWin), y con procesos de estabilización: compostaje aireado (PSWa), compostaje natural (PSWn) y vermicompostaje (PSWv) sobre la germinación de lechuga, rábano y arroz, realizaron la caracterización de cada residuo, donde encontraron diferentes concentraciones de hierro en: PSWin 1400 mg/Kg , PSWa 13 000 mg/Kg, PSWn 4100 mg/Kg y PSWv 5000 mg/Kg, dando por resultado que PSWin y PSWa afectaron negativamente a la germinación.

Por el contrario, Carr *et al.* (1988) analizaron el lodo no digerido de pollos de engorde de una unidad de flotación por aire disuelto (DAF) como fertilizante (nitrógeno desnatado del DAF) en cultivos de maíz; concluyeron que se puede cultivar eficazmente el maíz utilizando lodos DAF como única fuente de nitrógeno, además de no encontrar diferencias significativas en el rendimiento con el fertilizante nitrogenado comercial.

Las concentraciones del Fe en suelo fueron de 19636 mg/Kg (Anexo 4) y en lodo DAF de 13302 mg/Kg (Anexo 3), la concentración total promedio en suelos cultivados es de 20000 a 40000 mg/Kg de Fe (Colombo *et al.*, 2013) y se requiere hierro para una producción alta de maíz híbrido 1.9 Kg/Ha (Deras *et al.*, 2014), aunque el Fe generalmente es abundante en el suelo, la fracción disponible generalmente es baja (Colombo *et al.*, 2013; Zavala *et al.*, 2011). Los microbios y las plantas son los que compiten por el Fe; en plantas monocotiledóneas como el maíz, la adsorción de Fe se basa en la quelación de Fe⁺³ con ligandos fuertes (Colombo *et al.*, 2013). A pH bajos del suelo, se acentúa la solubilidad de los oligoelementos incluyendo el Fe, excepto del molibdeno Mo y Se, aumentando su potencial de absorción por las plantas (Seleimana *et al.*, 2019) cabe mencionar que el lodo DAF usado no sobrepasa los límites de la norma peruana (Anexo 19). Según Escobar *et al.* (2012), los problemas de la germinación y el desarrollo de la planta no necesariamente se produce por contenido de metales, si no podría deberse por algún tipo de fitotoxicidad por altas dosis de lodos.

Asimismo, la necrosis ocurre debido a la muerte de las células del tejido que puede ser causado por algún patógeno (Pérez *et al.*, 2011), toxina (García, 2006)), o por la deficiencia de un macronutriente (Echessa, 2020), el cual se observó necrosis en este estudio a partir del T4 (15.63%) al T6(21.88%) en las semillas.

Al mismo tiempo, Terán (2019) señala que los mayores pesos totales (fresco y seco) son debidos a un mayor desarrollo radicular, el cual se evidencia en los resultados obtenidos, observándose mayores pesos en las semillas del control por ende mayor pesos y tamaño en sus demás parámetros evaluados: radícula, coleóptilo, altura y número de hojas. También, se encontró una disminución de pesos a medida que aumenta la concentración de lodo DAF para los tratamientos T1 (6.25%), T2 (9.38%) y T3 (12.5), como también para sus demás parámetros debido a su desarrollo fue menor (Figura 11 al 17).

Con respecto a los pH del suelo (Anexo 2) y del lodo DAF (Anexo1) siendo 7.6 y 5.8 respectivamente, es congruente a los pH de los tratamientos, observándose una disminución a medida que se aumenta la concentración del lodo DAF a los 0 días del bioensayo (Figura 17). Cabe señalar que Cuadros *et al.* (2009) señalan que el maíz crece de forma óptima de 6 a 7.5 de pH; pero por debajo de 5.5, además de la falta de P y Mg, a menudo causa problemas de toxicidad debido al Al y Mn, y cuando el pH es superior a 8, mayormente falta Fe, Mn y Zn (Yzarra *et al.*, 2010).

Durante el bioensayo, los pH del control, T1 (6.25%) y T2 (9.38%) tuvieron una tendencia a disminuir a ácidos, en comparación con los pH de los tratamientos T3(12.5%), T4(15.63%), T5(18.75%) y T6(21.88%) que ligeramente subieron a alcalino (Figura 17). Abegunrin *et al.* (2016) mencionan que la adición de materia orgánica a los suelos puede provocar un aumento o disminución de pH a los suelos el cual va a depender del proceso dominante que consumen o liberan protones. Tal es el caso de Ramires *et al.* (2019) donde hallaron que a pH 5.2 de lodo fresco o pH 5.8 de lodo aireado provocaban efectos fitotóxicos en la cantidad de germinación de las semillas, longitud de raíz y desarrollo de

la planta; de forma similar se observó en este estudio efectos en el tamaño de la radícula y coleóptilo, altura de la planta, número de hojas y pesos en los tratamientos T1(6.25%) y T2(9.38%) con pH 5.98 y 5.73 respectivamente. Por el contrario, Abegunrin *et al.* (2016) mencionan que el aumento del pH, como se observa en este estudio entre los tratamientos T3 (12.5%) al T6 (21.88%) en la (Figura 17), se puede atribuir a procesos como descarboxilación, desaminación (aniones orgánicos y aminoácidos) que consumen protones, mineralización de N o desnitrificación. Paralelamente, cabe mencionar que los resultados obtenidos de Spearman se exhiben en una correlación moderada entre la germinación de la semilla de maíz y el pH (Tabla 11).

No obstante, las diferencias significativas de la CE entre el control y los tratamientos del T1 (6.25%) al T6 (21.88%) (Tabla 9) se asocian a la presencia de las sales del lodo DAF, el cual contiene 8.48 dS/m (Anexo 1). El maíz es moderadamente tolerante a los contenidos de sales en el suelo o en las aguas de riego (Yzarra *et al.*, 2010), pero Ramires *et al.* (2019) atribuyeron efectos fitotóxicos a altos valores de CE (mayores o iguales a 3 dS/m) por ser indicador de la concentración de sal ionizada en la solución. Si bien los resultados de Spearman muestran que entre la germinación de la semilla y CE es muy escasa la correlación, la CE podría haber influencia en la química de los compuestos del lodo produciendo efectos fitotóxicos en la semilla.

VII. CONCLUSIONES

- La concentración letal media CL_{50} para lombrices (*Eisenia fetida*) es de 5.219% de lodo DAF.
- El peso húmedo de las lombrices *Eisenia fetida* aumentó a bajas concentraciones de lodo DAF por la disponibilidad de materia orgánica como alimento.
- El lodo DAF impulsa a las formaciones de cocones en las lombrices *Eisenia fetida* a una concentración de hasta 3.13% de lodo DAF.
- La concentración inhibitoria media CI_{50} para las semillas (*Zea mays*) es de a 11.1%.
- Los cambios de pH y CE tienen un efecto sobre las sustancias químicas del lodo DAF, y estas a su vez podría ser las causales de su mortalidad de la lombriz *Eisenia fetida* y para germinación de semillas de maíz (*Zea mays*).
- Las semillas de maíz y las lombrices tienen respuestas diferenciadas a la aplicación del lodo DAF, el cual depende de sus propias características y sensibilidad, reflejándose en el porcentaje del lodo DAF al cual mostraron efectos ecotoxicológicos.

VIII. RECOMEDACIONES

- Realizar pruebas ecotoxicológicas para evaluar el efecto del lodo DAF en la lombriz y el maíz que incluya evaluación en la especiación química de metales pesados, análisis del ADN, uso de biomarcadores como la metalotioneína, entre otros, con el fin adquirir un mayor conocimiento sobre los efectos crónicos y/o agudos.
- Realizar más estudios sobre los efectos del lodo DAF en el fomento de la reproducción de cocones de lombrices con el fin de optimizar el reciclaje de nutrientes.
- Evaluar el efecto del lodo DAF en otras especies que sean indicadores de calidad ecológica y sean usados en ensayos ecotoxicológicos por su factibilidad, por ejemplo: en animales como colémbolos y oniscídeos; y en plantas como dicotiledóneas.
- Adicional al cumplimiento de los límites de los metales pesados de la normativa peruana, es importante considerar realizar estudios ecotoxicológicos para evaluar los efectos de los lodos para conocer el impacto y su posible riesgo ambiental.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abegunrin, T., Awe, G., Idowu, D., y Adejumobi, M. (2016). Impact of wastewater irrigation on soil physico-chemical properties, growth and water use pattern of two indigenous vegetables in southwest Nigeria. *Catena*, 139, 167-178. doi:10.1016/j.catena.2015.12.014
- Agencia de Protección Ambiental [EPA]. (1993). *Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge; Final Rules 40 CFR Parts 257 et al.* Obtenido de <https://www.epa.gov/biosolids/federal-register-standards-use-or-disposal-sewage-sludge-final-rules>
- Agencia de Protección Ambiental [EPA]. (2000). *Folleto informativo de tecnología de biosólidos: Aplicación de biosólidos al terreno.* Washington D.C.
- Agencia de Protección Ambiental [EPA]. (2012). *Ecological Effects Test Guidelines OCSPP 850.4100: Seedling Emergence and Seedling Growth.* Washington D.C.
- Alimba, C., Ajayi, E., Hassan, T., Sowunmi, A., y Bakare, A. (2015). Cytogenotoxicity of Abattoir Effluent in *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) Using Micronucleus Test. *Chinese Journal of Biology*, 2015, 1-6. doi:10.1155/2015/624524
- Andrades, J. (1 de Enero de 2008). *Escuela de Organización Industrial*. Recuperado el 1 de Julio de 2020, de <https://www.eoi.es/es/savia/publicaciones/19962/los-vertidos-de-los-mataderos-e-industrias-carnicas>

- Avila , O., y Pumisacho, M. (2019). *Efecto de la labranza convencional y siembra directa en las propiedades químicas de un suelo sembrado con maíz y fréjol*. Quito: Facultad de Ciencias Agrícolas de la Universidad Central de Ecuador.
- Bartz, D., Álvarez , M., Bayer, W., Becheva, S., Benning, R., Börnecke, S., . . . Zastiral, S. (2014). *Atlas de la Carne*. Santiago de Chile, México y Brasil: Atlas Manufktur. Obtenido de <https://www.boell.de/sites/default/files/atlasdelacarne.pdf>
- Caldera, Y., Gutiérrez, E., Luengo, M., y Chávez, J. (2010). Evaluación del sistema de tratamiento de aguas residuales de industria avícola. *Revista Científica*, 20(4), 409-416. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=95916179011>
- Capó, M. (2007). *Principios de Ecotoxicología*. (E. Tebar, Ed.) Madrid, España.
- Carr, L., Moore, R., Merka, W., y Schales, F. (1988). Land Disposal of Dissolved Air Flotation Sludge from Poultry Processing. *Transactions of The ASAE*, 31(2), 0462-0465. doi:10.13031/2013.30731
- Carrascal, E., y Baldeón, W. (2018). Huella hídrica del pollo de engorde beneficiado en la costa de Lima - Perú. *Producción + Limpia*, 13(1), 106-111. doi:10.22507/pml.v13n1a12
- Chukwu, U., y Anuchi, S. (2016). Impact of Abattoir Wastes on the Physicochemical Properties of Soils within Port Harcourt Metropolis. *The International Journal Of Engineering And Science (IJES)*, 5, 17-21.
- Colombo, C., Palumbo, G., He , J.-Z., Pinton, R., y Cesco, S. (2013). Review on iron availability in soil: interaction of Fe minerals, plants, and microbes. *Journal Of Soils And Sediments*, 14(3), 538–548.

Congreso de la República. (2016). *Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos Decreto Legislativo N° 1278*. Lima: El Peruano.

Contreras, S., Álvarez, D., y Dendooven, L. (2009). Characteristics of earthworms (*Eisenia fetida*) in PAHs contaminated soil amended with sewage sludge or vermicompost. *Applied Soil Ecology*, 41, 269-276. doi:10.1016/j.apsoil.2008.11.008

Cuadros, Y., Rivera, I., Arone, G., y Contreras, P. (2009). *Manual del Cultivo del Maíz (Zea mays L.)*. Huancavelica: Cáritas Diocesana Huancavelica.

Cuevas, M., Rosaldo, J., y López, J. (2012). Evaluación de la toxicidad de los suelos mediante bioensayos con lombrices. En M. Cuevas, G. Espinosa, A. Ilizaliturri, y A. Mendoza, *Métodos ecotoxicológicos para la evaluación de suelos contaminados con hidrocarburos* (1ª ed., págs. 87-106). Ciudad de México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT] y Instituto Nacional de Ecología[INE].

Dedeke, G., Owagboriaye, F., Adebambo, A., y Ademolu, K. (Agosto de 2016). Earthworm metallothionein production as biomarker of heavy metal pollution in abattoir soil. *Applied Soil Ecology*, 104, 42-47. doi:Dedeke, G., Owagboriaye, F., Adebambo, A., y Ademolu, K. (2016). Earthworm metallothionein productio10.1016/j.apsoil.2016.02.013

Deras, H., Funes, E., Sorto, M., Menjívar, N., Reyes, L., Alarcón, L., . . . Mendoza, A. (2014). *Guía técnica El cultivo del maíz*. El Salvador : El Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.

- Dominguez, J., Aira, M., y Gómez-Brandón, M. (2009). El papel de las lombrices de tierra en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes. *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, 18(2), 20-31. Obtenido de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/61>
- Durán, L., y Henríquez, C. (2009). Crecimiento y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia foetida*) en cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense*, 33(2), 275-281. Obtenido de http://www.mag.go.cr/rev_agr/v33n02_275.pdf
- Ebong, G., Ettesam, E., y Dan, E. (2020). Impact of Abattoir Wastes on Trace Metal Accumulation, Speciation, and Human Health–Related Problems in Soils Within Southern Nigeria. *Air, Soil and Water Research*, 13, 1-14. doi:10.1177/1178622119898430
- Echessa, P. (2020). *Biomass-based fertilizer formulation using chemically decomposed agricultural wastes and evaluation of its efficacy in growing maize*. Kenia: Departamento de Química Universidad Keniata.
- Edwards, C., y Bohlen, P. (1996). *Biology and Ecology of Earthworms* (Vol. 3). Ohio and New York: Champan & Hall.
- El Gharmali, A., Rada, A., El Meray, A., y Nejmeddi, M. (2002). Study of the effect of earthworm *Lumbricus terrestris* on the speciation of heavy metals in soils. *Environmental Technology*, 23, 775-780. doi:10.1080/09593332308618368
- El-Temsah, Y., y Joner, E. (Mayo de 2012). Ecotoxicological effects on earthworms of fresh and aged nano-sized zero-valent iron (nZVI) in soil. *Chemosphere*, 89(1), 76-82. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.04.020

Escobar, J., Pereira, L., Martínez, Y., y Sánchez, N. (2012). Evaluación de la fitotoxicidad de lodos residuales de industrias alimenticias y papeleras. doi:10.13140/2.1.3001.6007

Fent, K. (2004). Ecotoxicological effects at contaminated sites. *Toxicology*, 205(3), 223-240. doi:10.1016/j.tox.2004.06.060

Fundación Heinrich Böll. (Junio de 2014). *Atlas de la Carne*. Santiago de Chile, México y Brasil: Atlas Manufktur. Obtenido de <https://www.boell.de/sites/default/files/atlasdelacarne.pdf>

Galvis, J., y Rivera, X. (2013). *Caracterización fisicoquímica y microbiológica de los lodos presentes en la planta de tratamiento de aguas residuales industriales (PTARI) de la empresa Jugos Hit de la Ciudad de Pereira*. Tesis de Grado, Pereira. Obtenido de <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/11059/3898/1/62839G182.pdf>

García, D. (2006). *Efectos fisiológicos y compartimentación radicular en plantas de Zea mays L. expuestas a la toxicidad por plomo*. Barcelona: Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología Universidad Autónoma de Barcelona.

Giannuzzi, L. (2018). *Toxicología general y aplicada*. Argentina: Universidad Nacional De La Plata (EDULP).

Gupta, R., y Garg, V. (2008). Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. *Journal of Hazardous Materials*, 153, 1023–1030. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.09.055

He, X., Zhang, Y., Shen, M., Zeng, G., Zhou, M., y Li, M. (2016). Effect of vermicomposting on concentration and speciation of heavy metals in sewage sludge with additive materials. *Bioresource Technology*, 218, 867-873. doi:10.1016/j.biortech.2016.07.045

Hong, A., Law, L., y Onni, S. (2014). Environmental Burden of Heavy Metal Contamination Levels in Soil from Sewage Irrigation Area of Geriyo Catchment, Nigeria. 6(10), 120 - 121. Obtenido de <https://www.iiste.org/Journals/index.php/CER/article/view/16410>

Ibáñez, J. (31 de Mayo de 2011). *Un Universo invisible bajo nuestros pies los suelos y la vida*. Obtenido de Las Lombrices de Tierra y Su importancia en el Suelo: <http://www.madrimasd.org/blogs/universo/2011/05/31/138374>

Instituto Nacional de Estadística e Informática [INEI]. (2020). *Producción Nacional*. Lima. Obtenido de http://m.inei.gob.pe/media/principales_indicadores/02-informe-tecnico-n02_produccion-nacional-dic-2019.pdf

Instituto Nacional de Innovación Agraria[INIA]. (28 de Noviembre de 2019). *Inia.gob.pe*. Recuperado el 22 de Julio de 2020, de <https://www.inia.gob.pe/regulacion-en-semillas/>

Izquierdo, R. (2012). *Evaluación de cultivo de maiz (Zea mays), como complemento a la alimentación de bovinos de leche en épocas de escasez de alimento, Cayambe-Ecuador*. Quito: Universidad Politécnica Salesiana Sede Quito.

- Latifi, F., Musa, F., y Musa, A. (2019). Heavy Metal Content in Soil and their Bioaccumulation in Earthworms (*Lumbricus terrestris* L.). *Agriculture & Forestry*, 66(1), 57-67. doi:10.17707 / AgricultForest.66.1.07
- Li, W., Bhat, S., Li, J., Cui, G., Wei, Y., y Yamada, T. (2020). Effect of excess activated sludge on vermicomposting of fruit and vegetable waste by using novel vermireactor. *Bioresource Technology*, 302, 122816. doi:https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122816
- Madureira, J., Melo, R., Pimenta, A., Cabo Verde, S., y Borrely, S. (2017). Evaluation of e-beam irradiation effects on the toxicity of slaughterhouse wastewaters. *Environ Technol*, 873- 877. doi:10.1080/09593330.2017.1313887
- Massé, D., y Masse, L. (2000). Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. *Canadian Agricultural Engineering*, 42(3), 139 - 146.
- Matheyarasu, R., Seshadri, B., Bolan, N. S., y Naidu, R. (2015). Impacts of Abattoir Waste-Water Irrigation on Soil Fertility and Productivity. En M. Salik Javaid (Ed.), *Irrigation and Drainage-Sustainable Strategies and Systems* (págs. 54-75). Rijeka, Croacia: InTech. doi:10.5772/59312
- Matos, M. (2009). *Aplicación y selección de indicadores de calidad ecológica en la utilización de fertilizantes orgánicos para la producción de forraje*. Galicia: Universidad de Santiago de Compostela.
- McLean, J., y Bledsoe, B. (1992). *Ground Water Issue : Behavior of Metals in Soils*. Washington, DC: Environmental Protection Agency.

- Melo, T., Bottlinger, M., Schulz, E., Leandro, W., Aguiar Filho, A., Ok, Y., y Rinklebe, J. (2017). Effect of biosolid hydrochar on toxicity to earthworms and brine shrimp. *Environ Geochem Health*, 39(6), 1351-1364. doi:10.1007/s10653-017-9995-5
- Mendoza, M., y Vigil, J. (2012). *Evaluación físico-química y microbiológica de cuatro niveles de lodos ordinarios en la elaboración de compost*. Tesis doctoral, El Salvador. Recuperado el 5 de Julio de 2020, de <http://ri.ues.edu.sv/id/eprint/3080/>
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento [MVCS]. (2017). *Aprueban Condiciones Mínimas de Manejo de Lodos y las Instalaciones para su Disposición Final Resolución Ministerial N° 128-2017*. Lima: El Peruano. Obtenido de <https://busquedas.elperuano.pe/normaslegales/aprueban-condiciones-minimas-de-manejo-de-lodos-y-las-insta-resolucion-ministerial-no-128-2017-vivienda-1506028-3/>
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento [MVCS]. (2017). *Reaprovechamiento de los Lodos generados en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Decreto Supremo N° 015-2017*. Lima: El Peruano.
- Ministerio del Ambiente [MINAM]. (2017). *Aprueban Estándares de Calidad Ambiental Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM*. Lima: El Peruano.
- Ministerio del Ambiente [MINAM]. (2016). *Glosario de Terminos de Sitios Contaminados*. Perú: Dirección General de Calidad Ambiental - MINAM. Obtenido de <http://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wp-content/uploads/sites/22/2015/02/2016-05-30-Conceptos-propuesta-Glosario.pdf>

Munnoli, P., Da Silva, J., y Bhosle, S. (2010). Dynamics of the soil—earthworm—plant relationship: a review. *Dynamic Soil, Dynamic Plant, 4 Special Issue 1*, 1–21.

National Academy of Sciences. (2007). *National Academy of Sciences*. Recuperado el 3 de Julio de 2020, de <https://www.koshland-science-museum.org/water/html/en/Treatment/Coagulation-Flocculation-technologies.html>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (1993). *El maíz en la nutrición humana* (Vol. 25). Roma: Colección FAO: Alimentación y nutrición. Recuperado el Febrero de 2021, de <http://www.fao.org/3/t0395s/T0395S00.htm#Contents>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (12 de Abril de 2017). *Zero Hunger Challenge- FAO*. Recuperado el 2 de Julio de 2020, de <http://www.fao.org/zhc/detail-events/es/c/880888/>

Organización Internacional de Normalización [ISO]. (2008). *ISO-17512. Soil quality-Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour. Part 1: Test with earthworms (Eisenia foetida and Eisenia andrei)*. Switzerland.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos [OCDE]. (1984). *Earthworm, Acute Toxicity Test. Guidelines for testing of chemicals. No. 207*. París.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos [OCDE]. (2006). *Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test Guidelines for the testing of chemicals. No. 208*. Paris.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos [OCDE] y Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2016). *OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2016-2025*. París. Obtenido de https://www.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/ocde-fao-perspectivas-agricolas-2016-2025_agr_outlook-2016-es

Paco, G., Loza, M., Mamani, F., y Sainz, H. (2012). 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*, 24-39.

Palafox, A., Hernández, Á., López, J., y Cuevas, M. (2012). Evaluación de la toxicidad de los suelos mediante bioensayos con lombrices. En M. Cuevas, G. Espinosa, C. Ilizaliturri, & A. Mendoza, *Métodos ecotoxicológicos para la evaluación de suelos contaminados con hidrocarburos* (1º ed., págs. 47-86). Ciudad de México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT] y Instituto Nacional de Ecología[INE].

Pentreath, V., González, E., Barquín, M., Ríos, S., y Perales, S. (2015). Bioensayo de toxicidad aguda con plantas nativas para evaluar un derrame de petróleo. *Salud Ambiental*, 15(1), 13-20. Obtenido de <https://ojs.diffundit.com/index.php/rsa/article/view/551>

- Pérez, R., Carmona, J., y Cebada, J. (2011). Patogenicidad bacteriana en maíz (*Zea mays*).
Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias, 1(1).
- Phenrat, T., Long, T., Lowry, G., y Veronesi, B. (2009). Partial Oxidation (“Aging”) and Surface Modification Decrease the Toxicity of Nanosized Zerovalent Iron.
Environmental Science & Technology, 43(1), 195-200. doi:10.1021/es801955n
- Piola, L. (2011). *Ensayos ecotoxicológico para la evaluación del impacto de plaguicidas en los suelos agrícolas de Argentina*. Buenos Aires, Argentina.: Universidad de Buenos Aires.
- Presidencia del Consejo de Ministros. (2004). *DECRETO SUPREMO N° 057-2004-PCM*. Lima: El Peruano.
- Raj, A. (7 de Julio de 2016). *Calculating LD50/LC50 using Probit Analysis in Excel*.
Obtenido de <http://probitanalysis.blogspot.pe/2016/07/free-excel-calculator-for-estimating.html>
- Ramires, M., De Souza, E., De Castro, M., Clasen, B., Fontanive, D., Bianchetto, R., . . . Antonioli, Z. (2020). Enzyme assays and toxicity of pig abattoir waste in *Eisenia andrei*. *Environmental Pollution*, 260. doi:10.1016/j.envpol.2020.113928
- Ramires, M., De Souza, E., Fontanive, D., Bianchetto, R., Krynski, Â., Grasel, J., y Antonioli, Z. (2019). Ecotoxicology of Pig Slaughterhouse Waste Using *Lactuca sativa* L., *Raphanus sativus* L., and *Oryza sativa* L. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 18. doi:10.1590/18069657rbcs20180119

Ramírez, W., Domene, X., Andrés, P., y Alcañiz, J. (2008). Phytotoxic effects of sewage sludge extracts on the germination of three plant species. *Ecotoxicology*, 17, 834–844. doi:10.1007/s10646-008-0246-5

Reglamento Sanitario del Faenado de Animales de Abasto Decreto Supremo N° 015-2012-AG. (2012). Lima: El Peruano.

Rodríguez, M., y Flórez, V. (2004). Elementos Esenciales y Beneficiosos. En M. Guzmán, y J. López, *Fertirriego: Tecnologías y Programación en Agroplasticultura* (págs. 25-36). España: CYTED. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.

Rota, E. (2013). *Fauna Europaea: Eisenia fetida (Savigny, 1826)*, 2017.06. Recuperado el Noviembre de 2018, de https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/ef6e1249-749d-4c5a-bf8a-3f2be4a56df0?fbclid=IwAR3fmdxDrcW9ZoPssyHXKzxF8MWCnAcOrtx_ctDPUkKtp12dNXhVUF_GY78

Salas, G. (2003). Proceso de flotación por aire disuelto en el tratamiento del agua residual de bombeo en la industria de harina de pescado. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 60-68. Recuperado el 5 de Julio de 2020, de <https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/quim/article/view/4494>

Salas, G., y Condorhuamán, C. (2008). Tratamiento de las aguas residuales de un centro de beneficio o matadero de ganado. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 11(1), 29-35. Obtenido de

<https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/quim/article/view/488>

5

Santos, E. (2015). *Avaliação Ecotoxicológica de Resíduos da Perfuração Petrolífera em Terra*. Tesis doctoral, Rio de Janeiro. Obtenido de <https://tede.ufrj.br/jspui/handle/jspui/2876>

Seleimana, M., Santanen, A., y Pirjo, M. (2019). Recycling sludge on cropland as fertilizer – Advantages and risks. *Resources, Conservation & Recycling, CLV*. doi:10.1016/j.resconrec.2019.104647

Servicio Nacional de Sanidad Agraria [SENASA]. (setiembre de 2016). *SENASA Contigo*. Boletín, Lima. Obtenido de <http://www.senasa.gob.pe/senasacontigo/wp-content/uploads/2016/09/Bolet%C3%ADn-Virtual-10.pdf>

Servicio Nacional de Sanidad Agraria [SENASA]. (11 de Julio de 2020). *Servicios SENASA*. Obtenido de Sistema Integrado de Gestión de Insumos Agropecuarios - SIGIA: servicios.senasa.gob.pe/SIGIAWeb/ino_establecimientosavicola.html

Silbergeld, E., Johanson, G., Holmberg, B., y Högberg, J. (1998). TOXICOLOGIA HERRAMIENTAS Y ENFOQUES Definiciones y conceptos. En J. Stellman, M. McCann, L. Warshaw, y C. Brabant, *ENCICLOPEDIA DE SALUD Y SEGURIDAD EN EL TRABAJO*. Madrid: Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales Subdirección General de Publicaciones.

Solis-Mejia, L., Islas-Espinoza, M., y Esteller, V. (2012). Vermicomposting of Sewage Sludge: Earthworm Population and Agronomic Advantages Compost. *Compost Science & Utilization, 20(1)*, 11-17. doi:10.1080/1065657X.2012.10737016

- Sugumar, S., Muniraj, S., Duraisamy, T., Selvam, R., y Muthunarayanan, V. (Julio de 2020). Toxicity and Histopathological Effect of Distillery Industrial Sludge on the Earthworm *Eudrilus eugeniae*. *Earthworm Assisted Remediation of Effluents and Wastes*, 269-279. doi:10.1007/978-981-15-4522-1_16
- Suthar, S., Mutiyar, P., y Singh, S. (2012). Vermicomposting of milk processing industry sludge spiked with plant wastes. *Bioresource Technology*, 116, 214–219. doi:10.1016/j.biortech.2012.03.101
- Terán, A. (2019). *Valorización agronómica de lodos depurados procedentes de un matadero de porcino*. Barcelona: Universitat Politècnica de Catalunya.
- Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. (Noviembre de 2018). *Tropicos: Zea mays L. (Linnaeus, 1753), 2. (Species Plantarum)* Obtenido de <http://legacy.tropicos.org/Name/25510055>
- Ueda, M., Tsutsumi, N., y Fujimoto, M. (2016). Salt stress induces internalization of plasma membrane aquaporin into the vacuole in *Arabidopsis thaliana*. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 474, 742-746. doi:10.1016/j.bbrc.2016.05.028
- Ulloa, M., Bustos, V., Neaman, A., y Gaete, H. (2018). Comportamiento de evasión y reproducción de la lombriz *Eisenia foetida* en suelos agrícolas impactados por actividades mineras. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, 34(1), 35-43. doi:10.20937/RICA.2018.34.01.03
- Valavanidis, A., y Vlachogianni, T. (2010). Metal Pollution in Ecosystems Ecotoxicology Studies and Risk Assessment in the Marine Environment. *Science advances on*

Environment, Toxicology & Ecotoxicology issues.

doi:<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.02.003>

Volkheimer, W., Scafati, L., y Melendi, D. (s.f.). *Breve Enciclopedia del Ambiente.*

Recuperado el 1 de Julio de 2020, de

<https://www.mendoza.conicet.gov.ar/portal//enciclopedia/>

Walker, C., Sibly, R., Hopkin, S., y Peakall, D. (2012). *Principles of Ecotoxicology* (Cuarta ed.). Florida, Estados Unidos de America: Press, CRC.

Yang, J., Zhao, C., Xing, M., y Lin, Y. (2013). Enhancement stabilization of heavy metals (Zn, Pb, Cr and Cu) during. *Bioresource Technology*, 146, 649-655.

doi:10.1016/j.biortech.2013.07.144

Yzarra, W., Trebejo, I., y Noriega, V. (2010). *Evaluación del efecto del clima en la producción y productividad del maíz amarillo duro en la costa central del Perú.*

Lima: SENAMHI y UNALM.

Zavala, F., Maldonado, R., Sandoval, M., Álvarez, E., Colina, T., y Ramírez, P. (2011).

Cambios Morfológicos y Fisiológicos en Hojas de Frijol Tolerante y susceptible a Deficiencia de Hierro. *Terra Latinoamericana*, 29, 267-276.


Zhang, Q., Salemb, M., y Wang, C. (2019). Effects of biochar on the earthworm(*Eisenia foetida*) in soil contaminated with and/or without pesticide mesotrione. *Science Of The Total Environment*, 671, 52-58. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.03.364

X. ABREVIATURAS


CE	Conductividad eléctrica
CERPER	Certificaciones del Perú S.A
DAF	Flotación de aire disuelto
EPA	Agencia de Protección Ambiental
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FDA	Administración de Drogas y Alimentos
INEI	Instituto Nacional de Estadística e Informática
INIA	Instituto Nacional de Innovación Agraria
ISO	Organización Internacional de Normalización
LOEC	Concentración de efecto más baja observada
MINAM	Ministerio del Ambiente
MVCS	Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento
NOEC	Concentración sin efecto observado
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
pH	Potencial de hidrógeno
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
SENASA	Servicio Nacional de Sanidad Agraria

XI. ANEXOS

Anexo 1. Tabla 1A. Análisis químico de Lodo DAF

				
PROTOCOLO DE ANALISIS				
Producto :	Lodo Organico	Cultivo:		
Solicitante :	San Fernando S.A	Fecha de muestreo :	2019-11-22	
Domicilio Legal :		Fecha de recepción :	2020-03-12	
Cantidad recibida :	1 muestra de 3 Kg	Fecha de inicio del ensayo :	2020-03-13	
Presentación :	Bolsa Polietileno Cerrada	Fecha de término del ensayo :	2020-03-21	
Identificado con :	20002449	Ensayo realizado en :	Laboratorio Ambiental	
MUESTRA	*pH	**Conductividad Eléctrica (dS/m)	Humedad (g/100g)	Materia Orgánica (g/100g)
Muestra 2 Lodo de Beneficio de Aves Procedencia: Planta de Beneficio de Aves	5.80	8.48	67.10	83.08
*Relacion Suelo: Muestra 1:2.5				
**Relacion Suelo: Muestra 1:5				

Anexo 2. Tabla 2A. Análisis químico del suelo

								
PROTOCOLO DE ANALISIS								
Producto :	Suelo	Cultivo:						
Solicitante :	San Fernando S.A	Fecha de muestreo :	2020-11-22					
Domicilio Legal :		Fecha de recepción :	2020-03-12					
Cantidad recibida :	1 muestra de 2.5 Kg	Fecha de inicio del ensayo :	2020-03-13					
Presentación :	Bolsa Polietileno Cerrada	Fecha de término del ensayo :	2020-03-21					
Identificado con :	20002449	Ensayo realizado en :	Laboratorio Ambiental					
					ANÁLISIS TEXTURAL			
MUESTRA	*pH	**Conductividad Eléctrica (dS/m)	Humedad (g/100g)	Materia Orgánica (g/100g)	Arena (g/100g)	Limo (g/100g)	Arcilla (g/100g)	Clase Textural
Muestra 1 Procedencia: Valle del Rio Chillón	7.60	0.260	1.18	3.07	74	22	4	Franco Arenoso
*Relacion Suelo: Muestra 1:2.5								
**Relacion Suelo: Muestra 1:5								

Anexo 3. Figura 1A. Análisis de metales del Lodo DAF



INFORME DE ENSAYO N° 1-02088/20 Pag. 1/1

Solicitante : **SAN FERNANDO S.A.**

Domicilio legal : **Av. Republica de Panama N° 4295 Surquillo - Lima - Lima**

Producto declarado : **LODO ORGÁNICO**

Cantidad de Muestras para el Ensayo : **1 muestra x 3 kg**

Identificación de la muestra : **MUESTRA 2 LODO DE BENEFICIO DE AVES
PROCEDENCIA: PLANTA DE BENEFICIO DE AVES
FECHA TOMA DE MUESTRA: 22/11/2019**

Forma de Presentación : **En bolsa de polietileno cerrada y conservada a temperatura ambiente**

Fecha de recepción : **2020 - 03 - 11**

Fecha de inicio del ensayo : **2020 - 03 - 16**

Fecha de término del ensayo : **2020 - 03 - 24**

Ensayo realizado en : **Laboratorio ICP-AA**

Identificado con : **H/S 20002449 (EXAG-03897-2020)**

Validez del documento : **Este documento es válido solo para las muestras descritas**

Ensayo	LD	Unidad	Resultado
Aluminio (Al)	0,05	mg/kg	333,5
Cadmio (Cd)	0,02	mg/kg	0,9831
Cobre (Cu)	0,03	mg/kg	189,2
Cromo (Cr)	0,05	mg/kg	5,191
Metales por ICP-MS		mg/kg	13 302
Mercurio (Hg)	0,010	mg/kg	<0,010
Níquel (Ni)	0,035	mg/kg	2,459
Plomo (Pb)	0,02	mg/kg	7,878
Zinc (Zn)	0,05	mg/kg	238,26

LD: Límite de detección

MÉTODO

Metales por ICP-MS: EPA METHOD 6020A (Preparación de muestra: EPA Method 3051A, 2007) 2007. Inductively coupled plasma-mass spectrometry (Microwave assisted acid digestion of Sediments, sludges, soils, and oils)

OBSERVACIONES

Prohibida la reproducción parcial de este informe, sin la autorización escrita de CERPER S.A.
Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de la calidad de la entidad que lo produce.

Callao, 24 de marzo de 2020.

CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.


ING. ROSA PALOMINO LOO
C.I.P. 40302
COORDINADOR DE LABORATORIOS

AREQUIPA
Calle Teniente Rodríguez N° 1415
Miraflores - Arequipa
T. (054) 265572
info@cerper.com

CALLAO
Oficina Principal
Av. Santa Rosa 601, La Perla
Callao
T. (511) 319 9000
www.cerper.com

EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE.

Anexo 4. Figura 2A. Análisis de metales del suelo



Informe de Ensayo N° 1-02087/20

Página 1/1

INFORME DE ENSAYO N° 1-02087/20

Pág. 1/1

Solicitante: **SAN FERNANDO S.A.**

Domicilio legal: **Av. Republica de Panamá N° 4295 Surquillo - Lima - Lima**

Producto declarado: **SUELO**

Cantidad de Muestras para el Ensayo: **1 muestra x 2,3 kg**
Muestra proporcionada por el solicitante

Identificación de la muestra: **MUESTRA 1**
PROCEDENCIA: VALLE DEL RIO CHILLON
FECHA TOMA DE MUESTRA: 2/11/2019

Forma de Presentación: **En bolsa de polietileno cerrada y conservada a temperatura ambiente**

Fecha de recepción: **2020 - 03 - 11**

Fecha de inicio del ensayo: **2020 - 03 - 16**

Fecha de término del ensayo: **2020 - 03 - 22**

Ensayo realizado en: **Laboratorio ICP-AA**

Identificado con: **H/S 20002449 (EXAG-03897-2020)**

Validez del documento: **Este documento es válido solo para las muestras descritas**

Ensayo	LD	Unidad	Resultados
Aluminio (Al)	0,05	mg/kg	10 742
Cadmio (Cd)	0,02	mg/kg	2,263
Cobre (Cu)	0,03	mg/kg	42,60
Cromo (Cr)	0,05	mg/kg	8,885
Metales por ICP-MS			
Hierro (Fe)	1	mg/kg	19 836
Mercurio (Hg)	0,010	mg/kg	<0,010
Níquel (Ni)	0,035	mg/kg	8,360
Plomo (Pb)	0,02	mg/kg	31,71
Zinc (Zn)	0,05	mg/kg	113,12

LD: Límite de detección

MÉTODO

Metales por ICP-MS: EPA METHOD 6020A (Preparación de muestra: EPA Method 3051A, 2007) 2007. Inductively coupled plasma-mass spectrometry (Microwave assisted acid digestion of Sediments, sludges, soils, and oils)

OBSERVACIONES

Prohibida la reproducción parcial de este informe, sin la autorización escrita de CERPER S.A.

Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de la calidad de la entidad que lo produce.

Callao, 24 de marzo de 2020

SP

CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.

ING. ROSA PALOMINO LOO
C.I.P. 403902
COORDINADOR DE LABORATORIOS

AREQUIPA

Calle Teniente Rodríguez N° 1415
Miraflores - Arequipa
T. (054) 265572

CALLAO

Oficina Principal
Av. Santa Rosa 601, La Perla - Callao
T. (511) 319 9000

info@cerper.com - www.cerper.com

Anexo 5. Figura 3A. Preparación de recipientes para bioensayos con lombrices



Anexo 6. Figura 4A. Selección de lombrices para bioensayo



Anexo 7. Figura 5A. Lectura del peso de las lombrices



Anexo 8. Figura 6A. Preparación de bioensayo de mortalidad de lombrices



Anexo 9. Figura 7A. Bioensayo de mortalidad de Lombrices



Anexo 10. Figura 8A. Lombrices en descomposición encontradas en el tratamiento 7 del bioensayo de mortalidad



Anexo 11. Figura 9A. Lectura de cocones en el tratamiento 1 del bioensayo de mortalidad



Anexo 12. Figura 10A. Lectura de pH y Conductividad eléctrica



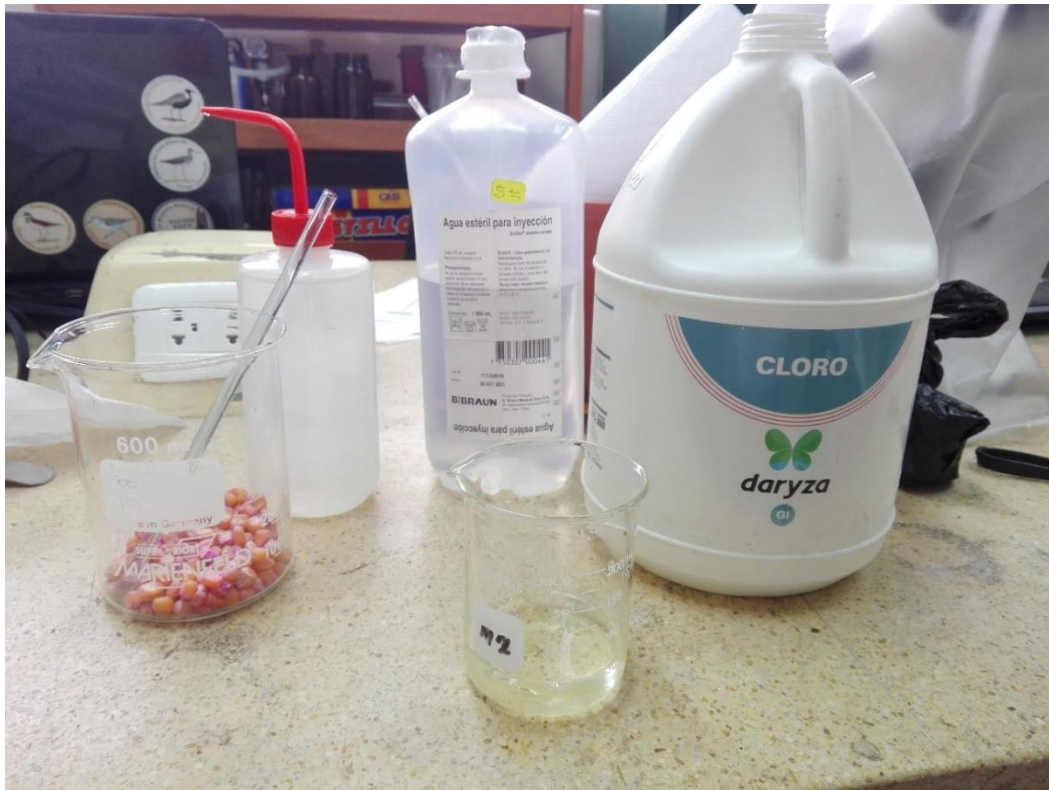
Anexo 13. Figura 11A. Verificación del multiparámetro calibrado



Anexo 14. Figura 12A. Preparación del bioensayo de germinación de la semilla



Anexo 15. Figura 13A. Desinfección de semillas *Zea mays*



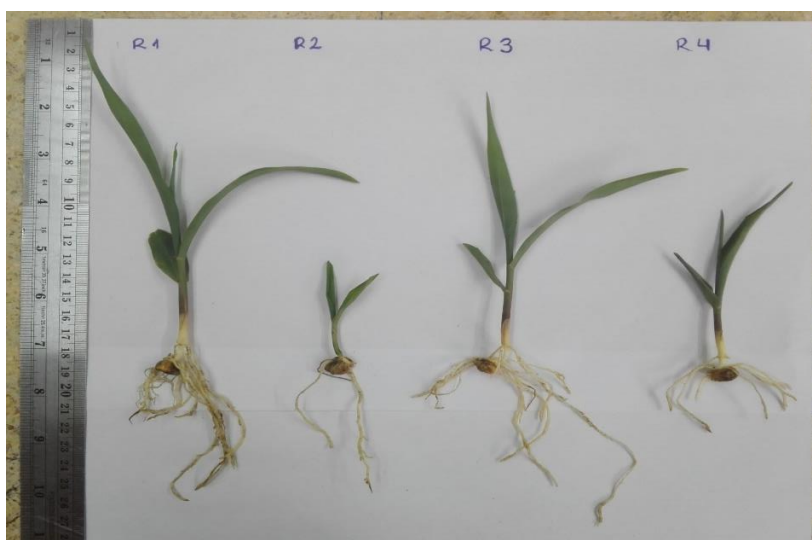
Anexo 16. Figura 14A. Bioensayo de germinación de la semilla



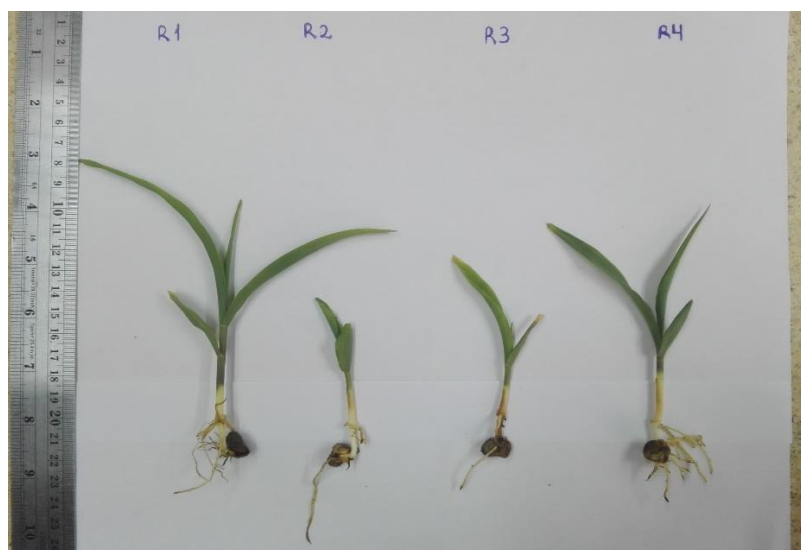
Anexo 17. Figura 15A. Lectura de los tamaños de los *Zea mays* a los 21 días



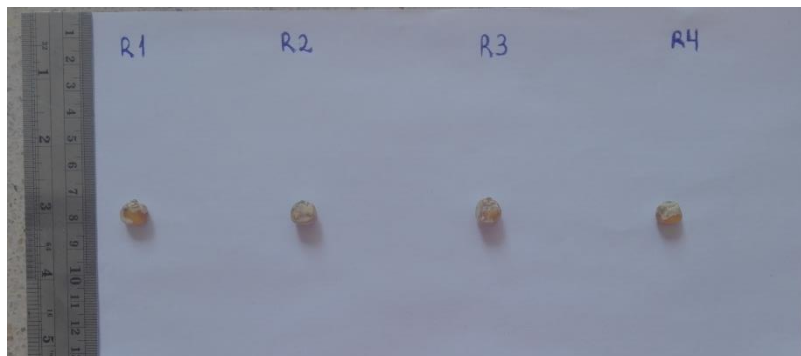
Control (0%)



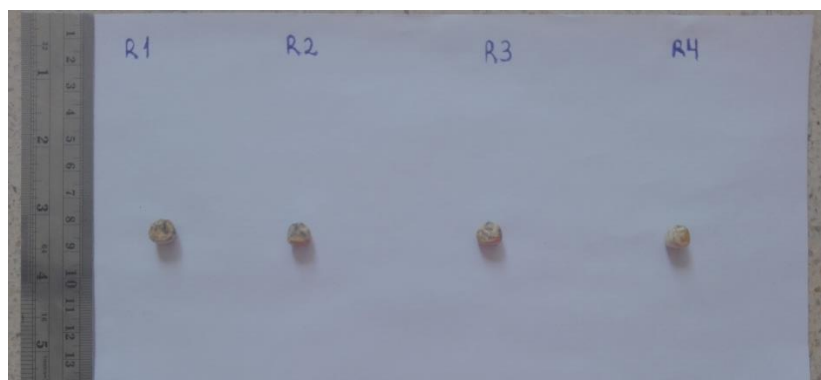
Tratamiento 1 (6.25%)



Tratamiento 2 (9.38%)



Tratamiento 3 (12.5%)



Tratamiento 4 (15.63%)



Tratamiento 5 (18.75%)



Tratamiento 6 (21.88%)

Anexo 18. Figura 16A. Lectura del peso de *Zea mays* a los 21 días



Anexo 19. Tabla 3A. Comparación de límites permitidos de metales en ECA suelo y Lodos de PTAR con resultado de las muestras de suelo del Valle del Río Chillón y lodo DAF

Parámetros mg/Kg	Estándares de Calidad Ambiental para suelo*			Reaprovec hamiento de Lodos de PTAR**	Análisis de metales de esta tesis***	
	Suelo Agrícola	Suelo Residencial Parques	Suelo Comercial/ Industrial/ Extractivo	Biosólidos	Suelo de Valle del Río Chillón	Lodo DAF
Aluminio					10742.0	333.50
Cadmio	1.4	10	22	40	2.28	0.98
Cromo total		400	1000	1200	8.89	5.19
Cromo VI	0.4	0.4	1.4			
Hierro					19636.0	13302.00
Mercurio	6.6	6.6	24	17	<0.01	<0.01
Plomo	70	140	800	400	31.71	7.88
Cobre				1500	42.60	189.20
Níquel				400	8.36	2.46
Zinc				2400	113.12	238.26

Fuente: * MINAM (2017); ** MVCS (2017);*** Anexo 3 y 4.