



UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO

**FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS
Y BIOTECNOLOGÍA**

CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA

Caracterización del contenido en nutrientes y metales pesados en lodos provenientes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ambato (PTAR).

Informe Final de Integración Curricular, Modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniera Biotecnóloga, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

AUTORA: Alison Verónica Sánchez Lascano

TUTOR: Dr.-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

Ambato – Ecuador

Marzo - 2023

APROBACIÓN DEL TUTOR

Dr.-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

CERTIFICA:

Que el presente Informe Final de Integración Curricular ha sido prolijamente revisado. Por lo tanto, autoriza la presentación de este Informe Final de Integración Curricular bajo la Modalidad Proyecto de Investigación, el mismo que responde a las normas establecidas en el Reglamento de la Títulos y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Ambato, 08 de Febrero de 2023

Dr.-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

C.I. 1712283520

TUTOR

DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD

Yo, Alison Verónica Sánchez Lascano, manifiesto que los resultados obtenidos en el presente Informe Final de Integración Curricular, modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniera Biotecnóloga, son absolutamente originales, auténticos y personales; a excepción de las citas bibliográficas.



Alison Verónica Sánchez Lascano

C.I. 1850035526

AUTORA

APROBACIÓN DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL DE GRADO

Los suscritos profesores calificadores, aprueban el presente Informe Final de Integración Curricular, modalidad Proyecto de Investigación, el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

Presidenta del Tribunal

Quim. Lander Vinicio Pérez Aldás, Mg.
C.I. 1802706596

Dr. Santiago Casado Rojo
C.I. 1759126954

Ambato, 8 de Marzo de 2023

DERECHOS DE AUTOR

Autorizo a la Universidad Técnica de Ambato, para que haga de este Informe final de Integración Curricular o parte de él, un documento disponible para su lectura consulta y procesos de investigación, según las normas de la Institución.

Cedemos los Derechos en línea patrimoniales de mi Informe final de Integración Curricular, con fines de difusión pública, además aprobamos la reproducción de este, dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor



Alison Verónica Sánchez Lascano

C.I. 1850035526

AUTORA

DEDICATORIA

*A mis padres y a mi hermana,
que con su amor inquebrantable
y su apoyo incondicional;
me supieron guiar por el buen camino
para poder culminar con éxito
esta etapa de mi vida,
les dedico todo mi esfuerzo
y dedicación.*

AGRADECIMIENTO

Agradezco infinitamente a Dios por todas sus bendiciones y permitirme alcanzar una meta más en mi vida.

Al Proyecto Canje de Deuda Ecuador-España “Fortalecimiento de la unidad operativa de investigación (FITA-UOITA)” de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología por permitirme realizar la parte experimental en sus laboratorios de investigación.

A la prestigiosa Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Ambato (EMAPA) por abrirme sus puertas y permitirme realizar el muestreo de la presente investigación de lodos residuales de la PTAR-Ambato.

A mi tutor, el Dr.-Ing. Rodny Peñafiel agradezco por su acertada orientación, por brindarme sus conocimientos y su paciencia durante la realización del presente proyecto de investigación. A la vez, a los docentes miembros del tribunal por su tiempo empleado en el análisis de la información y resultados del presente proyecto, deseándoles siempre los mejores éxitos.

A toda mi familia, especialmente a mis padres, Galo y Verónica quienes son los ejes centrales de mi vida, gracias por estar siempre a mi lado, por sus consejos y depositar su confianza en mí para poder alcanzar este triunfo.

A mis abuelitos, Graciano y Mariana, por ser ejemplo de vida y de lucha constante, gracias por sus oraciones, su amor, sus consejos y estar siempre pendientes de mí.

A mi hermana, Karen por ser mi compañía en noches de desvelo y transmitirme siempre su paz y alegría.

A mis amigos, Fabian, Marlon y Nicole, gracias por todos los momentos que pude compartir junto a ustedes, sigan siempre adelante colegas un gran futuro los espera.

ÍNDICE

APROBACIÓN DEL TUTOR	ii
DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD	iii
APROBACIÓN DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL DE GRADO	iv
DERECHOS DE AUTOR	v
DEDICATORIA	vi
AGRADECIMIENTO	vii
RESUMEN	xii
ABSTRACT	xiii
CAPÍTULO I	1
MARCO TEÓRICO	1
1.1. Antecedentes investigativos	1
1.1.1. Suelo y Fertilizantes.....	1
1.1.1.1. Tipos de fertilizantes.....	2
1.1.2. Lodos residuales.....	3
1.1.2.1. Tipos de lodos residuales.....	3
1.1.3. Características de lodos residuales.....	4
1.1.3.1. Características fisicoquímicas.....	4
1.1.3.2. Nutrientes.....	5
1.1.3.3. Metales pesados	6
1.1.4. Tratamiento de lodos residuales en la PTAR Ambato	8
1.1.5. Método de cuantificación de nutrientes para lodos residuales.....	9
1.1.5.1. Fotometría.....	9
1.1.6. Método de cuantificación de metales para lodos residuales	10
1.1.6.1. Espectrofotómetro de Absorción Atómica (EAA).....	10

1.1.7.	Normativa Ambiental vigente para la gestión de lodos residuales y biosólidos 11	
1.1.7.1.	Lineamientos de uso como fertilizante en la agricultura	12
1.2.	Objetivos	14
1.2.1.	Objetivo General	14
1.2.2.	Objetivos Específicos.....	14
CAPÍTULO II	15
METODOLOGÍA	15
2.1.	Materiales.....	15
2.1.1.	Equipos de laboratorio	15
2.1.2.	Instrumentos de laboratorio.....	16
2.1.3.	Reactivos de laboratorio.....	17
2.1.4.	Insumos de laboratorio.....	19
2.1.5.	Materiales de escritorio	20
2.2.	Métodos	21
2.2.1.	Recolección de materia prima.....	21
2.2.2.	Parámetros fisicoquímicos	21
2.2.2.1.	Contenido de humedad	21
2.2.2.2.	Materia orgánica	22
2.2.2.3.	pH	23
2.2.3.	Análisis de componentes nutrientes	23
2.2.3.1.	Solubilización de los lodos secos	23
2.2.3.2.	Determinación de componentes nutrientes	24
2.2.4.	Análisis de metales pesados	28
2.2.4.1.	Digestión ácida	28
2.2.4.2.	Determinación de metales pesados	29
CAPÍTULO III	32

RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
3.1. Caracterización fisicoquímica de lodos residuales.....	32
3.2. Caracterización de metales pesados de lodos residuales	36
3.3. Caracterización de nutrientes de lodos residuales	42
3.4. Aprovechamiento de lodos residuales	49
CAPÍTULO IV	51
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	51
4.1. Conclusiones	51
4.2. Recomendaciones	53
MATERIALES DE REFERENCIA.....	54
Referencias Bibliográficas	54
Anexos	64

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos	11
Tabla 2. Límites máximos permisibles para metales pesados en lodos destinados a su utilización agraria.....	12
Tabla 3. Límites máximos permisibles de metales pesados.....	13
Tabla 4. Mínimos declarables de componentes nutrientes.....	13
Tabla 5. Equipos de laboratorio	15
Tabla 6. Instrumentos de laboratorio.....	16
Tabla 7. Reactivos de laboratorio.....	17
Tabla 8. Insumos de laboratorio	19
Tabla 9. Materiales de escritorio	20
Tabla 10. Especificaciones del equipo HANNA HI83399 para la cuantificación de los componentes nutrientes	24
Tabla 11. Parámetros para de determinación de metales por EAA con horno de grafito en el equipo PG INSTRUMENTS AA500.....	30

Tabla 12. Especificaciones según el rango para la determinación de cromo VI.....	31
Tabla 13. Parámetros fisicoquímicos de muestras de lodos de la PTAR-Ambato.....	32
Tabla 14. Concentraciones de metales pesados en muestras de lodos provenientes de la PTAR-Ambato.	37
Tabla 15. Porcentaje en peso de nutrientes en muestras de lodos de la PTAR-Ambato.	42
Tabla 16. Concentraciones de nutrientes y metales pesados en muestras de lodos solidificados de la PTAR-Ambato con respecto a la estruvita.....	46

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Cadena de custodia de muestras de lodos de la PTAR-Ambato.	64
Anexo 2. Parámetros para la elaboración de la curva de calibración de aluminio y arsénico.	65
Anexo 3. Parámetros para la elaboración de la curva de calibración de cadmio y cromo	66
Anexo 4. Parámetros para la elaboración de la curva de calibración de cobalto y cobre.	67
Anexo 5. Parámetros para la elaboración de la curva de calibración de plomo y molibdeno.	68
Anexo 6. Parámetros para la elaboración de la curva de calibración de Níquel.....	69
Anexo 7. Muestreo y medición de parámetros fisicoquímicos en los lodos de centrífuga y lodos solidificados.....	70
Anexo 8. Medición del contenido en nutrientes y metales pesados en muestras de lodos de centrífuga y lodos solidificados de la PTAR-Ambato.	71

RESUMEN

La gestión sostenible del suelo es una prioridad para la producción de alimentos y protección del medio ambiente, por eso, los lodos residuales se convierten en una estrategia de gestión agrícola para mejorar las propiedades del suelo. Por tal motivo, se caracterizaron a los lodos de centrífuga y lodos solidificados de la PTAR-Ambato en función de sus características fisicoquímicas (contenido de humedad, materia orgánica y pH), contenido de metales pesados (Cr, Pb, Cd, As, Co, Ni, Al) y nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Zn, Mn). Por medio de un análisis de los límites máximos y mínimos permisibles según las normativas ambientales, se estimó el aprovechamiento de los lodos residuales en la agricultura. En efecto, el alto contenido de nutrientes (porcentaje) N, P y K con 3,05, 2,15 y 0,77 en los lodos de centrífuga; y 0,92, 41,27 y 1,01, en los lodos solidificados, respectivamente, los convierten en un recurso potencial para el reciclaje de nutrientes. No obstante, el elevado contenido de humedad (porcentaje) con 389,61 y 70,56, el bajo contenido de materia orgánica (porcentaje) con 10,97 y 0,68 en lodos de centrífuga y lodos solidificados, respectivamente, así como el elevado contenido de metales pesados (miligramo por kilogramo) como aluminio elemental con 759,43 y cromo hexavalente con 82,68 limitan su utilización en la agricultura. Por lo tanto, lodos residuales de la PTAR-Ambato antes de su disposición final podrían ser estabilizados mediante la alcalinización prolongada, compostaje o vermicompostaje a fin de obtener un producto apto para la agricultura.

Palabras claves: PTAR-Ambato, lodos residuales, gestión ambiental, agricultura sostenible, nutrientes, metales pesados, vermicompostaje

ABSTRACT

Sustainable soil management is a priority for food production and environmental protection; therefore, sewage sludge becomes an agricultural management strategy to improve soil properties. This is the reason why, the centrifuge sludge and solidified sludge from the PTAR-Ambato were characterized based on their physicochemical characteristics (moisture content, organic matter and pH), heavy metal content (Cr, Pb, Cd, As, Co, Ni, Al) and nutrients (N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Zn, Mn). Through the maximum and minimum limits analysis, established in the current environmental regulations, the use of residual sludge in agriculture was measured. Indeed, the high content of nutrients (percentage) N, P and K with 3.05, 2.15 and 0.77 in centrifuge sludge; and 0.92, 41.27 and 1.01, in solidified sludge, respectively, make it a potential resource for nutrient recycling. However, the high moisture content (percentage) with 389.61 and 70.56, the low organic matter content (percentage) with 10.97 and 0.68 in centrifuge sludge and solidified sludge, respectively, as well as the high content of heavy metals (milligram per kilogram) such as elemental aluminum with 759.43 and hexavalent chromium with 82.68 limit their use in agriculture. In conclusion, residual sludge from the PTAR-Ambato could be stabilized before final disposal by prolonged alkalization, composting or vermicomposting to obtain a product suitable for agriculture.

Key words: WWTP-Ambato, sewage sludge, environmental management, sustainable agriculture, nutrients, heavy metals, vermicomposting

CAPÍTULO I

MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes investigativos

1.1.1. Suelo y Fertilizantes

Según, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) menciona que los suelos son la base vital de los alimentos agrícolas para garantizar la seguridad alimentaria a nivel mundial. Por lo tanto, la gestión sostenible del suelo es una prioridad para la producción de alimentos y protección del medio ambiente **(FAO, 2019)**. A fin de lograr un cultivo sostenible, se deben cumplir con los requerimientos nutricionales mediante el reciclaje de nutrientes, regulación de los productos fertilizantes y la conservación de la fertilidad del suelo. Un desafío asociado al manejo de los suelos es el empleo intensivo de fertilizantes y plaguicidas que afectan a la calidad del suelo y del agua **(Sharma & Chetani, 2017)**.

El Código Internacional de Conducta para el Uso y Manejo de Fertilizantes contribuye con la ejecución de los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) para aumentar la cantidad y calidad de los recursos de la tierra y fomentar el uso eficiente de los fertilizantes para satisfacer la demanda agrícola **(AECID, 2019)**. De forma particular, los suelos contribuyen de forma directa e indirectamente a algunos ODS, relacionados al hambre, nutrición, agua limpia, cambio climático y la vida en la tierra **(ONU, 2018)**.

Los fertilizantes/abonos se refieren a sustancias de origen orgánico e inorgánico utilizados en la agricultura para contribuir con uno o varios elementos nutricionales indispensables para mejorar el desarrollo de los vegetales y propiedades del suelo **(Agrocalidad, 2020)**.

Para obtener un rendimiento óptimo en los cultivos, los nutrientes deben estar disponibles en las plantas en la proporción y forma utilizable correcta (**Ibrahim et al., 2013**).

1.1.1.1. Tipos de fertilizantes

- **Fertilizantes inorgánicos o químicos**

Los fertilizantes químicos provienen de la extracción de distintos elementos de la naturaleza (N, P y K), que por medio de procesos físicos/químicos, son encapsulados para que se disuelvan fácilmente en el agua y sean asimilados por los cultivos agrícolas (**Arévalo & Castellano, 2009**). Su aplicación en el suelo suele ser inmediata para mejorar la productividad del suelo y rendimiento de los cultivos. Sin embargo, el uso continuo causa degradación y acidez del suelo influyendo en la fertilidad y el crecimiento de las plantas (**Pahalvi et al., 2021**). A la vez, la disminución de los nutrientes del suelo y acumulación de metales pesados (nitratos y fosfatos) genera problemas en la salud humana y ecosistema (**Kulkarni & Goswami, 2019**).

- **Fertilizantes orgánicos**

Los fertilizantes orgánicos son materiales que provienen de la descomposición de restos de origen animal o vegetal como estiércol, compost, residuos de cultivos y desechos domésticos. A más de la materia orgánica, contienen nutrientes indispensables en concentraciones mínimas requeridas por los vegetales (**Agrocalidad, 2020**). Además, influyen sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo para mejorar la estructura del suelo, porosidad y retención del agua, incrementa la disponibilidad de los nutrientes y su liberación es más lenta para proteger al suelo de las lluvias y erosión eólica (**Tesfaye, 2018**).

1.1.2. Lodos residuales

Los lodos residuales son el subproducto semisólido de las diferentes etapas de tratamiento de las aguas residuales. Contienen una mezcla de materiales orgánicos, inorgánicos y agua de efluentes domésticos, industriales y comerciales. Sin embargo, una amplia gama de contaminantes pueden limitar su aprovechamiento debido a sus efectos perjudiciales en el medio ambiente (**Lamastra et al., 2018**). Con la finalidad de tratar los lodos y darles un uso adecuado, es necesario conocer el origen y las características que estos presentan para otorgarles un valor ambiental potencial (**Tytlá, 2019**). Así, podrán ser manipulados de forma segura mediante el aprovechamiento de sus nutrientes en la agricultura o como fuente de energía debido a su potencial calórico (**Gao et al., 2020**). Por lo tanto, la aplicación de los lodos en el suelo puede ser considerada como un recurso biológico a través del reciclaje de nutrientes para la agricultura sostenible (**Usman et al., 2012**).

En cuanto a la disposición final de lodos residuales, el 55% es aplicado en los suelos agrícolas de forma directa o compostaje, el 30% es eliminado en vertederos y el 15% es incinerado (**Peccia & Westerhoff, 2015**). En algunos países del mundo como España, Dinamarca, Francia, Irlanda, Reino Unido y Bélgica han reportado el uso de lodos de depuradora en suelos agrícolas. En particular, la valorización agrícola de los lodos en España es del 82%, la valorización energética es del 6% y eliminación a los vertederos es del 12%; de esta manera, la reutilización de lodos depurados permite mejorar la calidad del suelo y ahorrar aproximadamente un 37% del costo en abonado (**ISM, 2015**).

1.1.2.1. Tipos de lodos residuales

Los lodos residuales provenientes de las PTAR según su origen pueden ser lodos primarios que provienen del tratamiento primario de las aguas residuales debido a que se encuentran al fondo de los tanques sedimentadores. Estos lodos poseen un alto contenido

materia orgánica y una humedad. Por otro lado, los lodos secundarios se generan en el reactor biológico donde el agua con materia particulada de la sedimentación primaria se incorpora para transformar los residuos en biomasa. Y los lodos terciarios se generan de la precipitación química y filtración de los lodos del reactor biológico (**Lopez et al., 2017**).

1.1.3. Características de lodos residuales

Las características de los lodos residuales dependen del efluente del agua residual y los tratamientos empleados en las PTAR. Mientras más poblada e industrializada sea la zona de donde provienen las aguas residuales, hay más posibilidades de que los lodos contengan un alto contenido de metales pesados y patógenos (**Nascimento et al., 2020**). Según la naturaleza de los lodos residuales provenientes de la PTAR, pueden tener características variadas con respecto al contenido de humedad, materia orgánica, sustancias químicas y metales pesados (**Kumar et al., 2017**).

1.1.3.1. Características fisicoquímicas

El contenido de humedad se define como la cantidad de sólidos presentes en el lodo y es dependiente del tipo de lodo. Este es uno de los parámetros físicos importantes, ya que, tras la deshidratación de los lodos tratados permite establecer el tratamiento adecuado antes de su disposición final y reutilización. A medida que incrementa la humedad, la manipulación y el almacenamiento de los lodos será más complejo (**Gao et al., 2020**).

Los sólidos volátiles se estiman como la cantidad de materia prima disponible en el lodo residual o biosólido. Este parámetro físico contribuye a mantener la capacidad productiva del lodo, ya que, influye sobre el estado de agregación de las partículas, porosidad y actúa como un reservorio de nutrientes para las plantas. Generalmente, los lodos residuales primarios presentan un alto contenido de materia orgánica y un olor extremadamente

ofensivo; así como también elementos orgánicos como azúcares simples, ácidos grasos, proteínas, aminoácidos y otros compuestos que son degradados fácilmente por los microorganismos del suelo (**Tiruneh et al., 2014**).

El pH es la medida de la acidez o basicidad de una solución acuosa que oscila entre un rango de 0 – 14. En los lodos residuales, este parámetro está sumamente relacionado con la descomposición de minerales de suelo, movilidad de metales pesados y reacciones bioquímicas de los microorganismos (**Iticescu et al., 2021**).

1.1.3.2. Nutrientes

Los lodos residuales estabilizados son ricos en nutrientes, los cuales pueden tener el potencial para sustituir a los fertilizantes. Estos lodos residuales están compuestos por macronutrientes y micronutrientes esenciales para las plantas y la microbiota del suelo (**Kumar et al., 2017**).

- **Macronutrientes y micronutrientes**

Los macronutrientes son los componentes nutricionales que deben ser aplicados al suelo en grandes cantidades y se dividen en macronutrientes primarios como nitrógeno, fósforo y potasio; y secundarios como magnesio, azufre y calcio (**IFA, 1992**). Con respecto al nitrógeno, es el elemento principal de la planta y es absorbido en el suelo en forma de nitrato (NO_3^-) o amonio (NH_4^+). Este nutriente favorece la absorción de otros nutrientes en el suelo, desarrollo y rendimiento de las plantas. Por otro lado, el fósforo es indispensable en la diferenciación celular, fotosíntesis y transferencia de energía. Por otro lado, el potasio protege a las plantas de las sequías, heladas y salinidad. Dentro de los nutrientes secundarios, el magnesio es el componente principal de la clorofila en las hojas de las plantas para la transferencia de la energía. Mientras que, el azufre permite la

formación de la clorofila y el calcio interviene en el crecimiento de las raíces y reduce la acidez del suelo (**Roy et al., 2006**).

Los micronutrientes deben ser colocados en el suelo en pequeñas cantidades para el desarrollo de las plantas. En este grupo se encuentran: hierro, manganeso, molibdeno, zinc, cobre, boro y cobalto (**Arévalo & Castellano, 2009**). Sin embargo, la presencia excesiva de boro puede provocar efectos adversos en las posteriores cosechas. Por lo tanto, algunos de los micronutrientes deben ser aplicados de forma adecuada debido a que con el tiempo pueden volverse tóxicos para las plantas (**IFA, 1992**).

1.1.3.3. Metales pesados

Los metales pesados son un grupo de elementos metálicos presentes en forma natural de alto peso molecular y densidad con respecto al agua. Los lodos residuales de las PTAR estabilizados tienen niveles bajos de metales pesados como el cobre (Cu), cromo (Cr), el níquel (Ni), el plomo (Pb), el cadmio (Cd) y arsénico (As) (**Tytla, 2019**). No obstante, requieren una atención cuidadosa antes de emplearlos en la agricultura porque reduce la disponibilidad de nutrientes, contenido de materia orgánica, microbiota y acidifica el suelo. Por consiguiente, causa efectos tóxicos sobre los cultivos agrícolas, salud humana y medio ambiente (**Usman et al., 2012**).

- **Cobre:** El cobre es un metal de transición indispensable como cofactor de enzimas que intervienen en la respiración celular y metabolismo energético. Está en los alimentos sólidos como moléculas orgánicas y en el agua potable o contaminada en forma inorgánica debido a procesos antropogénicos. La exposición excesiva al cobre causa la enfermedad de Wilson en humanos debido al daño celular y efectos en el sistema nervioso central por medio del tracto gastrointestinal (**Hsu et al., 2018**).

- **Cromo:** El cromo es un elemento natural con estados de oxidación desde el cromo (II) hasta el cromo (VI), siendo el cromo (III) la forma más estable y cromo (VI) el más tóxico. Se encuentra presente en el suelo, agua, aire por fuentes naturales y antropogénicas como el procesamiento de metales, curtiduría, soldadura y pigmentos de cromo. El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC) ha considerado al Cr (VI) como el carcinógeno humano más potente (**Briffa et al., 2020**).
- **Mercurio:** El mercurio es un elemento de transición y es el único metal pesado que se encuentra en la naturaleza en forma elemental, orgánica e inorgánica. Se emplea en la industria eléctrica, odontología, reactores nucleares y conservante de productos farmacéuticos. La exposición al mercurio puede inducir a la toxicidad gastrointestinal, nefrotoxicidad y neurotoxicidad (**Oliveira et al., 2022**).
- **Níquel:** El níquel es un elemento de transición presente en la corteza terrestre en combinación con el oxígeno y azufre. Proviene de fuentes naturales y antropogénicas debido a la al uso de combustibles sólidos y líquidos. Dependiendo de la exposición del níquel, puede provocar reacciones alérgicas, mareos, insuficiencia respiratoria, incluso incrementar las posibilidades de cáncer (**Genchi et al., 2020**).
- **Plomo:** El plomo está presente en la corteza terrestre en pequeñas cantidades. Este metal se encuentra de forma natural y por actividades antropogénicas debido a la minería, quema de combustibles fósiles, productos metálicos y baterías. La exposición al plomo puede causar severos daños al sistema nervioso central como pérdida de memoria, dolor de cabeza, irritabilidad y toxicidad sistémica en riñones, hígado, sistema endócrino y reproductivo (**Tchounwou et al., 2012**).
- **Cadmio:** El cadmio es un metal pesado que ha generado una considerable preocupación ambiental y ocupacional. Proviene de aplicaciones industriales como aleaciones, baterías, estabilizadores y pigmentos. La exposición del cadmio puede causar lesiones gastrointestinales graves, hepático o renal, incluso adenocarcinomas pulmonares (**Briffa et al., 2020**).
- **Arsénico:** El arsénico es un elemento presente en todas las matrices ambientales en bajas concentraciones y su forma tóxica es inorgánica como arsenito trivalente y el

arseniato. Proviene de los procesos de fundición del cobre, erupciones volcánicas, conservantes de madera y pesticidas. La exposición del arsénico causa efectos cancerígenos y sistémicos para la salud, hasta la muerte (**Tchounwou et al., 2012**).

1.1.4. Tratamiento de lodos residuales en la PTAR Ambato

La PTAR Ambato es una de las plantas de tratamiento municipales más grandes del país cuya finalidad es descontaminar el río Ambato, ya que, anteriormente las aguas residuales eran descargadas directamente al río (**La Hora, 2021**). La PTAR Ambato cumple con la normativa ambiental vigente para garantizar que las aguas residuales tratadas estén en óptimas condiciones para ser devueltas al cauce natural. De igual manera, el tratamiento de los lodos residuales permite estabilizar los materiales orgánicos para eliminar malos olores y se inactiven patógenos antes de su disposición final (**GAD Municipalidad de Ambato, 2022**). Los procesos de tratamiento son:

- **Pretratamiento:** Las aguas residuales de la ciudad de Ambato entran a una cámara de bombeo compuesta por un canal de rejillas, desarenador y trampa de grasas. La función del canal de rejillas y desarenador es separar los sólidos de gran tamaño como plásticos, piedras y palos del agua cruda para evitar la obstrucción y mejorar la circulación del agua por las tuberías. Mientras que, la materia orgánica menos densa es removida hacia un depósito.
- **Tratamiento primario:** El agua residual pretratada se dirige por tuberías hacia los sedimentadores circulares primarios para decantar todos los sólidos suspendidos para generar lodos por acción de la gravedad y tiempo de retención. Estos lodos son enviados al digestor de lodos. El resto de materia orgánica que no ha sido sedimentada es tratado en el reactor biológico.
- **Tratamiento secundario:** El agua tratada del sedimentador primario pasa por una tubería con dos conductos independientes al reactor biológico para convertir los

contaminantes orgánicos en materia suspendida por acción de los microorganismos. Este lodo activado es recirculado y el agua tratada sale por canales perimetrales hacia los canales de agua tratada.

- **Tratamiento terciario:** Este proceso es considerado como la etapa final del tratamiento para brindar una mejor calidad al efluente que será descargado al río, considerando que el agua residual debe cumplir con los límites permisibles según lo establece la normativa ambiental vigente. Durante el tratamiento, el agua se mezcla con cloro gas para eliminar microorganismos y algunos nutrientes provenientes de los sedimentadores secundarios.
- **Tratamiento de lodos:** Los lodos primarios del espesador por gravedad y los lodos secundarios (en exceso) se dirigen a un depósito para formar los fangos mixtos y bombearlos al digestor. Una vez espesados, continúa el proceso de digestión anaerobia a $35 \pm 2^{\circ}\text{C}$ para reducir la humedad y presencia de patógenos. Finalmente, los lodos digeridos se almacenan en el silo hasta su disposición final. Se estima que diariamente la planta produce alrededor de 80 Tn. Además, la fermentación de la materia orgánica del digestor genera biogás correspondiente al 30% de la energía necesaria para el funcionamiento de digestores, calderas e instalaciones de la planta.

1.1.5. Método de cuantificación de nutrientes para lodos residuales

1.1.5.1. Fotometría

La fotometría es una técnica cuantitativa ampliamente utilizada en los laboratorios de investigación debido a su robustez y versatilidad en los análisis de química analítica. La fotometría se define como la medición de la luz absorbida en un rango específico para determinar las concentraciones de analitos orgánicos e inorgánicos en soluciones acuosas. Esta técnica emplea la ley de Beer-Lambert, que establece una proporcionalidad entre la cantidad de luz absorbida por la muestra, concentración del analito y longitud de la luz de

la muestra (Zijlstra et al., 2021). Existen numerosas aplicaciones en el campo ambiental para medir contaminantes del agua, en la nutrición para el análisis de muestras de alimentos y bebidas, en la construcción para el análisis de la composición de materiales (Frenzel & McKelvie, 2008).

1.1.6. Método de cuantificación de metales para lodos residuales

1.1.6.1. Espectrofotómetro de Absorción Atómica (EAA)

La EAA es una de las primeras técnicas de análisis instrumental de metales traza, caracterizada por ser sensible, precisa y veloz (Sneddon, 2012). Se fundamenta en la medición de la cantidad de radiación de una fuente en específica que absorben los átomos pulverizados y una vez obtenida la absorbancia, se determina la concentración de los átomos absorbentes (García, 2003). Actualmente, los atomizadores más usados son los de llama y electrotérmicos (horno de grafito) para medir metales y compuestos inorgánicos (Aller, 2018). La EAA debido a su especificidad proporciona diversas aplicaciones en el área de la salud para medir niveles de metales y electrolitos en fluidos biológicos; en el ámbito ambiental se analizan aguas (potable, residuales, lago, mar) y suelos para medir metales pesados; mientras que, en los análisis geológicos se investigan las reservas de minerales (Elwell & Gidley, 2013).

- **Espectrofotómetro de Absorción Atómica (EAA) con horno de grafito**

La técnica de EAA con horno de grafito es ampliamente utilizada debido a su alta sensibilidad y rapidez. Emplea un tubo de grafito en el compartimento del equipo por donde atraviesa la luz. Una pequeña cantidad de solución de muestra se coloca en el orificio de inyección en el centro del tubo, el cual asciende a una temperatura programada hasta que el analito se disocia en átomos y se dé la absorción atómica. A medida que los

átomos se difunden por el tubo, la absorbancia puede aumentar o disminuir en una señal en forma de pico. La altura del pico es integrada como señal analítica en la cuantificación (Beaty & Kerber, 1993).

1.1.7. Normativa Ambiental vigente para la gestión de lodos residuales y biosólidos

La gestión de los lodos residuales en el país está regulada por la Norma Técnica de Desechos Peligrosos y Especiales”, basada en la Norma Internacional Mexicana “NOM-004-SEMARNAT-2002”. Esta normativa establece los límites máximos permisibles de contaminantes como metales pesados en lodos provenientes de las plantas de tratamiento (potabilizadores o aguas residuales) como se detalla en la **Tabla 1**, para posibilitar su aprovechamiento o disposición final y minimizar sus efectos contaminantes al medio ambiente. A la vez, la Comisión Europea (CE) emitió el Real Decreto 1310/1990 que establece requisitos sobre la composición de los lodos depurados y tipo de tratamiento empleado; además, establece los límites máximos permisibles de metales pesados en el suelo presentados en la **Tabla 2** (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 1990).

Tabla 1.

Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos.

Contaminante	Excelentes mg/kg (base seca)	Buenos mg/kg (base seca)
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
Cromo	1200	3000
Cobre	1500	4300
Plomo	300	840
Níquel	420	420
Zinc	2800	7500

Recopilado de NOM-004-SEMARNAT-2002 referente a la tabla 2.

Tabla 2.

Límites máximos permisibles para metales pesados en lodos destinados a su utilización agraria.

Parámetros	Valores límite (mg/kg de materia seca)	
	Suelos con pH menor de 7	Suelos con pH mayor de 7
Cadmio	20	40
Cobre	1000	1750
Níquel	300	400
Plomo	750	1200
Zinc	2500	4000
Mercurio	16	25
Cromo	1000	1500

Recopilado del Real Decreto 1310/1990 referente al Anexo I B.

1.1.7.1. Lineamientos de uso como fertilizante en la agricultura

Son considerados como fertilizantes aquellos que cumplen con los métodos adecuados sobre la toma de muestra, análisis y ensayos para comprobar sus cualidades, de modo que, no representen un riesgo al ecosistema y tengan un alto contenido en nutrientes necesarios para las plantas (**Lamastra et al., 2018**). Según menciona **Agrocalidad (2020)**, entre los requisitos específicos para el registro de fertilizantes orgánicos que se deben cumplir son la composición para macronutrientes primarios y secundarios, micronutrientes, materia orgánica, contenido de humedad y metales pesados como se detallan en la **Tabla 3 y 4**.

Tabla 3.*Límites máximos permisibles de metales pesados.*

Metal pesado	Límites máximos de concentración (mg kg⁻¹)
Aluminio (Al)	250
Arsénico (As)	40
Cadmio (Cd)	1,5
Cobalto (Co)	200
Níquel (Ni)	50
Plomo (Pb)	120
Cromo hexavalente (VI)	2,5

Recopilado de **Agrocalidad (2020)**, referente a la tabla 2.**Tabla 4.***Mínimos declarables de componentes nutrientes.*

Nutriente	Mínimos declarables %		
	Macronutrientes Primarios y Secundarios	Macro y Micronutrientes	Solo Micronutrientes
Nitrógeno total	3	3	-
Fósforo (P ₂ O ₅)	3	3	-
Potasio (K ₂ O)	3	3	-
Calcio (CaO)	1,5	1	-
Magnesio (MgO)	1,5	1	-
Sulfato	1,5	1	-
Cobre	-	0,002	0,020
Hierro	-	0,020	0,200
Manganeso	-	0,010	0,100
Molibdeno	-	0,002	0,020
Zinc	-	0,020	0,200

Recopilado de **Agrocalidad (2020)**, referente a la tabla 1.

1.2.Objetivos

1.2.1. Objetivo General

Caracterizar el contenido en nutrientes y metales pesados en lodos de la PTAR de Ambato.

1.2.2. Objetivos Específicos

- Medir el contenido humedad, cantidad de materia orgánica y pH presente en los lodos de la PTAR-Ambato.
- Cuantificar la concentración de aluminio, arsénico, cadmio, níquel, cromo, plomo y cobalto en los lodos por medio de fotometría multiparamétrica y espectrofotometría de absorción atómica para definir las características tóxicas.
- Cuantificar la concentración de nitrógeno total, fósforo total, potasio, calcio, magnesio, sulfato, cobre, hierro, manganeso, molibdeno y zinc en los lodos por medio de fotometría multiparamétrica y espectrofotometría de absorción atómica para definir su composición nutricional.
- Estimar si el potencial de uso de los lodos como insumo para la elaboración enmiendas de suelo o fertilizante agrícola de acuerdo con la Normativa Ambiental y los lineamientos de uso como fertilizante en la agricultura (Agrocalidad).

CAPÍTULO II

METODOLOGÍA

2.1. Materiales

2.1.1. Equipos de laboratorio

Tabla 5.

Equipos de laboratorio.

Detalle	Cantidad
Medidor de pH - Thermo Fisher Scientific	1
Balanza analítica - RADWAG	1
Refrigeradora - SAMSUNG RF26J7500	1
Estufa - BINDER	1
Mufla de Cerámica - BIOBASE	1
Cámara de flujo laminar - Terra Universal 2001-65	1
Micropipeta de 100-1000 μ L - SPINREACT	1
Sistema de digestión por microondas - ETHOS UP MILESTONE	1
Espectrofotómetro de Absorción Atómica - PG INSTRUMENTS AA500	1
Plato de calentamiento con agitador magnético - CORNING	1
Fotómetro Multiparámetro - Hanna Instruments HI 83399	1
Purificador de agua - Thermo Fisher Scientific	1

2.1.2. Instrumentos de laboratorio

Tabla 6.

Instrumentos de laboratorio.

Detalle	Cantidad
Vaso de digestión TFM (teflón)	6
Vaso de precipitado 50 mL	2
Vaso de precipitado 100 mL	1
Probeta 50 mL	2
Balón de aforo 25 mL	3
Balón de aforo 100 mL	6
Balón de aforo 1000 mL	3
Pipeta volumétrica 1 mL	1
Pipeta volumétrica 5 mL	1
Pipeta volumétrica 10 mL	2
Tubo de ensayo 10 mL	10
Matraz Erlenmeyer 250 mL	3
Vial 20 mL	6
Cubeta 10 mL	6
Cápsulas de porcelana	6
Embudo	1
Mortero	1
Varilla de agitación	1

Detalle	Cantidad
Espátula	1
Filtro para jeringa 0,4 mm	12
Jeringa	6
Papel filtro de membrana de 0,4 µm	1
Magneto	2
Puntas de pipeta 1000 µL	50
Botella ámbar 250 mL	10
Botella ámbar 1 L	8
Desecador	1
Crisol	6
Viales de plástico 2 mL	20
Varilla de agitación	1

2.1.3. Reactivos de laboratorio

Tabla 7.

Reactivos de laboratorio.

Detalle	Cantidad
Agua destilada	10 L
Kit de solución calibradora de pH: 4, 7 y 10	1 kit
Ácido nítrico concentrado 65% - Merck Millipore	100 mL
Peróxido de hidrógeno 30% - Merck Millipore	15 mL

Detalle	Cantidad
Ácido clorhídrico concentrado 37% - Merck Millipore	10 mL
Argón 5;0; pureza 99,999% - Linde	1 cilindro
Estándar de aluminio de 1000 µg/L - AccuStandart, USA	2 mL
Estándar de arsénico de 1000 µg/L - AccuStandart, USA	2 mL
Estándar de cadmio de 1000 µg/L - AccuStandart, USA	2 mL
Estándar de cobalto de 1000 µg/L - AccuStandart, USA	2 mL
Estándar de cobre de 1000 µg/L - AccuStandart, USA	2 mL
Estándar de níquel de 1000 µg/L - AccuStandart, USA	2 mL
Estándar de plomo de 1000 µg/L - AccuStandart, USA	2 mL
Estándar de molibdeno de 1000 µg/L - AccuStandart, USA	2 mL
Reactivo para Zinc HI 93767B-B - Hanna Instruments	7 paquetes
Persulfato de potasio PERSULFATE/N - Hanna Instruments	13 paquetes
Metabisulfito de sodio BISULFITE/N - Hanna Instruments	7 paquetes
Reactivo nitrógeno total rango alto HI 93767-0 - Hanna Instruments	7 paquetes
Vial de digestión de nitrógeno total, rango alto HI 93766V-OHR - Hanna Instruments	7 paquetes
Vial reactivo fósforo HI 93758V-0HR - Hanna Instruments	7 paquetes
Reactivo de fósforo HI 93758B-0 - Hanna Instruments	13 paquetes
Reactivo de fósforo rango alto < HI 93763B-0 - Hanna Instruments	5 mL
Reactivo A de potasio HI93750A-0 - Hanna Instruments	3 mL
Reactivo B de potasio HI 93750B-0 - Hanna Instruments	4 paquetes
Reactivo A de calcio HI 93752A-Ca - Hanna Instruments	40 mL

Detalle	Cantidad
Reactivo solución tampón - Hanna Instruments	1 mL
Reactivo B de calcio HI 93752B-Ca - Hanna Instruments	4 mL
Reactivo de magnesio A HI 93752A-Mg - Hanna Instruments	4 mL
Reactivo B de magnesio de rango alto HI 93752B-Mg - Hanna Instruments	40 mL
Reactivo de sulfato HI 93751-0 - Hanna Instruments	4 paquetes
Reactivo de hierro de rango alto HI 93721-0 - Hanna Instruments	4 paquetes
Reactivo A de manganeso rango alto HI 93709A-0 - Hanna Instruments	4 paquetes
Reactivo B de manganeso rango alto HI 93709B-0 - Hanna Instruments	4 paquetes
Reactivo A de zinc HI 93731A-0 - Hanna Instruments	4 paquetes
Reactivo B de zinc HI 93731B-0 - Hanna Instruments	0,20 mL
Reactivo cromo VI rango alto HI 93723-0 - Hanna Instruments	4 paquetes

2.1.4. Insumos de laboratorio

Tabla 8.

Insumos de laboratorio.

Detalle	Cantidad
Guantes de nitrilo	1 paquete
Alcohol antiséptico	1 frasco
Cinta adhesiva	1 unidad

Detalle	Cantidad
Parafilm	1 rollo
Papel absorbente	1 rollo
Papel de aluminio	1 rollo
Envases estériles de polietileno 125 mL	6 unidades
Envases de polietileno boca ancha	3 unidades
Funda plástica negra 23" x 28"	3 unidades
Funda plástica - Zipper Ziploc	4 unidades

2.1.5. Materiales de escritorio

Tabla 9.

Materiales de escritorio.

Detalle	Cantidad
Cuaderno	1 unidad
Esferos y lápices	4 unidades
Rotuladores	2 unidades
Calculadora	1 unidad
Computadora Portátil	1 unidad

2.2.Métodos

2.2.1. Recolección de materia prima

El material de análisis fue proveniente de los lodos de la PTAR de Ambato ubicada en la Provincia de Tungurahua. Para ello, se recolectaron cuatro muestras puntuales de lodo: dos del proceso de centrífuga o evacuado (descarte final), cada una de aproximadamente 1,5 kg y dos de las tuberías del biodigestor, cada una de aproximadamente 250 g. En el caso de las muestras de lodos de centrífuga, se depositaron en fundas plásticas negras selladas completamente y luego en envases de polietileno de boca ancha; mientras que, las muestras de lodos de solidificados se depositaron en fundas herméticas y después en envases de polietileno. Luego, se etiquetaron y se rotularon según el número de muestras y réplicas con el código UTA-FCIAB-LE-M# y UTA-FCIAB-LS-M#, respectivamente. Posteriormente, fueron almacenados en *coolers* a 4°C. Cabe mencionar que, para cada toma de muestra se llenó la cadena de custodia (*Anexo I*). Finalmente, fueron transportadas al Laboratorio de la UODIDE de la Universidad Técnica de Ambato y conservadas en refrigeración a 4°C para evitar cualquier tipo de contaminación y transformación de la muestra hasta su análisis (**ISO - Organización Internacional de Normalización e INEN - Instituto ecuatoriano de Normalización, 2009**).

2.2.2. Parámetros fisicoquímicos

2.2.2.1. Contenido de humedad

Se determinó el contenido de humedad por medio de la metodología propuesta por la **AOAC (1999)**. Primeramente, las cuatro muestras de lodos se homogenizaron hasta obtener dos muestras en total de cada lodo (dos lodos de centrífuga y dos lodos solidificados) y cada una se analizó por triplicado. Para ello, se empleó 6 crisoles vacíos

sin tapa en la estufa a 105°C por 3 horas hasta adquirir un peso constante, luego se dejaron enfriar en el desecador y se registró el peso (P1). A continuación, se colocaron 10 g de cada muestra (P) en los respectivos crisoles y se llevó a la estufa a 105°C por 24 horas. Posteriormente, se enfriaron los crisoles con las muestras secas en el desecador y se registró su peso (P2). El contenido de humedad se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Humedad} = \frac{(P1 - P2)}{(P1 - P)} * 100$$

Donde:

P1: peso del crisol + muestra antes del secado en gramos.

P2: peso del crisol + muestra después del secado en gramos.

P: peso del crisol (sin la muestra) en gramos.

El contenido de humedad en base seca se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Humedad en base seca (\%)} = \frac{(\text{kg humedad})}{(\text{kg sólido seco})} * 100$$

2.2.2.2.Materia orgánica

Siguiendo el método propuesto por **Baird et al. (2017)**, las muestras procedentes de la determinación del contenido de humedad a 105°C se calcinaron a 550 °C durante 2 horas. Transcurrido el tiempo, las muestras se llevaron al desecador, se enfriaron a temperatura ambiente hasta obtener una masa constante (b). Los sólidos volátiles se calcularon mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Materia orgánica (\%)} = \frac{a - b}{a} * 100$$

Donde:

a: masa del crisol + muestra antes de la calcinación en gramos (Método 2.2.2.1.: P2).

b: masa crisol + muestra después de la calcinación en gramos.

2.2.2.3.pH

El pH de los lodos de centrifuga y lodos solidificados se llevó a cabo mediante el método estándar 9045D, “pH en Suelos y Sedimentos” (EPA, 2004). El procedimiento consistió en mezclar 100 mL de agua destilada con 20 gramos de muestra de lodo residual seco en un vaso de precipitación, luego se agitó constantemente durante 3 minutos y se dejó reposar durante 1 hora. Una vez transcurrido el tiempo, se midió los valores de pH por triplicado utilizando el potenciómetro Thermo Fisher Scientific previamente calibrado.

2.2.3. Análisis de componentes nutrientes

2.2.3.1.Solubilización de los lodos secos

Para la solubilización de los lodos secos se empleó el método descrito por **Ariyanto et al. (2022)**. Inicialmente, se pesó 0,5 g por triplicado de lodo seco y se depositaron en matraces de 500 mL con 200 mL de agua destilada. Posteriormente, se ajustó el pH a 2, se adicionó una pastilla de agitación magnética sumergible y se cerraron los matraces con un tapón para evitar la evaporación del disolvente. A continuación, los matraces se llevaron a una plancha de calentamiento a la temperatura a 40°C durante dos horas. Transcurrido el tiempo, se enfrió la solución y se filtró el contenido en un balón de aforo de 1 L. Finalmente, se transvasó a una botella ámbar y se mantuvo en refrigeración a 4°C.

2.2.3.2.Determinación de componentes nutrientes

Para la cuantificación del contenido en nutrientes como nitrógeno total, fósforo total, potasio, magnesio, calcio, sulfato, manganeso, hierro y zinc en los lodos secos solubilizados, se utilizó el método rápido mediante el empleo del fotómetro multiparamétrico *HANNA HI83399* (Hanna Instruments Inc, 2020). En la *Tabla 10*, se detallan las especificaciones del equipo para la cuantificación de los nutrientes.

Tabla 10.

Especificaciones del equipo HANNA HI83399 para la cuantificación de los componentes nutrientes.

Nutriente	Especificaciones			
	Rango (mg/L)	Resolución (mg/L)	Precisión (a 25°C)	Fuente de luz (nm)
Nitrógeno total	0 a 150	1	±3 mg/L o ±4%	420
Fósforo total	0 a 32,6	0,1	±0,5 mg/L o ±5%	420
Potasio	0 a 20	0,1	±3,0 mg/L ±7%	466
Calcio	0 a 400	1	±10 mg/L ±5%	466
Magnesio	0 a 150	1	±5 mg/L ±3%	466
Manganeso	0 a 20	0,1	±0,2 mg/L ±3%	525
Sulfato	0 a 150	1	±5 mg/L ±3%	466
Hierro	0 a 5	0,001	±0,04 mg/L ±2%	525
Zinc	0 a 3	0,01	±0,03 mg/L ±3%	575

Especificaciones obtenidas del Manual HANNA HI83399

- **Determinación de nitrógeno total**

En el análisis de nitrógeno total para las muestras de lodos solubilizados, se utilizaron dos viales de digestión de nitrógeno total rango alto HI 93767B-B y se añadió a cada vial 1 bolsa de persulfato de potasio PERSULFATE/N. Luego, en el primer vial se agregó 0,5 mL de agua destilada (blanco) y en el segundo 0,5 mL de muestra y se agitaron vigorosamente durante 30 segundos hasta disolverlos. Después, se introdujeron los viales en el reactor a 105 °C durante 30 minutos. Finalizada la digestión, se colocaron los viales en una gradilla y se enfriaron a temperatura ambiente. A continuación, se adicionó 1 bolsa de metabisulfito de sodio BISULFITE/N y se homogenizó durante 15 segundos.

Posteriormente, se configuró el equipo para utilizar el adaptador del vial de 16 mm y se midieron durante 3 minutos. Luego, se añadió el reactivo de nitrógeno total HI 93767-0, se agitó suavemente durante 15 segundos y se midió en el equipo durante 2 minutos. Después, se utilizaron dos viales de reactivo digestión de nitrógeno total rango alto HI 93766V-OHR, en el primer vial se colocó 2 mL de blanco digerido y en el segundo vial 2 mL de muestra digerida, y se agitó fuertemente 10 veces. Finalmente, se dejó reaccionar durante 5 minutos, se midió primero el blanco y luego la muestra. La concentración de nitrógeno total se expresó en mg/L de nitrógeno (N), las cuales se transformaron a términos de las concentraciones en base de lodo seco, de nitrógeno (N) mg/kg.

- **Determinación de fósforo total**

En el análisis de fósforo total para las muestras de lodos solubilizados, se utilizaron dos viales de reactivo fósforo HI 93758V-OHR, en el primer vial se agregó 5 mL de agua destilada y en el segundo vial 5 mL de muestra. Después, se adicionó 1 bolsa de persulfato de potasio PERSULFATE/N a cada vial y se agitó suavemente hasta disolver el polvo. Luego, se introdujo viales en el reactor a 150 °C por 30 minutos. Finalizado el proceso de digestión, se enfrió los viales en la. Posteriormente, se adicionó 2 mL de solución NaOH

1.54N HI 93758B-0 en los dos viales manteniéndolos en un ángulo de 45 grados y se homogenizó verticalmente hasta disolver. Luego, se agregó 0,5 mL de solución reactivo fósforo total rango alto B HI 93763B-0 y se homogenizó hasta disolver. Para la configuración del equipo, primero se introdujo un adaptador de vial de 16 mm y se midió en el equipo durante 7 minutos con el botón Zero. Posteriormente, se colocó el segundo vial en el soporte y se midió con el botón Zero. La concentración de fósforo total se expresó en mg/L de fósforo (P_2O_5), que se transformó a términos de la concentración en base de lodo seco, de fósforo (P_2O_5) mg/kg.

- **Determinación de potasio**

En el análisis de potasio para las muestras de lodos solubilizados, se agregó 10 mL de muestra y 6 gotas del reactivo potasio A HI93750A-0 en la cubeta y se agitó; luego, se midió con el botón Zero. Posteriormente, se adicionó 1 bolsa del reactivo potasio B HI 93750B-0 y se agitó por 1 minuto. Finalmente, se midió en el equipo por 2 minutos con el botón Read. La concentración de potasio se expresó en mg/L de potasio (K_2O), la cual se transformó a términos de la concentración en base de lodo seco mg/kg potasio (K_2O).

- **Determinación de calcio**

En el análisis de calcio para las muestras de lodos solubilizados, se agregó 3 mL de muestra sin reacción, 10 mL del reactivo calcio A HI 93752A-Ca y se adicionó 4 gotas del reactivo solución tampón en la cubeta. Luego, se homogenizó hasta disolver y se midió con el botón Zero. Posteriormente, se agregó 1 mL de reactivo calcio HI 93752B-Ca a la muestra y se invirtió la cubeta 10 veces para mezclar la muestra. Por último, se midió en el equipo durante 5 minutos y se retiró del equipo, luego se invirtió la cubeta 10 veces para mezclar y leer nuevamente en el equipo. La concentración de calcio se expresó en mg/L de calcio (CaO), la cual se transformó a términos de la concentración en base de lodo seco mg/kg calcio (CaO).

- **Determinación de magnesio**

En el análisis de magnesio para las muestras de lodos solubilizados, se agregó en una cubeta 1 mL del reactivo magnesio A HI 93752A-Mg, se llenó con 10 mL del reactivo magnesio HI 93752B-Mg y se homogenizó hasta disolver. Luego, se colocó en el equipo y se midió con el botón Zero. Después, se agregó 0,5 mL de muestra en la cubeta con la jeringa de 1 mL, se tapó y se homogenizó verticalmente hasta disolver. Finalmente, se midió en el equipo durante 15 segundos. La concentración de magnesio se expresó en mg/L de magnesio (MgO), la cual se transformó a términos de la concentración en base de lodo seco mg/kg magnesio (MgO).

- **Determinación de sulfato**

En el análisis de sulfato para las muestras de lodos solubilizados, se agregó en una cubeta 10 mL de muestra y se midió en el equipo con el botón Zero. Luego, se agregó 1 bolsa del reactivo sulfato HI 93751-0 y se invirtió suavemente durante 1 minuto. Por último, se midió en el equipo durante 5 minutos con el botón Read. La concentración de sulfato se expresó en mg/L de sulfato (SO_4^{2-}), la cual se transformó a términos de la concentración en base de lodo seco mg/kg sulfato (SO_4^{2-}).

- **Determinación de hierro**

En el análisis de hierro para las muestras de lodos solubilizados, se agregó en una cubeta 10 mL de muestra y se midió en el equipo con el botón Zero. Luego, se agregó 1 bolsa del reactivo hierro rango alto HI 93721-0 y se agitó hasta disolver. Por último, se midió en el equipo durante 3 minutos con el botón Read. La concentración de hierro se expresó en mg/L de hierro (Fe), la cual se transformó a términos de la concentración en base de lodo seco mg/kg hierro (Fe).

- **Determinación de manganeso**

En el análisis de manganeso para las muestras de lodos solubilizados, se agregó en una cubeta 10 mL de muestra y se midió en el equipo con el botón Zero. Luego, se agregó 1 bolsa del reactivo manganeso rango alto A HI 93709A-0 y se agitó durante 2 minutos hasta disolver. Después, se adicionó 1 bolsa del reactivo manganeso rango alto B HI 93709B-0 y se agitó suavemente durante 2 minutos para disolver. Por último, se midió en el equipo durante 1 minuto y 30 segundos con el botón Read. La concentración de manganeso se expresó en mg/L de manganeso (Mn), la cual se transformó a términos de la concentración en base de lodo seco, mg/kg de manganeso (Mn).

- **Determinación de zinc**

En el análisis de zinc para las muestras de lodos solubilizados, se llenó un vial de vidrio con 20 mL de muestra, se agregó 1 sobre del reactivo zinc A HI 93731A-0 y se agitó hasta disolver la solución. Luego, se transfirió 10 mL de muestra reaccionada a una cubeta y se midió en el equipo con el botón Zero. Después, se agregó 0,5 mL del reactivo zinc B HI 93731B-0 y se tapó inmediatamente para evitar contaminación en la muestra. Finalmente, se homogenizó la solución durante 15 segundos y se colocó en el equipo durante 3 minutos y 30 segundos. La concentración de zinc se expresó en mg/L de zinc (Zn), la cual se transformó a términos de la concentración en base de lodo seco, mg/kg de zinc (Zn).

2.2.4. Análisis de metales pesados

2.2.4.1. Digestión ácida

El proceso de digestión ácida permitió extraer los analitos presentes en los lodos de la PTAR, para lo cual se empleó el método EPA 3051A, “Digestión ácida asistida por

microondas sedimentos, lodos, suelos y aceites” (EPA, 2007). Antes de iniciar con la digestión ácida, se limpió los vasos de digestión calentándolos con ácido nítrico a 80°C durante 2 horas, luego se lavaron con agua destilada y se secaron en un ambiente limpio. De igual manera, el material volumétrico a emplearse fue lavado con ácido nítrico diluido al 10%, luego se lavó con agua destilada y se secó en un ambiente limpio.

A partir de las muestras secas obtenidas anteriormente se homogenizaron y molieron en un mortero hasta que las partículas atravesasen el tamiz. La fracción que no se tamizó fácilmente, se volvió a moler y tamizar (Zagal & Sadzawka, 2007). A continuación, se pesó 0,5 g de muestra seca de los lodos y se colocó en un vaso de digestión de TFM (teflón) de 100 mL, se agregó 5 mL de ácido nítrico concentrado y 1 mL de peróxido de hidrógeno al 30%. Luego, se agitaron los vasos hasta homogenizar las muestras. Después, se colocaron los vasos de digestión en el plato giratorio del digestor microondas (ETHOS UP MILESTONE) 175 ± 5 °C durante 1 hora. Para sacar los vasos del equipo, se dejó enfriar durante 5 minutos hasta temperatura ambiente. Finalmente, se transvasó el contenido del vaso a un balón de aforo de 100 mL y se almacenó en botellas ámbar a 4°C.

2.2.4.2. Determinación de metales pesados

Para la determinación de la concentración de aluminio elemental, arsénico, cadmio, cobalto, cobre, cromo, níquel, molibdeno y plomo en muestras de lodos digeridos, se aplicó la técnica de espectrometría de absorción atómica. Para esta técnica se empleó un Espectrofotómetro de Absorción Atómica (EAA) con el sistema de horno de grafito y estándares monoelementales (AccuStandar) de 1000 µg/L. En la *Tabla 11*, se detallan las especificaciones para la cuantificación de los metales (*Anexo 2 – 6*) (PG Instruments Limited, 2014).

Tabla 11.

Parámetros para de determinación de metales por EAA con horno de grafito en el equipo PG INSTRUMENTS AA500.

Metales	Longitud de onda (nm)	Rango óptimo de concentración (µg/L)	Límite de detección (µg/L)
Aluminio (Al)	309,3	2,00 – 150	1,180
Arsénico (As)	193,7	3,00 – 200	1,719
Cadmio (Cd)	228,8	0,19 – 6,0	0,025
Cobalto (Co)	240,7	1,00 – 100	0,423
Cobre (Cu)	324,7	0,50 – 70	0,343
Cromo (Cr)	357,9	0,50 – 50	0,242
Níquel (Ni)	232	1,00 – 150	0,857
Plomo (Pb)	283,3	1,00 – 100	0,388
Molibdeno (Mo)	313,3	1,00 - 200	0,754

Especificaciones obtenidas del Manual PG INSTRUMENTS AA500.

Para la elaboración de las curvas de calibración de los metales pesados, inicialmente se preparó una solución madre de 1 L para cada metal a una concentración de 1000 ppm con la adición de HNO₃ al 1% (v/v). A continuación, de la solución madre se prepararon seis soluciones de 100 mL a concentraciones diferentes con HNO₃ al 1% (v/v) según el rango de la recta de calibración indicado en el Manual PG INSTRUMENTS AA500 para cada metal. Posteriormente, se configuró el equipo con el programa de temperatura, la medición de cada solución estándar por quintuplicado a un volumen de inyección de 10 µL y se consideró agua destilada como blanco en todas las mediciones. Cabe destacar que, para cada metal su curva de calibración se obtuvo un coeficiente de determinación (R²) cercano a 1. Finalmente, se colocó el blanco, las muestras de lodos digeridos filtradas y la solución estándar de referencia en viales para medir la concentración de metales en el equipo por triplicado. Los concentración de metales pesados en las muestras se determinó por:

$$\text{Muestra } \left(\frac{\text{g}}{\text{L}}\right) = \frac{\text{peso de muestra digerida } (\approx 0,5 \text{ g})}{100 \text{ mL}}$$

$$\text{Concentración } \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{g}} \text{ ó } \frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right) = \frac{\text{Lectura del equipo } \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{L}}\right)}{\text{muestra } \left(\frac{\text{g}}{\text{L}}\right)}$$

Para la cuantificación de cromo VI de los lodos digeridos, se empleó el método rápido de HANNA mediante el uso del fotómetro multiparamétrico HANNA HI83399 (**Hanna Instruments Inc, 2020**). Las especificaciones para la cuantificación de este metal se detallan en la **Tabla 12**.

Tabla 12.

Especificaciones según el rango para la determinación de cromo VI.

Especificaciones	Cantidad
Rango ($\mu\text{g/L}$)	0 a 1000
Resolución ($\mu\text{g/L}$)	1
Precisión (a 25°C)	$\pm 5 \mu\text{g/L} \pm 4\%$
Fuente de luz (nm)	525

Especificaciones obtenidas del Manual HANNA HI83399.

En el análisis de cromo VI para las muestras de lodos, se configuró el equipo para el rango alto, donde se empleó como blanco 10 mL de muestra sin reaccionar y se midió con el botón Zero. A continuación, se agregó 1 bolsa de reactivo cromo VI rango alto HI 93723-0. Posteriormente, se agitó durante 10 segundos y se colocó en el equipo durante 6 minutos. La concentración de cromo VI se expresó en $\mu\text{g/L}$ de cromo (Cr^{6+}), la cual se transformó a términos de la concentración en base de lodo seco, mg/kg de cromo (Cr^{6+}).

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Caracterización fisicoquímica de lodos residuales

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos de los lodos residuales provenientes de la PTAR-Ambato se presentan en la *Tabla 13*. Se determinó que el contenido de humedad de los lodos de centrífuga y lodos solidificados fue del 79,56 % y 40,99%, respectivamente. De acuerdo con la normativa ambiental mexicana, NOM-004-SEMARNAT-2002, el contenido de humedad de los lodos depurados no debe superar al 85% para su aprovechamiento como un biosólido con fines agrícolas. En este caso, el contenido de humedad no supera el rango permisible del contenido de humedad, pero para que sean considerados como un biosólido efectivo deben cumplir con los demás parámetros establecidos por las normativas ambientales vigentes.

Tabla 1.

Parámetros fisicoquímicos de muestras de lodos de la PTAR-Ambato.

Parámetros	Lodos de centrífuga		Lodos solidificados	
	Base Seca	Base Húmeda	Base seca	Base Húmeda
Humedad (%)	389,61 ± 17,02	79,56 ± 0,73	70,56 ± 16,20	40,99 ± 5,93
Materia orgánica (%)	10,97 ± 0,72		0,68 ± 0,47	
pH	6,65 ± 0,03		6,76 ± 0,02	

Los resultados obtenidos se expresaron como el promedio ± desviación estándar de las muestras analizadas por triplicado para cada parámetro.

En cambio, **Agrocalidad (2020)** indica que el contenido de humedad en base seca de un fertilizante orgánico no debe superar al 40% en base seca; en este sentido, los lodos de centrífuga superan lo admisible con un valor de 389,61% de humedad en base seca al igual que los lodos solidificados con 70,56%. De igual manera, **Gao et al. (2020)** señalan que antes de la disposición final en verteros, incineración o aprovechamiento agrícola, el contenido de humedad debe ser al menos el 60%. Por lo tanto, los lodos de la PTAR-Ambato requieren de la implementación de un método adicional de secado para reducir el contenido de humedad. Sin embargo, los lodos solidificados en base seca están cerca de lo admisible para ser considerados como un producto seco de liberación lenta debido a la baja solubilidad, que tiene como ventaja evitar problemas de eutrofización comunes de los fertilizantes convencionales (**Jiménez, 2019**).

Otros autores señalan que el contenido de humedad de los lodos de depuradora deshidratados es de aproximadamente 97 - 98%, esto los convierte en un biosólido inadecuado para el compostaje, manipulación y transporte; por lo que, para ser considerado como un biosólido beneficioso debe ser tratado adecuadamente (**Kacprzak et al., 2017**). En consecuencia, el alto contenido de humedad en los lodos residuales puede disminuir el contenido energético, emitir olores desagradables, generar lixiviados de materia orgánica y filtrarse en el agua subterránea (**Yang et al., 2013**). Por ende, la gestión de los lodos residuales producidos en las PTAR genera una problemática a nivel mundial debido al gran volumen y poca capacidad de deshidratación.

Para eso algunas PTAR emplean diferentes métodos para el tratamiento de lodos depurados, los cuales van a depender de la cantidad de volumen producido, nivel de humedad y costos operativos (**Jiang et al., 2021**). En la PTAR-Ambato, los lodos residuales son deshidratados en la centrífuga con la adición de un polielectrolito para obtener un 70% de humedad para su posterior disposición final. Además, esta planta cuenta con una infraestructura a base de policarbonato para secar los lodos de manera natural con microorganismos, a pesar de que es un método de bajo costo requiere un

tiempo aproximado de tres semanas para obtener un abono seco (**GAD Municipalidad de Ambato, 2022**).

En una investigación realizada por **Zhu et al. (2023)** mencionan algunas de las estrategias eficaces para la reducción de los lodos de depuradora como el secado térmico, centrifugación, biosecado o compostaje para concentrar al lodo en un contenido sólido del 15 - 20%. Actualmente, el secado térmico ya ha sido implementado en la PTAR de la ciudad de Ibarra, siendo una de las PTAR más grandes y automatizadas del país. Esta alternativa ecológica transforma el lodo deshidratado en una masa granulada de menor tamaño en 24 horas con una capacidad calórica parecida al del carbón para emplearlo como abono o combustible (**González et al., 2017**).

Con respecto a la materia orgánica de los lodos de centrífuga y lodos solidificados fue del 10,97% y 0,68%, respectivamente, como se presenta en la **Tabla 13**. De acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002, establece que los biosólidos que han sido reciclados mediante la digestión aerobia de las aguas residuales presentan una disminución notable de materia orgánica de un 38%. Mientras que, si se realiza un proceso adicional de digestión anaeróbica durante 40 días a 30°C y 37°C, la materia orgánica tiende a ser aún menor del 17%. Por tal razón, se observó notablemente reducido el contenido de materia orgánica en los lodos provenientes de la PTAR-Ambato, lo cual indica que esta planta de tratamiento degrada gran cantidad de materia orgánica para la producción de biogás. Sin embargo, los resultados obtenidos en las muestras de lodos no cumplen con los lineamientos de Agrocalidad donde establece que la materia orgánica debe ser \geq al 20% para considerarlo como un fertilizante de origen orgánico.

Según **Hu et al. (2022)** y **Liew et al. (2022)** han reportado que aproximadamente el 60% de la materia orgánica de las aguas residuales se concentra en los lodos de depuradora primario, los cuales pueden considerarse como una materia prima potencial para la recuperación de materiales de valor agregado y energía. Seguidamente, los lodos

secundarios tras un proceso de tratamiento biológico poseen entre el 50 – 55% de materia orgánica para ser aprovechada durante el proceso de conversión bioquímica como la digestión anaerobia donde las sustancias volátiles se transforman en biogás para la obtención de un biosólido estabilizado (**Marin & Rusănescu, 2023**).

En la PTAR-Ambato, así como en las grandes PTAR a nivel mundial, los lodos depurados son estabilizados mediante la digestión anaerobia con el propósito de obtener un lodo depurado más estable, con una menor carga de contaminantes microbiológicos y reducción de sólidos volátiles hasta un 50%, además, permite disminuir el volumen del lodo residual y producir gas metano para suministrar de energía a la PTAR (**Wei et al., 2018**). Este proceso requiere de un digester con gran capacidad de almacenamiento y largos tiempos de retención de aproximadamente 20 días (**Neumann et al., 2016**). De esta manera, el lodo depurado proporciona un material orgánico más estable para la regeneración de suelos erosionados, incremento de su capacidad de retención y la mejora del rendimiento de productividad del suelo (**Nunes et al., 2021**).

Sin embargo, se evidenció que los lodos solidificados presentaron una menor cantidad de materia orgánica con respecto a los resultados obtenidos en los lodos de centrifuga. Esto se debe a que, el alto contenido de materia inorgánica presente en el agua residual como nitratos, amonio y fosfatos contribuyen de cierta manera a la formación natural y espontánea de una sal cristalizada como la estruvita (**Li et al., 2019**). De este modo, la estruvita suele obtenerse a partir de la fase líquida durante el proceso de digestión anaeróbica de los lodos residuales gracias a la acción bacteriana (**Capdevielle et al., 2016**).

Adicionalmente, como se observa en la **Tabla 13**, el pH de los lodos de centrifuga y lodos solidificados fue de 6,65 y 6,76, respectivamente, otorgándole características de pH ligeramente ácido. A pesar de que, en las normativas ambientales vigentes analizadas no establecen un rango límite de aceptación de pH, la mayor parte de investigaciones

enfocadas al tratamiento de lodos residuales de las PTAR reportan valores en un rango 6 – 8 unidades (Marín, 2019; Palacios, 2021). Por ende, el pH de los lodos residuales de otras PTAR se asemeja a los obtenidos en la presente investigación. Según Curci et al. (2020) rectifican la importancia de conocer el pH de los biosólidos municipales en los suelos agrícolas debido a que este factor puede afectar a la actividad microbiana, descomposición de los minerales, movilidad de metales pesados, biodisponibilidad de los nutrientes en el suelo, por consiguiente, el crecimiento de las plantas.

Iticescu et al. (2021) recomiendan que el pH de los lodos depurados debe ser superior a 6,0 para emplearlo en la agricultura; puesto que, cuando el pH es ácido, incrementa la movilidad de los metales pesados al suelo. Del mismo modo, los lodos depurados pueden modificar el pH del suelo debido a las reacciones bioquímicas por la interacción de la microbiota para la formación de ácidos grasos. No obstante, la acidez de los lodos depurados puede ser incrementada al mezclar con calcita o dolomita a fin de evitar la acidez del suelo al que se aplicará estos lodos residuales, teniendo en cuenta que estos minerales se encuentran en la naturaleza de forma natural y no implican costos elevados. Asimismo, el pH de los lodos residuales puede estabilizado mediante el compostaje a fin de obtener un pH entre 6,0 y 8,0; lo cual favorece al proceso de descomposición para ser usados benéficamente como acondicionador del suelo (Younesian et al., 2021).

3.2. Caracterización de metales pesados de lodos residuales

En la *Tabla 14*, se muestran las determinaciones químicas obtenidas en base seca de Al³⁺, As, Cd, Cr, Cr (VI), Co, Cu, Ni, Pb y Zn; los cuales han sido comparados con los límites máximos permisibles establecidos por la legislación mexicana para su aprovechamiento como biosólido, la correspondiente establecida por la comunidad europea que regula la utilización de lodos depurados en el sector agrario y finalmente, el lineamiento para considerarlo como un fertilizante de uso agrícola.

Tabla 14.*Concentraciones de metales pesados en muestras de lodos provenientes de la PTAR-Ambato.*

Metal	Lodos de centrífuga	Lodos solidificados	Límites máximos de concentración (LMP)		
			NOM-004-SEMARNAT-2002 ¹	Real Decreto 1310/1990 ²	Agrocalidad ³
Aluminio (mg/kg)	759,43 ± 7,52	170,12 ± 6,73	-	-	250
Arsénico (mg/kg)	5,58 ± 1,37	1,20 ± 0,27	75	40	40
Cadmio (mg/kg)	0,88 ± 0,10	0,20 ± 0,05	85	10	1,5
Cromo (mg/kg)	1166,85 ± 25,58	316,74 ± 17,21	3000	-	-
Cromo (VI) (mg/kg)	82,69 ± 4,16	64,53 ± 4,55	-	2	2,5
Cobalto (mg/kg)	65,75 ± 1,65	29,18 ± 3,25	-	-	200
Cobre (mg/kg)	171,44 ± 5,04	22,21 ± 1,60	4 300	1000	-
Níquel (mg/kg)	42,75 ± 0,18	21,98 ± 2,37	420	300	50
Plomo (mg/kg)	21,69 ± 2,19	5,20 ± 1,88	840	750	120
Zinc (mg/kg)	2682,55 ± 90,39	1956,68 ± 7,89	7500	2500	-

Los resultados obtenidos se expresaron como el promedio ± desviación estándar de las muestras analizadas por triplicado para cada metal pesado. Los valores que exceden los límites máximos permisibles según las normativas ambientales vigentes están resaltados con negrita.¹(Secretaría de

Recursos Naturales y Medio Ambiente, 2003) ²(Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1990) y ³Agrocalidad (2020).

Los resultados demostraron que la mayoría de las concentraciones de metales pesados como Cr, Co, Cu, Ni, Pb, As y Cd en los lodos de centrífuga y lodos solidificados están por debajo de los límites máximos permisibles según lo establecido por las normativas ambientales vigentes. Esto indica que no representan ningún riesgo ecológico para los organismos vivos y el medio ambiente. No obstante, es importante tener una considerable atención a los metales pesados con concentraciones cercanas a los límites máximos permisibles dispuestos por Agrocalidad en los lodos de centrífuga como Cd y Ni con valores de 0,88 mg/kg (LMP 1,5) y 42,75 mg/kg (LMP 42,74 mg/kg), respectivamente; para evitar que estos se acumulen en las plantas o por medio de la lixiviación lleguen a los efluentes acuáticos.

En particular, los metales pesados que sobrepasaron los límites máximos permisibles según lo establecido en las normativas ambientales son Al^{3+} , Cr (VI) y Zn. Con respecto al Al^{3+} en los lodos de centrífuga se obtuvo una concentración de 759,43 mg/kg (LMP 250 mg/kg) que debido a su elevado contenido no puede ser considerado como un fertilizante orgánico seguro por Agrocalidad. Asimismo, el Cromo VI se encontró presente en altas concentraciones en los lodos de centrífuga y lodos solidificados donde se obtuvo 82,69 mg/kg y 64,53 mg/kg (LMP para Real Decreto 1310/1990 mg/kg y Agrocalidad 2,5 mg/kg), respectivamente. También, se determinó que el Zn superó el límite máximo permisible según el Real Decreto 1310/1990 en los lodos de centrífuga con una concentración de $2682,55 \pm 90,39$ mg/kg (LMP 2500 mg/kg) para considerarlo apto en la agricultura. A diferencia de la normativa europea, la normativa ambiental mexicana (LMP 7500 mg/kg), establece que el contenido de Zn cumple con la concentración admisible para considerarlo como un biosólido aprovechable.

Los lodos de centrífuga y lodo evacuados provenientes de la PTAR-Ambato debido a las altas concentraciones de Al^{3+} y Cr (VI) no pueden ser aprovechamiento como un biosólido ecológico, especialmente como enmienda orgánico para recuperar el suelo agrícola degradado; puesto que,

podrían ser peligrosos para la salud humana por medio de su manipulación y consumo de plantas cultivadas en suelos enriquecidos con estos lodos (**Nunes et al., 2021**). Por tal razón, se necesario dar un tratamiento adecuado a los lodos residuales luego de la deshidratación a fin de minimizar las concentraciones de estos elementos para reducir el impacto ambiental y sean aprovechados. De igual, antes de la disposición final de los lodos de centrífuga hacia los rellenos sanitarios deben cumplir con los límites máximos permisibles de metales pesados establecido por la NOM-004-SEMARNAT-2002 a fin evitar afectaciones a la salud pública y medio ambiente

En una investigación realizada por **Turek et al. (2019)**, reportaron el contenido metálico producido en las PTAR municipales se presenta en el siguiente orden $Zn > Cu > Cr > Pb > Ni > Mo > As > Cd$, de modo que, el Zn es el metal pesado más predominante en los lodos crudos o estabilizados, el Pb y Ni tienden a tener una ligera diferencia en las concentraciones; mientras que el, Cd siempre es el más bajo de todos los lodos investigados, así como en la presente investigación donde se obtuvo 0,88 mg/kg y 0,20 mg/kg de Cd para los lodos de centrífuga y lodos solidificados, respectivamente. Sin embargo, la baja concentración de Cr en las PTAR estudiadas podría ser debido a la falta de fuentes significativas que generen Cr en el área de investigación.

Un hallazgo similar informó **Marin & Rusănescu (2023)** de una PTAR municipal de Virginia, Estados Unidos, donde determinaron que los lodos depurados tienen un bajo contenido de metales pesados presentado en el siguiente orden decreciente: $Zn > Cu > Cr > Ni > Pb > As > Cd$; en particular, el Cr presentó una baja concentración de 26,9 mg/kg. De igual manera, **Duan et al. (2017)** reportó que las concentraciones de metales pesados en diferentes PTAR municipales de Shanxi estaban dentro del límite máximo permitido y se clasificaron en orden decreciente $Zn > Cr > Cu > Pb > Ni > As > Cd$. El contenido de cada metal fue 331,50 mg/kg, 147,72 mg/kg, 100,53 mg/kg, 34,28 mg/kg, 11,59 mg/kg y 0,65 mg/kg, respectivamente. En base a estas investigaciones, las concentraciones de metales pesados de una PTAR municipal

se asemejan a las concentraciones obtenidas en el presente estudio, a diferencia del Zn y Cr donde se obtuvieron las concentraciones fueron muy elevadas.

Una de las principales razones por la que existe gran acumulación de Cr (VI) en los lodos residuales es por la creciente actividad industrial de curtiembre en la ciudad de Ambato. Aunque, la contaminación de Cr también puede ser causada por la pintura, galvanoplastia o textilera (Silva & Salinas, 2022). A pesar de los beneficios económicos que genera la industria, causa impacto ambiental debido a la utilización de sales de cromo en el proceso de curtido, este agente químico compuesto por Cr (III), se oxida en Cr (VI), que es 1000 veces más tóxico y mutagénico; convirtiéndolo en un metal peligroso, móvil y soluble en agua (Álvarez et al., 2021). Por consiguiente, la eliminación del Cr (especialmente Cr (VI)) en los lodos depurados debe ir enfocado principalmente al tratamiento de aguas residuales para evitar que estos se acumulen en los lodos depurados. Uno de los métodos más comunes empleados para la eliminación de Cr (VI) son la electroquímica (Kerur et al., 2021).

En las últimas década, el Al^{3+} ha estado apareciendo en los ecosistema acuáticos y terrestres debido a las actividades a nivel industrial (alimentaria o galvánica) y sus descargas pueden provocar un impacto al medio ambiente; además, el pH influye considerablemente en la solubilidad del aluminio, ya que, en condiciones ácidas, las formas solubilizadas de este elemento (como $Al(OH)_3$) pueden provocar toxicidad en los microorganismos y plantas (Corral et al., 2020). Un estudio realizado por Forsberg & Ledin (2006) sobre los metales pesados en lodos depurados de una PTAR municipal de Henriksdal, Suecia, la alta concentración de Al^{3+} fue predominante entre otros metales con un valor de 5850 ± 156 mg/kg debido a las actividades industriales y producción de Cu, Al^{3+} y Zn. Por lo tanto, se debería implementar un adecuado tratamiento y control el pH en los lodos residuales de la PTAR; especialmente debido a las altas concentraciones de aluminio y cromo no solo puede tener efectos acumulativos en las plantas y animales, sino también en los humanos. En algunos países como Estados Unidos, Canadá, Turquía, Brasil, Sudáfrica e Irlanda utilizan la alcalinización prolongada para desinfectar los lodos de depuradora mediante la aplicación de piedra caliza o

dolomita; ya que a su vez, elimina patógenos y reduce las concentraciones de Al^{3+} **Barbosa et al., (2017)**.

Un hallazgo similar fue reportado por **Liew et al. (2022)** y **Wierzbowska et al. (2016)**, mostrando que en la mayoría de PTAR han detectado que el Zn es un elemento común con un alto contenido de aproximadamente 1400 a 2077 mg/kg. **Zinicovscaia et al. (2015)** explicaron que, el Zn es ampliamente utilizado en actividades relacionadas con la galvanización, aleaciones, plaguicidas, lavadoras de autos, pintura y pigmentos, donde las masas de agua de estos procesos son vertidos a los efluentes. Si bien es cierto que, el exceso de Zn puede llegar a ser tóxico para el ser humano y el ecosistema, especialmente, en los suelos agrícola debido a que compite con otros nutrientes como N, P, K; no obstante, la disponibilidad de Zn puede disminuir al incrementar el pH del suelo; **Tytla (2019)** sugiere que la concentración admisible de este metal pesado en la agricultura está dentro del rango de 2500 – 4000 mg/kg, de modo que, la autorización de aprovechar estos lodos residuales como abono en los suelos agrícolas será adoptada por las autoridades competentes. Además, por sus propiedades como micronutriente puede ser aprovechado en los suelos agrícolas. En este sentido, las concentraciones de Zn en los lodos residuales de la PTAR-Ambato están dentro del límite permisible para ser empleado en los cultivos agrícolas.

Según **Tytla (2020)**, considerando el nivel de industrialización y urbanización del área de estudio, es complejo identificar la fuente específica de metales pesados. Entre las fuentes más probables son las aguas residuales domésticas (Zn, Mn, Co y Fe), industrias (Al^{3+} , Zn, Cd, Cr, Ni, Pb y Cu), escorrentías urbanas y corrosión de sistemas de alcantarillado (Zn y Cd); quema de carbón (Mn, Ni, Fe y Cd), minería y fundición (Pb, Cr, Cu, Cd y Zn). Sin embargo, es más probable que las actividades industriales sean la principal fuente de contaminación de metales pesados por las descargas de desechos contaminantes en las aguas residuales y su posterior acumulación en los lodos depurados (**Feizi et al., 2019**).

Cabe mencionar que, la gestión ambiental en la administración de la industria no ha sido una prioridad debido al desconocimiento de la normativa legal vigente y deficiente presupuesto para el tratamiento de los desechos (**Ruiz et al., 2016**). Por tal motivo, es importante que el Ministerio del Ambiente regule el cumplimiento de la normativa ambiental vigente y exija el tratamiento de los desechos residuales emitidos para garantizar un ambiente más saludable y equilibrado.

3.3. Caracterización de nutrientes de lodos residuales

En la **Tabla 15**, se muestran las concentraciones obtenidas en base seca de nitrógeno total, fósforo, potasio, calcio, magnesio, sulfato, cobre, hierro, manganeso, molibdeno y zinc, los cuales han sido comparados con los límites mínimos declarables establecidos por **Agrocalidad (2020)** para considerarlos como un fertilizante de uso agrícola.

Tabla 15.

Porcentaje en peso de nutrientes en muestras de lodos de la PTAR-Ambato.

Nutriente	Lodos de centrífuga	Lodos solidificados	Mínimos declarables ¹
Macronutrientes			
Nitrógeno total (%)	3,05 ± 0,15	0,92 ± 0,11	3
Fósforo (P ₂ O ₅) (%)	2,15 ± 0,23	41,27 ± 0,21	3
Potasio (K ₂ O) (%)	0,77 ± 0,06	1,01 ± 0,03	3
Calcio (CaO) (%)	4,57 ± 0,32	3,45 ± 0,31	1
Magnesio (MgO) (%)	4,86 ± 0,15	5,28 ± 0,33	1
Sulfato (%)	0,52 ± 0,11	0,32 ± 0,05	1

Nutriente	Lodos de centrífuga	Lodos solidificados	Mínimos declarables ¹
Micronutrientes			
Cobre (%)	0,002 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,002
Hierro (%)	0,26 ± 0,04	0,03 ± 0,01	0,020
Manganeso (%)	0,10 ± 0,01	0,12 ± 0,0	0,010
Molibdeno (%)	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,002
Zinc (%)	0,53 ± 0,02	0,38 ± 0,01	0,020

Los resultados obtenidos se expresaron como el promedio \pm desviación estándar de las muestras analizadas por triplicado para cada nutriente. Los valores que exceden los límites mínimos declarables según la normativa ambiental vigente están resaltados con negrita. ¹Agrocalidad (2020).

Los resultados obtenidos demostraron que los lodos de centrífuga son ricos en macronutrientes como nitrógeno total con 3,05% (mínimo declarable 3%), calcio con 4,57% (mínimo declarable 1%) y magnesio con 4,86% (mínimo declarable 1%); asimismo, presentaron un alto contenido en todos los micronutrientes como hierro con 0,26% (mínimo declarable 0,020%) y zinc con 0,53% (mínimo declarable 0,020%). Por otro lado, los lodos solidificados son ricos en macronutrientes como fósforo con 41,27% (mínimo declarable 3%), magnesio con 5,28% (mínimo declarable 1%) y calcio con 3,45% (mínimo declarable 1%); y micronutrientes, como hierro con 0,03% (mínimo declarable 0,020%) y zinc 0,38% (mínimo declarable 0,020%). Por lo tanto, este estudio demuestra que los lodos de centrífuga y lodos solidificados cumplen con la mayoría de las concentraciones mínimas de nutrientes para ser considerados como fertilizantes de suelo registrados ante Agrocalidad.

Generalmente, los lodos de depuradora deshidratados presentan características agronómicas deseables similares a los fertilizantes orgánicos y acondicionadores de suelos (Yuan et al., 2016). El alto contenido de nutrientes en los lodos de depuradora, especialmente, nitrógeno sobre una base de peso seco contienen alrededor de 3 – 4% de nitrógeno, principalmente como N orgánico. A pesar de que, diversas fuentes contribuyen con nitrógeno a los efluentes residuales por medio del procesamiento de alimentos, urea y orina; durante el proceso de desnitrificación biológica se libera en forma de gases N₂ para contribuir al ciclo biogeoquímica del N y devolverlo a la atmósfera a fin de mantener el equilibrio en la naturaleza (Lu et al., 2014). Por tal motivo, la liberación de nitrógeno al ambiente produjo la disminución del contenido de este elemento en los lodos de centrífuga y lodos solidificados de la PTAR-Ambato. En este sentido, un estudio realizado en la Central Arizona-Phoenix (CAP) mostraron que la mayoría de N se libera durante la desnitrificación quedando menos del 10% en los biosólidos que son aprovechados en la agricultura (Peccia & Westerhoff, 2015).

Por otro lado, aproximadamente entre 80 – 90% de fosfatos en las aguas residuales precipitan en los sólidos de lodos, los mismos que deben ser recuperados antes de su disposición final a fin de evitar eutrofización (Munir et al., 2019). Además, el P al no generar productos gaseosos durante el tratamiento de las aguas residuales, la mayor parte se acumula en los biosólidos con un aproximado del 2% de materia seca, principalmente como P orgánico (Boniardi et al., 2021). La acumulación de P en los biosólidos proviene de diversas fuentes como los desechos domésticos, fertilizantes sintéticos, productos de limpieza, detergentes, excreciones humanas y animales (Puijenbroek et al., 2019). No obstante, se estima que en 2026 será obligatorio la recuperación del 50 – 80% del fósforo en los lodos depurados debido al elevado contenido de nutrientes antes de su disposición final para Suiza, Alemania, Francia y la UE (Bashir et al., 2019).

En el estudio de Zha et al. (2020) sobre el contenido en nutrientes de lodos de depuradora provenientes de diferentes PTAR han demostrado concentraciones para nitrógeno (1,09 –

4,2%), fósforo (0,56 – 4,2%), potasio (0,2 – 1,5%), magnesio (0,14 – 1,93%), calcio (3,42 – 3,82%) y sulfato (0,89 – 2,68%); mientras que, aluminio (0,76 – 1,64%) y hierro (1,03 – 2,60%) fueron mayores probablemente por los procesos de digestión anaerobia. A partir de este hallazgo, algunas concentraciones de estos nutrientes concuerdan con los resultados obtenidos en la presente investigación; sin embargo, se observó un exceso de fósforo en los lodos solidificados, calcio y magnesio en los lodos de centrífuga y lodos solidificados. Un estudio demostró que los efluentes fecales, desechos porcinos o ganado pueden contener un alto contenido de estos nutrientes, así como la zona de ubicación de la PTAR donde el agua tenga dureza (**Enyemadze et al., 2021**).

El contenido de P de lodos depende de los procesos aplicados para la eliminación de este nutriente en PTAR por digestión biológica o precipitación química (**Lorick et al., 2020**). Por tanto, la abundante presencia de fósforo en los lodos puede ser debido a la reducción de este elemento por medio de la precipitación de fosfatos con la adición de coagulantes (calcio, aluminio y hierro) quedando disueltos en una solución acuosa luego de la digestión anaeróbica de lodos con altas concentraciones de fosfato soluble y amonio; pero en bajas concentraciones calcio y magnesio solubles (**Thant Zin & Kim, 2019**). Por otro lado, el elevado contenido de magnesio en los lodos residuales con la disponibilidad de fosfato y amonio en condiciones favorables conlleva a la cristalización natural de estruvita en pH básico, razón por la cual, se estima que los lodos solidificados pueden asemejarse a las concentraciones de estruvita pura para la recuperación de fósforo como se presenta en la **Tabla 16**, los cuales debido a su composición química ha sido considerada como un fertilizante agrícola comercial.

Tabla 16.

Concentraciones de nutrientes y metales pesados en muestras de lodos solidificados de la PTAR-Ambato con respecto a la estruvita.

Componente	Lodos solidificados	Estruvita¹
Nutrientes		
Nitrógeno (g/kg)	9,20 ± 1,13	42,7
Fósforo (g/kg)	180,01 ± 0,65	91,0
Potasio (g/kg)	8,37 ± 0,23	0,5
Calcio (g/kg)	24,64 ± 1,62	8,4
Magnesio (g/kg)	31,08 ± 3,30	70,0
Azufre (g/kg)	1,06 ± 0,16	1,2
Metales pesados		
Arsénico (mg/kg)	1,20 ± 0,27	-
Cadmio (mg/kg)	0,20 ± 0,05	0,3
Cromo(mg/kg)	316,74 ± 17,21	11,0
Cobre (mg/kg)	22,21 ± 1,60	39,0
Níquel (mg/kg)	21,69 ± 2,37	2,0
Manganeso (mg/kg)	1186,22 ± 22,68	210,0
Plomo (mg/kg)	5,20 ± 1,88	5,0
Zinc (mg/kg)	1956,68 ± 7,89	100,0

Los resultados obtenidos se expresaron como el promedio ± desviación estándar de las muestras analizadas por triplicado para cada nutriente y metal pesado. ¹Recopilado de Tao et al. (2016).

Las principales condiciones ambientales que influyen en la precipitación de la estruvita son pH, relaciones molares, temperatura y adición de magnesio. **Tomei et al. (2020)** reportaron la influencia del pH sobre la solubilidad de la estruvita siendo un pH óptimo entre 8,5 – 9 para obtener una eficiencia de precipitación del 80 – 85%. A medida que, el pH aumenta, la solubilidad de la estruvita disminuye. Adicionalmente, la presencia de iones competitivos (Fe^{3+} , Al^{3+} , K^+ , Ca^{2+}) interfieren en el proceso de precipitación de estruvita, los cuales deben estar en una concentración menor al Mg (**Siciliano et al., 2018**). Por otro lado, las concentraciones combinadas de Mg^{2+} , NH_4^+ y PO_4^{3-} son un factor clave en la formación de cristales; de otro modo, la precipitación estará destinada a la eliminación y recuperación de fósforo que es un proceso más sostenible debido a que la adición de magnesio y amonio resulta ser costoso. Por último, la temperatura óptima para la formación y solubilidad de cristales debe estar en un rango de 25 – 35°C para que la precipitación nos disminuya (**Crutchik & Garrido, 2016**).

Aunque los efluentes de aguas residuales contienen magnesio, **Sena et al. (2021)** mostraron que, es un ion limitante en la precipitación de estruvita. Para eso, se debe agregar una fuente externa de magnesio para alcanzar la relación estequiométrica y optimizar el rendimiento de estruvita; además, un control químico de pH para mantener las condiciones ideales de precipitación. En consecuencia, **Bing et al. (2019)** menciona que, los costos de la dosificación de magnesio representan hasta un 75% del coste total del proceso; pero la aplicación de sales de magnesio como MgO , $\text{Mg}(\text{OH})_2$ y MgCl_2 puede reducir costos de operación. En primera instancia, el MgCl_2 no es corrosivo ni tóxico y tiene una alta solubilidad en menor tiempo de reacción; pero, es caro y requiere de álcali para regular el pH. A diferencia, el $\text{Mg}(\text{OH})_2$ y MgO son baratos, mejoran el pH; aunque, presenta una baja solubilidad. No obstante, el $\text{Ca}(\text{OH})_2$ también puede ser utilizado para como tampón para mantener el pH de 8,5 – 9 (**Daneshgar et al., 2018**).

Por otro lado, la presencia de metales pesados (As, Cr, Ni, Cu, Zn) en los vertederos municipales es posible que se incorporen en las redes cristalinas de la estruvita,

especialmente, cuando estos se encuentran en elevadas concentraciones, afectando a la pureza del producto y su aplicabilidad en la suelos agrícolas; no obstante, este mineral tiene el potencial de precipitar a los metales pesados en amplios rangos de pH (**Tang et al., 2019**). Por tal motivo, es fundamental conocer las posibles formas que permitan reducir el contenido de metales pesados en los lodos solidificados para mejorar la calidad del producto. De esta manera, **Huang et al. (2017)**, han reportado que el incremento de pH 8 a 10,5; así como la relación molar nitrógeno amoniacal total y fosfato (1:1) influyeron significativamente en la reducción de Cu, Zn y Cr en un 91,7%, 69,1% y 22%, respectivamente.

Los métodos empleados para la recuperación del fósforo obtenido en la fase acuosa tras la deshidratación de lodos son la precipitación en forma de estruvita y el tratamiento hidrotérmico (**Munir et al., 2019**). En primera instancia, la precipitación de fósforo es uno de los métodos más utilizados cuando se trata de generar un producto limpio, puro y seguro para usarse como fertilizante; **Uysal et al. (2010)** investigaron la recuperación de fosfato del efluente de un digester anaerobio de lodos de depuradora a escala real mediante la precipitación controlada de estruvita, donde la relación molar Mg:N:P (1,5:1:1) y el pH de 9,0 permitió obtener una eficiencia de eliminación de fosfato del 95% y se redujo el contenido de metales pesados (As, Cr, Zn y Ni). A diferencia de este método, **Shi et al. (2019)** demostraron que por medio del tratamiento hidrotérmico en lodos deshidratados, la recuperación de fosforo puede incrementarse progresivamente de 81,40% a 170°C a 95,96% a 320°C a un pH de reacción de 7,52; logrando una pureza del 90,41% de estruvita.

Finalmente, la recuperación de estruvita en las PTAR a gran escala cada vez va tomando más importancia, ya que, en el mundo existen alrededor de 100 plantas productoras de estruvita para recuperar nutrientes de las aguas residuales (**Saerens et al., 2021**). En Europa, las PTAR de origen urbano han implementado en sus instalaciones sistemas que permitan la recuperación de este compuesto a gran escala, donde se ha estimado que

alrededor de 15 000 toneladas se producen anualmente; también, se ha reportado la producción de estruvita en Estados Unidos, Canadá, China y Japón (**Siciliano et al., 2020**). Por lo tanto, la precipitación de fósforo en forma de estruvita a partir de los lodos digeridos anaeróbicamente en una PTAR brindará doble beneficio: disminuir el consumo rocas fosfatadas y la recuperación de un producto para utilizarse en la agricultura.

Eid et al. (2017) informaron que las aplicaciones de lodos depurados de hasta 40 g/kg en pepinos, mejora considerablemente los parámetros morfométricos (altura del brote, longitud de raíz, número de hojas) y biomasa del suelo. A pesar del incremento de metales pesados en raíces (Cr, Fe), hojas (Fe) y frutos (Cu) estaban dentro del rango normal. En un estudio similar **Belhaj et al. (2016)**, han reportado que el uso de lodos depurados en girasoles disminuyó el pH y aumentó la materia orgánica, N, P, Na, K y Ca en el suelo, así como los parámetros morfométricos; sin embargo, aumentó la concentración de metales pesados (Cr, Cu, Ni y Zn) en raíces y brotes, pero no alcanzaron niveles fitotóxicos.

3.4. Aprovechamiento de lodos residuales

Para un uso agrícola sostenible, los lodos de depuradora deben someterse a un tratamiento terciario o postratamiento a fin de mejorar las propiedades fisicoquímicas y biológicas. Desde el punto de vista del desarrollo sostenible, económico y práctico para el tratamiento de lodos residuales, el compostaje y el vermicompostaje están entre los principales procesos de estabilización de lodos de depuradora para producir un fertilizante orgánico seguro. Por medio de estos métodos, la materia orgánica se reciclan y se transforman en sustancias húmicas estables; además, reduce la masa de lodos de depurados y el contenido de humedad y finalmente, la concentración de metales pesados disminuye (**Kulikowska, 2016**).

El compostaje es un proceso biológico que emplea microorganismos naturales y materiales de soporte (paja de arroz, paja de trigo, viruta, aserrín, hojas secas, ramas, tallos, entre otros) a una temperatura de 60 – 70°C durante 5 – 6 meses (**Yuan et al., 2016**). Durante este proceso, los nutrientes (P y N) y la materia orgánica puede reciclarse y convertirse en sustancias húmicas más estables para mejorar la fertilidad del suelo. Adicionalmente, el compost permite obtener un producto final de alto valor, ya que, reduce los niveles de contaminación debido a la adsorción de materiales de soporte provocando un aumento de la insolubilidad de los metales pesados volviéndolos menos disponibles (**Moretti et al., 2015**). Un factor importante para considerar durante el compostaje son las pérdidas de nitrógeno hasta un 40% debido a las emisiones de óxido nitroso y metano; sin embargo, la adición de aserrín durante el compostaje de lodos de depurados redujo las pérdidas hasta un 30%. A la vez, el uso de este material de soporte incrementa la temperatura del proceso, reduce el contenido del lodo y aumenta la mineralización de materia orgánica (**Ma, 2021**).

En cambio, el vermicompostaje es un método emplea lombrices de tierra a una temperatura de 12°C – 28°C por aproximadamente 2 meses para acelerar la descomposición de la materia orgánica y generar un biosólido apto para el suelo agrícola (**Domínguez et al., 2021**). Además, la biopurificación de lodos depurados reduciendo el contenido de metales pesados debido a que se bioacumulan en la piel de los gusanos; a la vez, el contenido de nitrógeno y humus aumentan para fertilizar el suelo. Sin embargo, se debe considerar las condiciones ambientales óptimas para el crecimiento de las lombrices. Por otro lado, este método ha sido empleado en cultivos de tomate, maíz, pimiento, ajo, plátano, lechuga y espinacas (**Rusănescu et al., 2022**). Según **Jafarzadeh et al. (2022)**, reportaron que los lodos depurados de Irán mezclados con cascarilla de arroz 10% y *Eisenia etida* durante 90 días incrementó el porcentaje de N y se redujo significativamente el número de coliformes y metales pesados (Ni, Cr, Pb); volviéndose apto para la agricultura. De igual manera, **Dume et al. (2022)**, determinaron que la paja de trigo 75% mezclada con *E. etida* y lodos depurados redujo el contenido de As en un 14,67%, Cd en 4,39%, Cr en un 24 – 77%, Cu en un 20 – 68%, Pb en un 39 – 75% y Zn en un 16- 65%.

CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. Conclusiones

- Se realizó la medición de los parámetros fisicoquímico en los lodos de centrífuga y lodos solidificados donde el contenido de humedad en base fue de 389,61% y 70,56%, la cantidad de materia orgánica fue de 10,97% y 0,68% y el pH fue de 6,65 y 6,76, respectivamente. En particular, los lodos con respecto al contenido de humedad y materia orgánica no cumplen con lo admisible según las normas ambientales establecidas, por lo que, deberían ser sometidos a un método de secado térmico para reducir el contenido de humedad y facilitar su manipulación. Por último, el pH en los lodos debe mantenerse en un pH superior a 6,5 debido a su influencia en la microbiota, descomposición de los minerales, movilidad de metales y biodisponibilidad de los nutrientes en el suelo.
- Se realizó la cuantificación de metales pesados de los lodos de centrífuga y solidificados donde la mayoría de ellos cumplieron con los límites máximos permisibles establecidas por las normativas ambientales vigentes; a excepción del Al^{3+} y Cr (VI) con 759,43 mg/kg y 82,69 mg/kg en los lodos de centrífuga y Cr (VI) en lodos solidificados con 64,53 mg/kg. Por consiguiente, el alto contenido de estos metales pesados puede provocar acumulación de estos elementos en el suelo, cultivos agrícolas y en el agua mediante la lixiviación de estos metales; a la vez, puede ser peligroso para la salud humana por medio de su manipulación y consumo de plantas cultivadas en suelos enriquecidos con estos lodos.
- Se determinó que los lodos de centrífuga y lodos solidificados de la PTAR-Ambato no pueden ser empleados en los sistemas agrícolas a pesar del alto contenido en nutrientes y materia orgánica debido a que no dan cumplimiento con el límite máximo

permisible de metales pesados según la normativas ambientales vigentes analizadas. Por consiguiente, los lodos residuales de la PTAR-Ambato deben ser sometidos a tratamientos antes de su disposición final con el objetivo de minimizar la carga de contaminantes y obtener un producto más estable, seguro y amigable con el medio ambiente.

- Se realizó la cuantificación del contenido en nutrientes en los lodos residuales obteniéndose un alto contenido de nutrientes según Agrocalidad, especialmente N, P y K con 3,05%, 2,15% y 0,77% en los lodos de centrífuga; y 0,92%, 41,27% y 1,01%, en los lodos solidificados, respectivamente. El alto contenido en nutrientes en los lodos provenientes de la PTAR los convierte en un recurso valioso y utilizable para mejorar la fertilidad del suelo y aumentar el rendimiento de los cultivos. De manera particular, se evidenció una elevada concentración de P con 180 g/kg en los lodos solidificados debido a la precipitación de fosfatos luego de la digestión anaerobia. Por lo tanto, el reciclaje de P y N de los lodos residuales permitirá reemplazar a los fertilizantes químicos convencionales y reducir la explotación de la roca de fosfato.
- Tras un análisis de información, se determinó que la caracterización de los lodos residuales de la PTAR-Ambato fue sumamente importante para establecer si las concentraciones de metales pesados de los lodos procedentes de un proceso de digestión anaerobia se han reducido o se han eliminado por completo. De este modo, los lodos de centrífuga al no cumplir con los límites máximos permisibles de metales pesados pueden ser estabilizados mediante métodos seguros, económicos y prácticos con la finalidad de disminuir el contenido elevado de contaminantes presentes en los lodos residuales. Entre los métodos de estabilización de lodos residuales más utilizados debido a su eficiencia y bajo costo son el compostaje y vermicompostaje.

4.2.Recomendaciones

- Realizar un control periódico de los parámetros fisicoquímicos como contenido de humedad, materia orgánica y pH, así como también el contenido de metales pesados poniendo especial énfasis en las concentraciones de Zn, Cr (VI) y Al^{3+} que excedieron la normativa ambiental vigente.
- Optimizar el proceso y tiempo de deshidratación de lodos de centrífuga a través de la implementación de un método de secado térmico.
- Complementar la investigación con una evaluación el contenido de contaminantes microbiológicos mediante un análisis de *Salmonella* y *Escherichia coli* en las aguas residuales y suelos antes de su disposición final.
- Brindar un adecuado tratamiento de estabilización a los lodos de centrífuga antes de su disposición final a los agricultores para eliminar el alto contenido de metales pesados, especialmente Cr (VI) y Al^{3+} .
- Implementar un método efectivo para la recuperación de P mediante la precipitación de estruvita.
- Controlar el pH de los lodos de centrífuga, lodos solidificados y suelos a los que se aplicarán estos lodos a fin mantener un $pH > 6,5$ para reducir la movilidad de los metales pesados.
- Dar seguimiento a los suelos agrícolas que fueron fertilizados con lodos de centrífuga y lodos solidificados estabilizados debido a la reducción de pH y acumulación de metales pesados.

MATERIALES DE REFERENCIA

Referencias Bibliográficas

- AECID - Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo. (2019). *Implementando el ODS 2 en agricultura sostenible a través de la Agroecología*. Cooperación Española.
- Agrocalidad. (2020). *Manual Técnico de Procedimientos para el Registro y Control de Agentes de Control Biológico, Extractos Vegetales, Preparados Minerales, Semioquímicos y Productos afines de uso Agrícola*.
- Aller, J. (2018). Fundamentals of Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry: A Look Inside the Fundamental Processes in ETAAS. In *Fundamentals of Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry: A Look Inside the Fundamental Processes in ETAAS*. World Scientific Publishing. <https://doi.org/10.1142/10703>
- Álvarez, A., Bolaños, D., & Montero, C. (2021). Natural zeolite as a chromium VI removal agent in tannery effluents. *Helicon*, 7(9), e07974. <https://doi.org/10.1016/j.helicon.2021.e07974>
- AOAC - Association of Official Analytical Chemists. (1999). *AOAC. Official Method Soil Survey Standard Test Method*.
- Arévalo, G., & Castellano, M. (2009). *Manual Fertilizantes y Enmiendas Manual Fertilizantes y Enmiendas créditos* (Zamorano & Secretaría de Educación).
- Ariyanto, E., Ang, H., & Sen, T. (2022). *Effect of Initial Solution pH On Solubility and Morphology of Struvite Crystals*.
- Baird, R., Eaton, A., & Rice, E. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association.
- Barbosa, J. Z., Poggere, G. C., Dalpisol, M., Serrat, B. M., Bittencourt, S., & Motta, A. C. V. (2017). Alkalinized sewage sludge application improves fertility of acid soils. *Ciência e Agrotecnologia*, 41(5), 483–493. <https://doi.org/10.1590/1413-70542017415006717>
- Bashir, A., Wang, L., Deng, S., Liu, J., Tian, J., Qiu, B., & Cheng, X. (2019). Phosphorus release during alkaline treatment of waste activated sludge from wastewater treatment plants with Al salt enhanced phosphorus removal: Speciation and mechanism clarification. *Science of The Total Environment*, 688, 87–93. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.207>
- Beaty, R., & Kerber, J. (1993). *Concepts, Instrumentation and Techniques in Atomic Absorption Spectrophotometry* (2nd ed.). The Perkin-Elmer Corporation.
- Belhaj, D., Elloumi, N., Jerbi, B., Zouari, M., Abdallah, F. Ben, Ayadi, H., & Kallel, M. (2016). Effects of sewage sludge fertilizer on heavy metal accumulation and

- consequent responses of sunflower (*Helianthus annuus*). *Environmental Science and Pollution Research*, 23(20), 20168–20177. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7193-0/metrics>
- Bing, L., Hai, M., Boiarkinab, I., Yu, W., Huangun, Y. F., Guang, Q., & Brent, J. (2019). Phosphorus recovery through struvite crystallisation: Recent developments in the understanding of operational factors. *Journal of Environmental Management*, 248, 109254. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.07.025>
- Boniardi, G., Turolla, A., Fiameni, L., Gelmi, E., Malpei, F., Bontempi, E., & Canziani, R. (2021). Assessment of a simple and replicable procedure for selective phosphorus recovery from sewage sludge ashes by wet chemical extraction and precipitation. *Chemosphere*, 285, 131476. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131476>
- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>
- Capdevielle, A., Sýkorová, E., Béline, F., & Daumer, M. L. (2016). Effects of organic matter on crystallization of struvite in biologically treated swine wastewater. *Environmental Technology*, 37(7), 880–892. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1088580>
- Corral, M., González, A., Alba, F., & Diez de Santo Domingo, E. (2020). Valorization of bio-waste for the removal of aluminum from industrial wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 264, 121608. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121608>
- Crutchik, D., & Garrido, J. M. (2016). Kinetics of the reversible reaction of struvite crystallisation. *Chemosphere*, 154, 567–572. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.134>
- Curci, M., Lavecchia, A., Cucci, G., Lacolla, G., De Corato, U., & Crecchio, C. (2020). Short-Term Effects of Sewage Sludge Compost Amendment on Semiarid Soil. *Soil Systems*, 4(3), 48. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4030048>
- Daneshgar, S., Buttafava, A., Callegari, A., & Capodaglio, A. G. (2018). Simulations and Laboratory Tests for Assessing Phosphorus Recovery Efficiency from Sewage Sludge. *Resources*, 7(3), 54. <https://doi.org/10.3390/resources7030054>
- Duan, B., Zhang, W., Zheng, H., Wu, C., Zhang, Q., & Bu, Y. (2017). Disposal Situation of Sewage Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plants (WWTPs) and Assessment of the Ecological Risk of Heavy Metals for Its Land Use in Shanxi, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(7), 823. <https://doi.org/10.3390/ijerph14070823>
- Dume, B., Hanc, A., Svehla, P., Michal, P., Chane, A. D., & Nigussie, A. (2022). Vermicomposting Technology as a Process Able to Reduce the Content of Potentially Toxic Elements in Sewage Sludge. *Agronomy*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/agronomy12092049>
- Eid, E., Alrumman, S., Bebany, A., Hesham, A., Taher, M., & Fawy, K. (2017). The

- effects of different sewage sludge amendment rates on the heavy metal bioaccumulation, growth and biomass of cucumbers (*Cucumis sativus* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 24(19), 16371–16382. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9289-6/metrics>
- Elwell, W., & Gidley, J. (2013). *Atomic-Absorption Spectrophotometry* (Elsevier (ed.); 2nd ed., Vol. 6). Elsevier.
- Enyemadze, I., Momade, F. W. Y., Oduro-Kwarteng, S., & Essandoh, H. (2021). Phosphorus recovery by struvite precipitation: a review of the impact of calcium on struvite quality. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 11(5), 706–718. <https://doi.org/10.2166/washdev.2021.078>
- EPA - Environmental Agency Protection. (2004). *Method 9045D: Soil and Waste pH* (Review 4).
- EPA - Environmental Agency Protection. (2007). *Method 3015A: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils* (Review 1).
- FAO - Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación. (2019). Código Internacional de conducta para el uso y manejo de fertilizantes.
- Feizi, M., Jalali, M., & Renella, G. (2019). Assessment of nutrient and heavy metal content and speciation in sewage sludge from different locations in Iran. *Natural Hazards*, 95(3), 657–675. <https://doi.org/10.1007/S11069-018-3513-7/metrics>
- Forsberg, L. S., & Ledin, S. (2006). Effects of sewage sludge on pH and plant availability of metals in oxidising sulphide mine tailings. *The Science of the Total Environment*, 358(1–3), 21–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.038>
- Frenzel, W., & McKelvie, I. (2008). Photometry. *Comprehensive Analytical Chemistry*, 54, 311–342. [https://doi.org/10.1016/s0166-526x\(08\)00612-0](https://doi.org/10.1016/s0166-526x(08)00612-0)
- GAD Municipalidad de Ambato. (2022). La PTAR-Ambato cumple con la normativa ambiental vigente. In *Informativo*. <https://ambato.gob.ec/la-ptar-ambato-cumple-con-la-normativa-ambiental-vigente/>
- Gao, N., Kamran, K., Quan, C., & Williams, P. T. (2020). Thermochemical conversion of sewage sludge: A critical review. *Progress in Energy and Combustion Science*, 79, 100843. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2020.100843>
- García, M. J. (2003). *Manual Del Auxiliar de Laboratorio. Temario Ebook*. MAD-Eduforma.
- Genchi, G., Carocci, A., Lauria, G., Sinicropi, M. S., & Catalano, A. (2020). Nickel: Human Health and Environmental Toxicology. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3). <https://doi.org/10.3390/ijerph17030679>
- Gonzales, V. (2021). *Producción de estruvita mediante un proceso biológico basado en la recuperación de fósforo y nitrógeno del suero lácteo y magnesio de bischofita*. Universidad Mayor de San Andrés.
- González, A., Pérez, U., López, X., García, Á., & López, L. (2017). *EDAR de Ibarra*,

- Ecuador. Departamento de Acciona Agua. https://img.interempresas.net/docs-futur/edar_ibarra.pdf
- Hanna Instruments Inc. (2020). HI 83399 Fotómetro multiparamétrico con DQO. In *Manual de instrucciones* (1ra ed.). Hanna Instruments Inc. <https://doi.org/10.2307/j.ctvvh869w.3>
- Hsu, H. W., Bondy, S. C., & Kitazawa, M. (2018). Environmental and Dietary Exposure to Copper and Its Cellular Mechanisms Linking to Alzheimer's Disease. *Toxicological Sciences*, *163*(2), 338. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfy025>
- Hu, M., Hu, H., Ye, Z., Tan, S., Yin, K., Chen, Z., Guo, D., Rong, H., Wang, J., Pan, Z., & Hu, Z. T. (2022). A review on turning sewage sludge to value-added energy and materials via thermochemical conversion towards carbon neutrality. *Journal of Cleaner Production*, *379*, 134657. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134657>
- Huang, H., Zhang, D. D., Li, J., Guo, G., & Tang, S. (2017). Phosphate recovery from swine wastewater using plant ash in chemical crystallization. *Journal of Cleaner Production*, *168*, 338–345. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.042>
- Ibrahim, M. H., Jaafar, H. Z. E., Karimi, E., & Ghasemzadeh, A. (2013). Impact of Organic and Inorganic Fertilizers Application on the Phytochemical and Antioxidant Activity of Kacip Fatimah (*Labisia pumila* Benth). *Molecules*, *18*(9), 10973. <https://doi.org/10.3390/molecules180910973>
- IFA - Asociación Internacional de la Industria de los Fertilizantes. (1992). *Los fertilizantes y su uso*. <http://www.fertilizer.org>
- ISO - Organización Internacional de Normalización e INEN - Instituto ecuatoriano de Normalización. (2009). *Calidad del agua. Muestreo. Parte 15: Guía para la conservación y manipulación de muestras de lodo y sedimentos* (pp. 1–7).
- Iticescu, C., Georgescu, P. L., Arseni, M., Rosu, A., Timofti, M., Carp, G., & Cioca, L. I. (2021). Optimal Solutions for the Use of Sewage Sludge on Agricultural Lands. *Water*, *13*(5), 585. <https://doi.org/10.3390/w13050585>
- Jafarzadeh, A., Hoodaji, M., & Tahmourespour, A. (2022). Vermicomposting of sewage sludge with organic bulking materials to improve its properties. *Environmental Monitoring and Assessment*, *194*(8). <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10236-z>
- Jiang, G., Xu, D., Hao, B., Liu, L., Wang, S., & Wu, Z. (2021). Thermochemical methods for the treatment of municipal sludge. *Journal of Cleaner Production*, *311*, 127811. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127811>
- Jiménez, I. (2019). La estruvita: Fuente de fósforo reciclada obtenida a partir de residuos urbanos y agroindustriales. In *Universidad de Sevilla* (Vol. 1). Universidad de Sevilla.
- Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., Rorat, A., Brattebo, H., Almås, Å., & Singh, B. R. (2017). Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental Research*, *156*, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010>

- Kerur, S. S., Bandekar, S., Hanagadakar, M. S., Nandi, S. S., Ratnamala, G. M., & Hegde, P. G. (2021). Removal of hexavalent Chromium-Industry treated water and Wastewater: A review. *Materials Today: Proceedings*, 42, 1112–1121. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.12.492>
- Kulikowska, D. (2016). Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. *Waste Management*, 49, 196–203. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.005>
- Kulkarni, S., & Goswami, A. (2019). Effect of Excess Fertilizers and Nutrients: A Review on Impact on Plants and Human Population. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.3358171>
- Kumar, V., Chopra, A., & Kumar, A. (2017). A review on sewage sludge (Biosolids) a resource for sustainable agriculture. *Archives of Agriculture and Environmental Science*, 2(4), 340–347. <https://doi.org/10.26832/24566632.2017.020417>
- La Hora. (2021). Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ambato. *Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ambato*. <https://www.lahora.com.ec/etiquetas/planta-de-tratamiento-de-aguas-residuales-de-ambato/>
- Lamastra, L., Suciú, N. A., & Trevisan, M. (2018). Sewage sludge for sustainable agriculture: Contaminants' contents and potential use as fertilizer. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 5(1), 1–6. <https://doi.org/10.1186/s40538-018-0122-3>
- Li, B., Huang, H., Boiarkina, I., Yu, W., Fei, Y., Qian, G., & Young, B. (2019). Phosphorus recovery through struvite crystallisation: Recent developments in the understanding of operational factors. *Journal of Environmental Management*, 248(1). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.07.025>
- Liew, C. S., Yunus, N. M., Chidi, B. S., Lam, M. K., Goh, P. S., Mohamad, M., Sin, J. C., Lam, S. M., Lim, J. W., & Lam, S. S. (2022). A review on recent disposal of hazardous sewage sludge via anaerobic digestion and novel composting. *Journal of Hazardous Materials*, 423, 126995. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126995>
- Lopez, C., Buitrón, G., Cervantes, F., & Hernández, H. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño* (Ilustrada). IWA Publishing.
- Lorick, D., Macura, B., Ahlström, M., Grimvall, A., & Harder, R. (2020). Effectiveness of struvite precipitation and ammonia stripping for recovery of phosphorus and nitrogen from anaerobic digestate: a systematic review. *Environmental Evidence*, 9(1), 1–20. <https://doi.org/10.1186/S13750-020-00211-x/tables/5>
- Lu, H., Chandran, K., & Stensel, D. (2014). Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment. *Water Research*, 64, 237–254. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.042>
- Ma, T. (2021). Effect of Processing Conditions on Nitrogen Loss of Sewage Sludge Composting. *Compost Science & Utilization*, 1, 117–128.

- <https://doi.org/10.1080/1065657x.2021.1949410>
- Marín, D. (2019). *Propuesta de aprovechamiento de lodos residuales provenientes de una PTAR del Municipio de Sopó Cundinamarca para la producción de un fertilizante órgano-mineral*. Fundación Universidad de América.
- Marin, E., & Rusănescu, C. (2023). Agricultural Use of Urban Sewage Sludge from the Wastewater Station in the Municipality of Alexandria in Romania. *Water*, *15*(3), 458. <https://doi.org/10.3390/w15030458>
- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. (1990). Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. In *Agencia Estatal Boletín Oficial del Estado - BOE*. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=boe-A-1990-26490&b=17&tn=1&p=19901101#anib>
- Munir, M., Li, B., Mardon, I., Young, B., & Baroutian, S. (2019). Integrating wet oxidation and struvite precipitation for sewage sludge treatment and phosphorus recovery. *Journal of Cleaner Production*, *232*, 1043–1052. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.007>
- Nascimento, A. L., de Souza, A. J., Oliveira, F. C., Coscione, A. R., Viana, D. G., & Regitano, J. B. (2020). Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. *Journal of Cleaner Production*, *258*, 120746. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.120746>
- Neumann, P., Pesante, S., Venegas, M., & Vidal, G. (2016). Developments in pre-treatment methods to improve anaerobic digestion of sewage sludge. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, *15*(2), 173–211. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9396-8>
- Nunes, N., Ragonezi, C., Gouveia, C. S. S., & Pinheiro de Carvalho, M. Â. A. (2021). Review of Sewage Sludge as a Soil Amendment in Relation to Current International Guidelines: A Heavy Metal Perspective. *Sustainability*, *13*(4), 2317. <https://doi.org/10.3390/su13042317>
- Oliveira, L. C., Lima, A. M. N., Thirstrup, C., & Neff, H. F. (2022). Heavy Metals. *Springer Series in Surface Sciences*, *70*, 273–283. https://doi.org/10.1007/978-3-030-17486-6_11
- ONU - Naciones Unidas. (2018). *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe*. www.cepal.org
- Pahalvi, H., Rafiya, L., Rashid, S., Nisar, B., & Kamili, A. (2021). Chemical Fertilizers and Their Impact on Soil Health. *Microbiota and Biofertilizers*, *2*, 1–20. https://doi.org/10.1007/978-3-030-61010-4_1
- Palacios, A. (2021). *Estabilización y manejo de lodos residuales en la Planta de Tratamiento Municipal de Portoviejo*. Universidad de las Fuerzas Armadas.
- Peccia, J., & Westerhoff, P. (2015). We Should Expect More out of Our Sewage Sludge. *Environmental Science and Technology*, *49*(14), 8271–8276.

https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01931/asset/images/large/es-2015-01931g_0002.jpeg

- PG Instruments Limited. (2014). *AA500 Atomic Absorption Spectrometer*. PG Instruments.
- Puijenbroek, P., Beusen, A., & Bouwman, A. (2019). Global nitrogen and phosphorus in urban waste water based on the Shared Socio-economic pathways. *Journal of Environmental Management*, 231, 446–456. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.048>
- Roy, R. N., Finck, A., & Blair, G. J. (2006). *Plant nutrition for food security A guide for integrated nutrient management* (FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (ed.)).
- Ruiz, M., Mayorga, C., Mantilla, L., & López, P. (2016). Gestión Económica Ambiental del Sector Curtiembre de Ambato. *Augusto Guzzo Revista Acadêmica*, 1(17), 133–142. <https://doi.org/10.22287/ag.v1i17.330>
- Saerens, B., Geerts, S., & Weemaes, M. (2021). Phosphorus recovery as struvite from digested sludge – experience from the full scale. *Journal of Environmental Management*, 280, 111743. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111743>
- Secretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente. (2003). *Norma Oficial Mexicana NOM-004-SMART-2002, “Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final”* (p. 37). Diario Oficial de la Federación. <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/ecol/semarnat004.pdf>
- Sena, M., Seib, M., Noguera, D. R., & Hicks, A. (2021). Environmental impacts of phosphorus recovery through struvite precipitation in wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 280, 124222. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124222>
- Sharma, A., & Chetani, R. (2017). A Review on the Effect of Organic and Chemical Fertilizers on Plants Evaluation of adulterants commonly found in milk samples View project A Review on the Effect of Organic and Chemical Fertilizers on Plants. *International Journal For Research*, 5(2), 1–6. <https://doi.org/10.22214/ijraset.2017.2103>
- Shi, Y., Luo, G., Rao, Y., Chen, H., & Zhang, S. (2019). Hydrothermal conversion of dewatered sewage sludge: Focusing on the transformation mechanism and recovery of phosphorus. *Chemosphere*, 228, 619–628. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.109>
- Siciliano, A., Limonti, C., Curcio, G. M., & Molinari, R. (2020). Advances in Struvite Precipitation Technologies for Nutrients Removal and Recovery from Aqueous Waste and Wastewater. *Sustainability*, 12(18), 7538. <https://doi.org/10.3390/su12187538>
- Siciliano, A., Limonti, C., Mehariya, S., Molino, A., & Calabrò, V. (2018). Biofuel Production and Phosphorus Recovery through an Integrated Treatment of Agro-Industrial Waste. *Sustainability*, 11(1), 52. <https://doi.org/10.3390/su11010052>

- Silva, M. J., & Salinas, D. (2022). La contaminación proveniente de la industria curtiembre, una aproximación a la realidad ecuatoriana. *Revista Científica UISRAEL*, 9(1), 69–80. <https://doi.org/10.35290/rcui.v9n1.2022.427>
- Sneddon, J. (2012). Sample introduction in atomic spectroscopy. In *Elsevier* (Elsevier). Elsevier.
- Tang, C., Liu, Z., Peng, C., Chai, L. Y., Kuroda, K., Okido, M., & Song, Y. X. (2019). New insights into the interaction between heavy metals and struvite: Struvite as platform for heterogeneous nucleation of heavy metal hydroxide. *Chemical Engineering Journal*, 365, 60–69. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.02.034>
- Tao, W., Fattah, K. P., & Huchzermeier, M. P. (2016). Struvite recovery from anaerobically digested dairy manure: A review of application potential and hindrances. *Journal of Environmental Management*, 169, 46–57. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.006>
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metals Toxicity and the Environment. *EXS*, 101, 133. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Tesfaye, B. R. (2018). Review on: The Effect of Mixing Organic and Inorganic Fertilizer on Productivity and Soil Fertility. *Open Access Library Journal*, 05(06), 1–11. <https://doi.org/10.4236/oalib.1104618>
- Thant Zin, M. M., & Kim, D. J. (2019). Struvite production from food processing wastewater and incinerated sewage sludge ash as an alternative N and P source: Optimization of multiple resources recovery by response surface methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, 126, 242–249. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.04.018>
- Tiruneh, A. T., Mtshali, J. S., Tiruneh, A. T., & Fadiran, A. O. (2014). Characterization of Sewage Sludge Generated from Wastewater Treatment Plants in Swaziland in Relation to Agricultural Uses. *Resources and Environment*, 4(4), 190–199. <https://doi.org/10.5923/j.re.20140404.02>
- Tomei, M., Stazi, V., Daneshgar, S., & Capodaglio, A. G. (2020). Holistic Approach to Phosphorus Recovery from Urban Wastewater: Enhanced Biological Removal Combined with Precipitation. *Sustainability*, 12(2), 575. <https://doi.org/10.3390/su12020575>
- Turek, A., Wiczorek, K., & Wolf, W. M. (2019). Digestion Procedure and Determination of Heavy Metals in Sewage Sludge—An Analytical Problem. *Sustainability*, 11(6), 1753. <https://doi.org/10.3390/su11061753>
- Tyła, M. (2019). Assessment of Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risk in Sewage Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plant Located in the Most Industrialized Region in Poland—Case Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(13), 2430. <https://doi.org/10.3390/ijerph16132430>

- Tytła, M. (2020). Identification of the Chemical Forms of Heavy Metals in Municipal Sewage Sludge as a Critical Element of Ecological Risk Assessment in Terms of Its Agricultural or Natural Use. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *17*(13), 4640. <https://doi.org/10.3390/ijerph17134640>
- Usman, K., Khan, S., Ghulam, S., Khan, M. U., Khan, N., Khan, M. A., & Khalil, S. K. (2012). Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and Its Environmental Implications. *American Journal of Plant Sciences*, *2012*(12), 1708–1721. <https://doi.org/10.4236/ajps.2012.312209>
- Uysal, A., Yilmazel, D., & Demirer, G. (2010). The determination of fertilizer quality of the formed struvite from effluent of a sewage sludge anaerobic digester. *Journal of Hazardous Materials*, *181*(1–3), 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.004>
- Wei, W., Wang, Q., Zhang, L., Laloo, A., Duan, H., Batstone, D. J., & Yuan, Z. (2018). Free nitrous acid pre-treatment of waste activated sludge enhances volatile solids destruction and improves sludge dewaterability in continuous anaerobic digestion. *Water Research*, *130*, 13–19. <https://doi.org/10.1016/J.watres.2017.11.050>
- Wierzbowska, J., Sienkiewicz, S., Krzebietke, S., & Sternik, P. (2016). Sewage sludge as source of nitrogen and phosphorus for Virginia fanpetals. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, *22*(5), 722–727.
- Yang, B., Zhang, L., & Jahng, D. (2013). Importance of Initial Moisture Content and Bulking Agent for Biodrying Sewage Sludge. *Drying Technology*, *32*(2), 135–144. <https://doi.org/10.1080/07373937.2013.795586>
- Younesian, M., Cheraghi, · Mehrdad, Sobhanardakani, S., Lorestani, · Bahareh, & Merrikhpour, · Hajar. (2021). Assessment of the differences between composting and anaerobic digestion of sludge. *Arabian Journal of Geosciences*, *14*(23), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08891-6>
- Yuan, J., Chadwick, D., Zhang, D., Li, G., Chen, S., Luo, W., Du, L., He, S., & Peng, S. (2016). Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. *Waste Management*, *56*, 403–410. <https://doi.org/10.1016/J.wasman.2016.07.017>
- Zagal, E., & Sadzawka, R. (2007). Protocolo de Métodos de Análisis para Suelos y Lodos. In *Ciencia Del Suelo*. Universidad de Concepción Facultad de de Agronomía Chillán.
- Zha, X., Tsapekos, P., Alvarado-Morales, M., Lu, X., & Angelidaki, I. (2020). Potassium inhibition during sludge and biopulp co-digestion; experimental and model-based approaches. *Waste Management*, *113*, 304–311. <https://doi.org/10.1016/J.wasman.2020.06.007>
- Zhu, X., Xu, Y., Zhen, G., Lu, X., Xu, S., Zhang, J., Gu, L., Wen, H., Liu, H., Zhang, X., & Wu, Z. (2023). Effective multipurpose sewage sludge and food waste reduction strategies: A focus on recent advances and future perspectives. *Chemosphere*, *311*, 136670. <https://doi.org/10.1016/J.chemosphere.2022.136670>



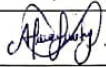
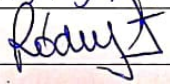

Zijlstra, W., Buursma, A., & Assendelft, O. (2021). *Visible and near infrared absorption spectra of human and animal haemoglobin: determination and application* (Reimpresa). Prensa CRC.

Zinicovscaia, I., Duca, G., Cepoi, L., Chiriac, T., Rudi, L., Mitina, T., Frontasyeva, M. V., Pavlov, S., & Gundorina, S. F. (2015). Biotechnology of Metal Removal from Industrial Wastewater: Zinc Case Study. *Clean - Soil, Air, Water*, 43(1), 112–117. <https://doi.org/10.1002/clen.201200570>

Anexos

Anexo 1.

Cadena de custodia de muestras de lodos de la PTAR-Ambato.

		CADENA DE CUSTODIA MUESTREO DE LODOS DE LA PTAR AMBATO						
		UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO/FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA						
LUGAR MONITOREO		Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ambato		DIRECCIÓN		Los Viños Carr. Panamericana, Ambato		
PROVINCIA		Tungurahua		CANTÓN		Ambato		
RESPONSABLE DEL LUGAR		Crisuelo Ramos		TELÉFONO		-		
MUESTRA	CÓDIGO DE MUESTRA	COORDENADAS	FECHA	HORA	MEDICIONES EN EL LABORATORIO			
					SÓLIDOS VOLÁTILES	% HUMEDAD	NUTRIENTES (N, P, K, Fe, Cu, Zn, Mn, Mg)	METALES PESADOS (Cr, VI, Pb, Cd, As, Co, Ni, Al)
1	UTA-FCIAB-LE-M1-R1	1°14'19"S 78°35'07"W	19/10/2022	10:20	✓	✓	✓	✓
	UTA-FCIAB-LE-M1-R2	1°14'19"S 78°35'07"W	19/10/2022	10:20	✓	✓	✓	✓
2	UTA-FCIAB-LG-M2-R1	1°14'19"S 78°35'07"W	19/10/2022	10:40	✓	✓	✓	✓
	UTA-FCIAB-LG-M2-R2	1°14'19"S 78°35'07"W	19/10/2022	10:40	✓	✓	✓	✓
3								
4								
5								
RESPONSABLE DE LA TOMA DE MUESTRAS			TUTOR DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN		TÉCNICO DEL LUGAR DE MUESTREO			
NOMBRE	Alison Verónica Sánchez Lascano		NOMBRE	Dr. Ing. Rodney Pineda Ayala		NOMBRE	MILDA CRISUELO RAMOS GAVILANES	
FIRMA			FIRMA			FIRMA		

Anexo 2.

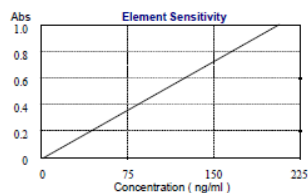
Parámetros para la elaboración de la curva de calibración de aluminio y arsénico.

Aluminium



Analysis Parameters

Analytical Line: 309.3nm
 Bandwidth: 0.4nm
 Filter Factor: 0.1
 Lamp Current: 5.0ma
 Integration Time: 3.0sec
 Background: None
 Graphite Type: Platform coated
 Sample size: 20ul
 Acidity: 0.1% Nitric
 Sensitivity: 12.36pg/ml
 Detection Limit: 11.80pg/ml
 Working Range: 2.00–150.0ng/ml



Stage	Temp	Ramp	Hold	Int	Gas
1	90	10	10		high
2	150	10	10		high
3	500	5	10		high
4	1500	5	10		high
5	2400	0	3	yes	off
6	2600	1	3		high

Standard Solution

Standard Solutions should be made up from stock solution of 1000mg/l. Dilutions should be Carried out in stages and acidified using Nitric Acid < 0.5% to avoid precipitation.
 1000mg/l Standard solution: Part no.

Interferences

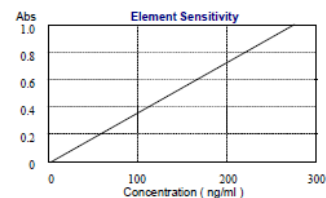
The signal can be stabilised by adding 0.5ug/ml Mg to all the solutions. Care should be taken with the surrounding environment as aluminium pollution is possible.

Arsenic



Analysis Parameters

Analytical Line: 193.7nm
 Bandwidth: 0.4nm
 Filter Factor: 0.1
 Lamp Current: 5.0ma
 Integration Time: 3.0sec
 Background: D2
 Graphite Type: Platform coated
 Sample size: 10ul
 Acidity: 0.1% Nitric
 Sensitivity: 22.92pg/ml
 Detection Limit: 17.19pg/ml
 Working Range: 3.00–200ng/ml



Stage	Temp	Ramp	Hold	Int	Gas
1	70	10	10		high
2	110	10	10		high
3	1200	10	15		high
4	2000	0	3	yes	off
5	2200	1	2		high

Standard Solution

Standard Solutions should be made up from stock solution of 1000mg/l. Dilutions should be Carried out in stages and acidified using Nitric Acid > 1% to avoid precipitation.
 1000mg/l Standard solution: Part no.

Interferences

A matrix modifier should be added to the solutions to act as releasing agent. 35ug/ml of Nickel Nitrate can be made up as the matrix modifier. Palladium can be also used as a modifier but the ashing temperature should be increased by approximately 250°C

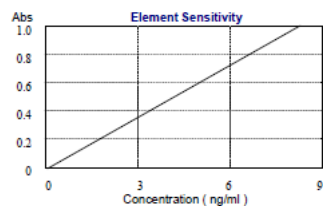
Anexo 3.

Parámetros para la elaboración de la curva de calibración de cadmio y cromo

Cadmium 48 Cd

Analysis Parameters

Analytical Line: 228.8nm
Bandwidth: 0.4nm
Filter Factor: 0.1
Lamp Current: 5.0ma
Integration Time: 3.0sec
Background: D2
Graphite Type: Platform coated
Sample size: 10ul
Acidity: 0.1% Nitric
Sensitivity: 0.4pg/ml
Detection Limit: 0.25pg/ml
Working Range: 0.10– 6.0ng/ml



Stage	Temp	Ramp	Hold	Int.	Gas
1	90	5	10		high
2	120	5	10		high
3	500	5	10		high
4	1800	0	3	yes	off
5	1900	1	2		high

Standard Solution

Standard Solutions should be made up from stock solution of 1000mg/l. Dilutions should be Carried out in stages and acidified using Nitric Acid > 1% to avoid precipitation.
1000mg/l Standard solution: Part no.

Interferences

It is advisable to use D2 background correction when analysing this element. A matrix modifier of 100ug/ml Ammonium Phosphate can be used to stop the element from releasing prior to the atomisation

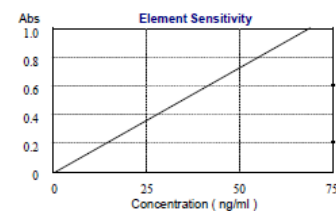


78

Chromium 24 Cr

Analysis Parameters

Analytical Line: 357.9nm
Bandwidth: 0.4nm
Filter Factor: 0.1
Lamp Current: 5.0ma
Integration Time: 3.0sec
Background: None
Graphite Type: Platform coated
Sample size: 10ul
Acidity: 0.1% Nitric
Sensitivity: 3.55pg/ml
Detection Limit: 2.42pg/ml
Working Range: 0.50– 50ng/ml



Stage	Temp	Ramp	Hold	Int.	Gas
1	70	10	10		high
2	100	10	10		high
3	800	10	15		high
4	2100	0	3	yes	off
5	2200	1	2		high

Standard Solution

Standard Solutions should be made up from stock solution of 1000mg/l. Dilutions should be Carried out in stages and acidified using Nitric Acid > 1% to avoid precipitation.
1000mg/l Standard solution: Part no.

Interferences

A matrix modifier can be added to the solutions of 50ug/ml Magnesium Nitrate if required.



79

Anexo 4.

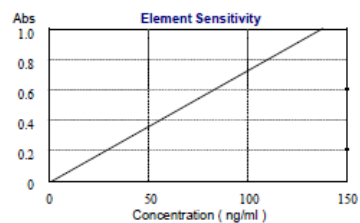
Parámetros para la elaboración de la curva de calibración de cobalto y cobre.

Cobalt



Analysis Parameters

Analytical Line: 240.7nm
Bandwidth: 0.2nm
Filter Factor: 0.1
Lamp Current: 7.0ma
Integration Time: 3.0sec
Background: D2
Graphite Type: Platform coated
Sample size: 10ul
Acidity: 0.1% Nitric
Sensitivity: 5.18pg/ml
Detection Limit: 4.23pg/ml
Working Range: 1.00–100.0ng/ml



Stage	Temp	Ramp	Hold	Int	Gas
1	70	5	10		high
2	100	10	10		high
3	800	10	10		high
4	2000	0	3	yes	off
5	2100	1	2		high

Standard Solution

Standard Solutions should be made up from stock solution of 1000mg/l. Dilutions should be Carried out in stages and acidified using Nitric Acid > 1% to avoid precipitation.
1000mg/l Standard solution: Part no.

Interferences

A matrix modifier .containing 50ug/ml can be used if required.



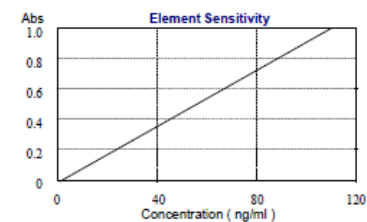
80

Copper



Analysis Parameters

Analytical Line: 324.7nm
Bandwidth: 0.4nm
Filter Factor: 0.1
Lamp Current: 3.0ma
Integration Time: 3.0sec
Background: none
Graphite Type: Platform coated
Sample size: 10ul
Acidity: 0.1% Nitric
Sensitivity: 6.28pg/ml
Detection Limit: 3.43pg/ml
Working Range: 0.50–70.0ng/ml



Stage	Temp	Ramp	Hold	Int	Gas
1	70	5	10		high
2	110	10	10		high
3	600	10	15		high
4	2100	0	3	yes	off
5	2200	1	2		high

Standard Solution

Standard Solutions should be made up from stock solution of 1000mg/l. Dilutions should be Carried out in stages and acidified using Nitric Acid > 1% to avoid precipitation.
1000mg/l Standard solution: Part no.

Interferences

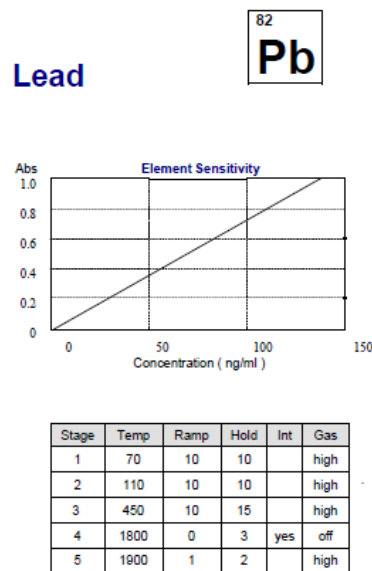
Interferences are small with this element but if required a matrix modifier of 50ug/ml + 10ug/ml magnesium nitrate can be used.



81

Anexo 5.

Parámetros para la elaboración de la curva de calibración de plomo y molibdeno.

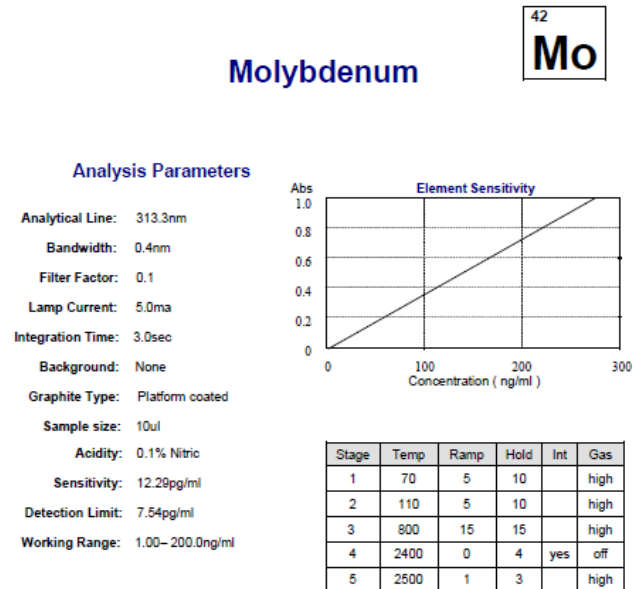


Standard Solution

Standard Solutions should be made up from stock solution of 1000mg/l. Dilutions should be Carried out in stages and acidified using Nitric Acid > 1% to avoid precipitation.
 1000mg/l Standard solution: Part no.

Interferences

Lead is a difficult element to analyse as it requires an accurate ashing temperature which should be optimised for the individual analysis. Adding 0.01% Lanthanum nitrate will improve the problem.



Standard Solution

Standard Solutions should be made up from stock solution of 1000mg/l. Dilutions should be Carried out in stages and acidified using Nitric Acid > 1% to avoid precipitation.
 1000mg/l Standard solution: Part no.

Interferences

There are no major problems with interference but care should be taken as this element could have a problem with memory effect. Holding the clean position for a longer period may help.

Anexo 6.

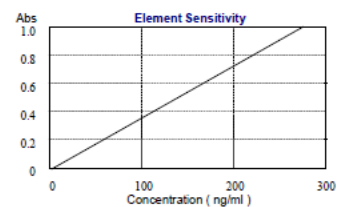
Parámetros para la elaboración de la curva de calibración de Níquel.

Nickel



Analysis Parameters

Analytical Line: 232.0nm
Bandwidth: 0.2nm
Filter Factor: 0.1
Lamp Current: 4.0ma
Integration Time: 3.0sec
Background: D2
Graphite Type: Platform coated
Sample size: 10ul
Acidity: 0.1% Nitric
Sensitivity: 8.97pg/ml
Detection Limit: 8.57pg/ml
Working Range: 1.00– 150.0ng/ml



Stage	Temp	Ramp	Hold	Int	Gas
1	80	5	10		high
2	110	10	15		high
3	800	15	10		high
4	2000	0	3	yes	off
5	2100	1	2		high

Standard Solution

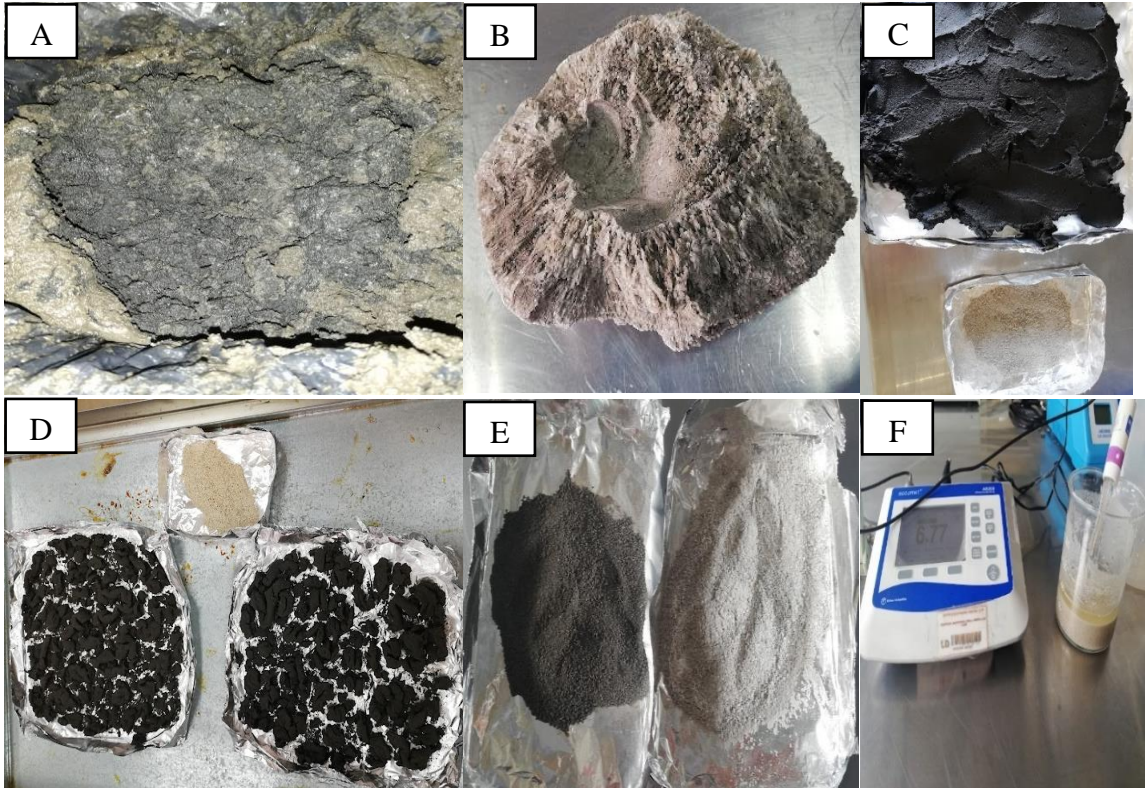
Standard Solutions should be made up from stock solution of 1000mg/l. Dilutions should be Carried out in stages and acidified using Nitric Acid > 1% to avoid precipitation.
1000mg/l Standard solution: Part no.

Interferences

There are no major interferences with this element.

Anexo 7.

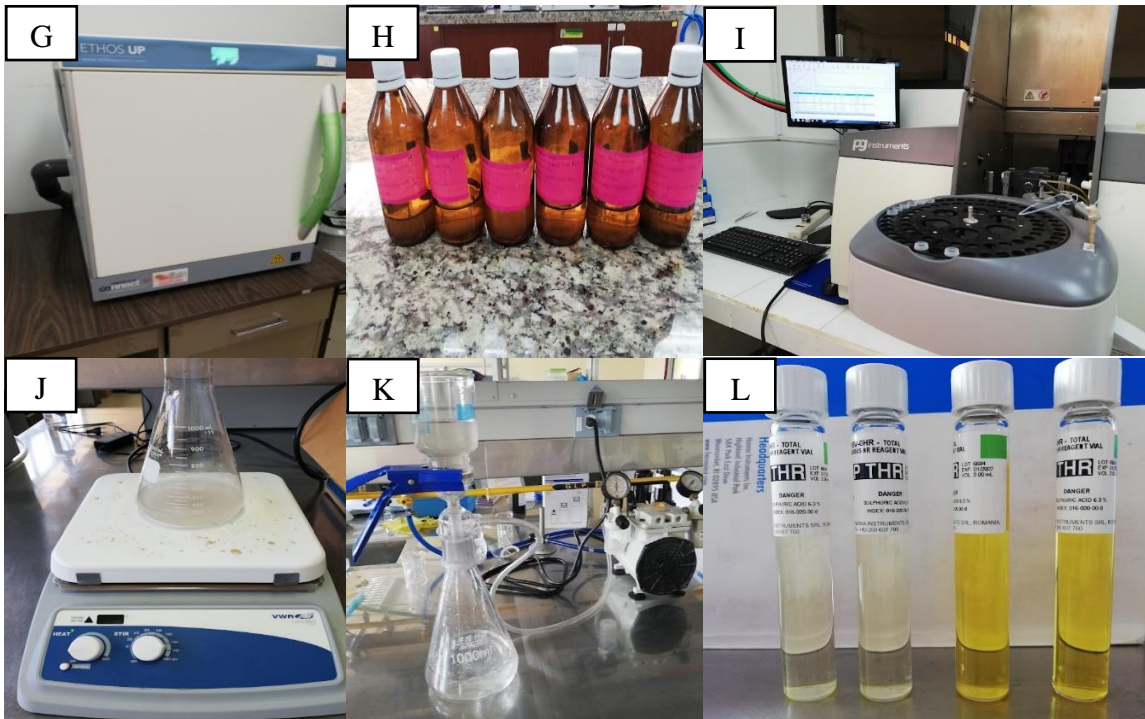
Muestreo y medición de parámetros fisicoquímicos en los lodos de centrifuga y lodos solidificados.



Nota: A. Muestra de lodo de centrifuga deshidratado (descarte final) de la PTAR-Ambato. B. Muestra de lodo solidificado de la PTAR-Ambato. C. Homogenización de muestras de lodos residuales. D. Determinación del contenido de humedad de lodos residuales. E. Macerado y tamizaje de muestras de lodos residuales secos. F. Determinación de pH en muestras de lodos residuales secos.

Anexo 8.

Medición del contenido en nutrientes y metales pesados en muestras de lodos de centrífuga y solidificados de la PTAR-Ambato.



Nota: G. Digestión ácida de muestras de lodos en el Sistema de digestión por microondas - ETHOS UP MILESTONE. H. Dilución de lodos digeridos (100 mL). I. Medición del contenido en metales pesados en lodos digeridos. J. Solubilización de lodos residuales previamente secados y triturados. K. Filtración de lodos solubilizados con un equipo de bomba al vacío. L. Medición del contenido en nutrientes en lodos digeridos (los primeros viales corresponden a los lodos de centrífuga y los últimos corresponden a los lodos solidificados.)