



**FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES**

**CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

**“BIOSORCIÓN DE PLOMO (II) UTILIZANDO UN BIOSORBENTE  
OBTENIDO A PARTIR DE LA CASCARILLA DE CAFÉ (*Coffea  
arabica* L.)”**

Tesis para optar el título profesional de:

**INGENIERO AMBIENTAL**

Presentado por:

Jordy Pier Pariona Palomino (0000-0002-9599-6909)

Asesor:

Elvito Fabián Villegas Silva (0000-0001-9783-1641)

Lima – Perú

2022

## ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

### ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Lima, 21 de julio del 2022.

Los integrantes del Jurado de tesis:

Presidente: Mg. Blga. Catherine Mariela Coronado León
Miembro: Mg. Ing. César Oswaldo Arévalo Hernández
Miembro: Mg. Ing. Cecilia Cermeño Castromonte

Se reúnen para evaluar la tesis titulada:

**"BIOSORCIÓN DE PLOMO (II) UTILIZANDO UN BIOSORBENTE OBTENIDO A PARTIR DE LA CASCARILLA DE CAFÉ (*Coffea arabica* L.)"**

Presentada por la/el estudiante/bachiller:

- **Jordy Pier Pariona Palomino**

Para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Asesorado por: Dr. Elvito Fabián Villegas Silva

Luego de haber evaluado el informe final de tesis y evaluado el desempeño del estudiante de la carrera de Ingeniería Ambiental en la sustentación, concluyen de manera unánime ( ) por mayoría simple ( X ) calificar a:

Tesisista: Jordy Pier Pariona Palomino		Nota (en letras): 17 (DIECISIETE)	
Aprobado ( )	Aprobado - Muy buena ( X )	Aprobado Sobresaliente ( )	Desaprobado ( )

Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.



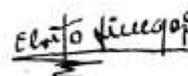
Mg. Blga. Catherine Mariela Coronado León  
Presidente



Mg. Ing. César Oswaldo Arévalo Hernández  
Miembro 1



MSc. Ing. Cecilia Cermeño Castromonte  
Miembro 2



Dr. Elvito Fabián Villegas Silva  
Asesor

## **DEDICATORIA**

A Dios por darme salud durante el desarrollo de la Tesis y permitirme mostrar los hallazgos de esta investigación a la comunidad académica.

A mis padres por la motivación constante y el apoyo brindado a lo largo del planteamiento, desarrollo y ejecución de la presente Tesis.

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Dr. Evilto Villegas Silva por su experiencia, orientación, asesoría, revisión constante durante el desarrollo de la investigación y aprobación final de la Tesis.

A la investigadora Wendy Matos-Ormeño por su apoyo en el análisis estadístico, asistencia, gestión y acertados aportes al desarrollo de la presente Tesis.

A la Cooperativa Agraria Cafetalera Oro Verde Ltda., por permitirme el acceso y orientación para obtener la cascarilla de café en el Departamento de San Martín.

Al Programa Nacional de Becas y Crédito Educativo – PRONABEC, por la oportunidad de pertenecer a la Beca 18 en la Universidad Científica del Sur.

## ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA.....	ii
AGRADECIMIENTOS .....	iii
ÍNDICE GENERAL .....	iv
ÍNDICE DE FIGURAS .....	vii
ÍNDICE DE TABLAS .....	vii
ÍNDICE DE ANEXOS .....	viii
RESUMEN .....	ix
ABSTRACT .....	x
I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	1
II. MARCO TEÓRICO .....	3
2.1. Antecedentes .....	3
2.2. Bases teóricas.....	7
2.2.1. Plomo .....	7
2.2.2. Efectos del Pb en el ambiente .....	7
2.2.3. Métodos para eliminar metales pesados .....	8
2.2.4. Método de biosorción .....	10
2.2.5. Cascarilla de café como biosorbente.....	11
2.2.6. Modelos cinéticos de biosorción.....	13
a) Modelo pseudo-primer orden.....	13
b) Modelo pseudo-segundo orden.....	14
III. OBJETIVOS / HIPÓTESIS.....	15
3.1. Objetivos .....	15

3.1.1. Objetivo general.....	15
3.1.2. Objetivos específicos.....	15
3.2. Hipótesis .....	15
3.2.1. Hipótesis general.....	15
3.2.2. Hipótesis específicas .....	16
IV. METODOLOGÍA .....	17
4.1. Materiales y reactivos.....	17
4.2. Equipos .....	18
4.3. Recolección y preparación del biosorbente.....	18
4.4. Caracterización de la muestra.....	19
4.4.1. Densidad aparente (DA) .....	19
4.4.2. Porcentaje de humedad.....	20
4.4.3. Punto de carga cero .....	20
4.4.4. Grupos funcionales.....	21
4.5. Determinación del pH de biosorción.....	21
4.6. Determinación de la dosis de biosorbente .....	22
4.7. Evaluación del tiempo de contacto.....	22
4.8. Determinación del orden de la cinética de biosorción .....	23
4.9. Aplicación de la biosorción en una muestra real .....	23
4.9.1. Toma de muestra del río Rímac. ....	23
4.9.2. Tratamiento de la muestra.....	24
4.10. Aspectos éticos.....	25

4.11. Análisis estadístico .....	25
V. RESULTADOS.....	27
5.1. Caracterización de la muestra.....	27
5.1.1. Densidad aparente, humedad y punto de carga cero (PZC) .....	27
5.1.2. Grupos funcionales.....	28
5.2. Determinación del pH de biosorción.....	30
5.3. Determinación de la dosis de biosorbente .....	31
5.4. Evaluación del tiempo de contacto.....	32
5.5. Determinación del orden de la cinética de biosorción .....	34
5.6. Aplicación de la biosorción en una muestra real .....	36
VI. DISCUSIÓN.....	37
6.1. Caracterización de la muestra.....	37
6.2. Determinación del pH de biosorción.....	38
6.3. Determinación de la dosis de biosorbente .....	40
6.4. Evaluación del tiempo de contacto.....	41
6.5. Determinación de la cinética de biosorción .....	42
6.6. Aplicación de la biosorción en una muestra real .....	43
VII. CONCLUSIONES .....	45
VIII. RECOMENDACIONES.....	47
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48
X. ABREVIATURAS .....	62
XI. ANEXOS.....	63

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Anatomía de la cereza del café .....	11
<b>Figura 2.</b> Preparación del biosorbente.....	19
<b>Figura 3.</b> Punto de carga cero (PZC).....	28
<b>Figura 4.</b> Espectro infrarrojo de la muestra de cascarilla de café .....	29
<b>Figura 5.</b> Evaluación de la eliminación de Pb (II) con relación al pH.....	30
<b>Figura 6.</b> Remoción de Pb (II) en función de la dosis de biosorbente .....	32
<b>Figura 7.</b> Remoción de Pb (II) con relación al tiempo de contacto .....	33
<b>Figura 8.</b> Modelo de pseudo-primer orden de reacción .....	34
<b>Figura 9.</b> Modelo de pseudo-segundo orden de reacción .....	35

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Efectos negativos del Pb en el ambiente .....	8
<b>Tabla 2.</b> Técnicas de remoción de metales pesados .....	9
<b>Tabla 3.</b> Taxonomía de Café - especie arabica .....	12
<b>Tabla 4.</b> Composición de la cascarilla del café .....	13
<b>Tabla 5.</b> Características del lugar de muestreo.....	23
<b>Tabla 6.</b> Caracterización de la muestra de café.....	27
<b>Tabla 7.</b> Grupos funcionales de la muestra de café.....	28
<b>Tabla 8.</b> Valores obtenidos en función del pH.....	30
<b>Tabla 9.</b> Valores obtenidos en función de la dosis de biosorbente .....	31
<b>Tabla 10.</b> Valores obtenidos en función del tiempo .....	33
<b>Tabla 11.</b> Datos para los modelos de pseudo-primer y segundo orden.....	34
<b>Tabla 12.</b> Remoción de Pb (II) en una muestra real .....	36

**ÍNDICE DE ANEXOS**

<b>Anexo 1.</b> Materiales, equipos y reactivos .....	63
<b>Anexo 2.</b> Recolección y acondicionamiento de la cascarilla de café .....	64
<b>Anexo 3.</b> Preparación del biosorbente.....	65
<b>Anexo 4.</b> Determinación de la densidad aparente .....	66
<b>Anexo 5.</b> Determinación del porcentaje de humedad .....	67
<b>Anexo 6.</b> Determinación del punto de carga cero (PZC) .....	68
<b>Anexo 7.</b> Resultados de los grupos funcionales .....	70
<b>Anexo 8.</b> Determinación de pH de biosorción.....	72
<b>Anexo 9.</b> Resultados de pH de biosorción.....	74
<b>Anexo 10.</b> Determinación de dosis de biosorbente .....	75
<b>Anexo 11.</b> Resultados de dosis de biosorbente.....	76
<b>Anexo 12.</b> Determinación de tiempo de contacto .....	77
<b>Anexo 13.</b> Resultados del tiempo de contacto.....	78
<b>Anexo 14.</b> Procedimiento de toma de muestra de agua .....	79
<b>Anexo 15.</b> Tratamiento de la muestra de agua.....	80
<b>Anexo 16.</b> Resultados de la muestra de agua .....	81
<b>Anexo 17.</b> Manejo de residuos peligrosos.....	82
<b>Anexo 18.</b> Datos para modelos cinéticos de biosorción .....	83
<b>Anexo 19.</b> Resultados del análisis estadístico.....	84

## RESUMEN

La biosorción de metales pesados utilizando residuos agrícolas resulta ser una técnica eficiente para la descontaminación de los ríos. Por ello, se evaluó la biosorción de Pb (II) utilizando cascarilla de café como biosorbente. Para la biosorción, se utilizó un sistema *batch*, a temperatura ambiente 22,5 °C, agitación 300 rpm, así como, el biosorbente, la cascarilla de café la cual fue lavada, secada, triturada y tamizada a 212  $\mu\text{m}$ . La densidad aparente (DA) se halló empleando una probeta; humedad por diferencia de pesos; Punto de carga cero (PZC) por diferencia de pH y grupos funcionales por espectrofotometría infrarroja (FTIR). El Pb (II) se determinó por espectrofotometría de absorción atómica. Los resultados mostraron que se obtuvo un valor de DA de  $0,50 \pm 0,004 \text{ g/mL}$ ; humedad  $7,18 \pm 0,152 \%$ ; PZC 2,20. Los grupos funcionales fueron (C=O) aldehídos y cetonas; (O-H) hidroxilo o moléculas de agua; (C-H) alcanos; (C-O) carboxilo; (C-N) grupo amino y (C-O-C) éteres. El pH favorable fue 2,0 y la dosis de biosorbente 0,5 g. Se logró el equilibrio en 10 min con eficiencia de remoción de Pb (II) de  $96,45 \pm 0,023 \%$ . Predominó el modelo de pseudo-segundo orden ( $R^2 = 0,9999$ ). En la muestra de agua del río Rímac se removió Pb (II) en un  $66,18 \pm 0,95 \%$ . En síntesis, el pH favorable está relacionado con el diagrama de Pourbaix y se observa un mecanismo de quelación, mientras que la baja concentración inicial de Pb (II) permite acelerar el tiempo de remoción y lograr el equilibrio. La muestra real mostró alta remoción a pesar de factores fisico-químicos presentes en el agua. El uso de la cascarilla de café como biosorbente representa una alternativa ecoamigable y sostenible en el tiempo.

**Palabras clave:** Biosorción, cascarilla de café, plomo, modelo cinético, quelación.

## ABSTRACT

The biosorption of heavy metals using agricultural residues turns out to be an efficient technique for the decontamination of rivers. Therefore, the biosorption of Pb was evaluated utilizing coffee husk as biosorbent. For biosorption a *Batch* system was used, at room temperature 22.5 °C, agitation 300 rpm, as well as the biosorbent, the coffee husk which was washed, dried, crushed and sieved to a particle size of 212  $\mu\text{m}$ . Bulk density (DA) was determined by the test tube method; humidity due to weight difference; Point of zero charge (PZC) by pH difference and functional groups by infrared spectrophotometry (FTIR). Pb(II) was determined by atomic absorption spectrophotometry. The results showed that a DA value of  $0.50 \pm 0.004$  g/mL was obtained; humidity  $7.18 \pm 0.152\%$ ; PZC 2.20. The functional groups were (C=O) aldehydes and ketones; (O-H) hydroxyl or water molecules; (C-H) alkanes; (C-O) carboxyl; (C-N) amino group and (C-O-C) ethers. The ideal pH was 2.0 and the ideal dose of biosorbent was 0.5 g. Equilibrium was achieved in 10 min with a Pb(II) removal efficiency of  $96.45 \pm 0.023\%$ . The pseudo-second order model predominated ( $R^2 = 0,9999$ ). In the water sample from the Rímac River, Pb (II) was removed by  $66.18 \pm 0.95\%$  were removed. In summary, the ideal pH is related to the Pourbaix diagram and a chelation process is observed, while the low initial concentration of Pb (II) allows to accelerate the removal time and achieve equilibrium. The actual sample showed high removal despite physicochemical factors present in the water. The use of coffee husks as a biosorbent represents an eco-friendly and sustainable alternative over time.

**Keywords:** Biosorption, coffee husk, lead, kinetic model, chelation.

## I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En la actualidad, la contaminación por metales pesados hacia las matrices del ecosistema se ha vuelto un problema que amerita medidas urgentes de remediación. Dicha contaminación se inició durante el desarrollo industrial a través de actividades como minería, fundiciones y agricultura (Carolin et al., 2017; Jacob et al., 2018) por un inadecuado manejo. Uno de los primeros metales pesados identificados fue el plomo (Pb), un elemento tóxico que aún sigue presente en la fabricación de baterías y productos eléctricos (Skerfving & Bergdahl, 2015; Thompson, 2018).

Además, la producción minera mundial para el año 2020 en el caso de plomo representó aproximadamente 4,5 millones de toneladas (ILZSG, 2022). La minería de plomo está interrelacionada con la plata, cobre y zinc dicha actividad produce residuos de los cuales el Pb es el de mayor riesgo para el ambiente y la salud (Tello, 2014), tiende a acidificar los ecosistemas acuáticos, la degradación del suelo, la disminución de la biodiversidad y genera enfermedades respiratorias (Bello et al., 2018; Kobielska et al., 2018; Levin et al., 2021). Los problemas significativos con Pb en varios departamentos del Perú han sido mencionados por Arce & Calderón (2017) y Fajardo Vidal et al. (2017) donde se evidencian valores de Pb superiores a los estándares de calidad ambiental para agua, vigente. Asimismo, en el

río Rímac se ha encontrado valores por encima de 0,1 mg/L para Pb, lo cual evidencia la contaminación del agua (Velásquez Bejarano, 2018).

Ante esta problemática es necesaria la búsqueda de biosorbentes de menor costo para eliminar metales pesados como el Pb (Gunatilake, 2015). En ese sentido, la industria agroalimentaria genera cantidades enormes de residuos (Ben-Othman et al., 2020; Valencia et al., 2021), durante el año 2019 se generaron en promedio 1 300 millones de toneladas de desechos y subproductos (FAO, 2019), a los cuales no se les brinda una gestión adecuada ni valor agregado. Así, no tratar los residuos agrícolas significa un impacto al ambiente y un costo económico asociado a su gestión (Alhogbi, 2017; Jenifer et al., 2020; Tokimoto et al., 2005). Se debe mencionar que los residuos vegetales o subproductos orgánicos presentan características de bajo costo, sostenible, renovable, abundancia, los cuales podrían convertirse en potenciales biosorbente para la remediación ambiental (Da Silva Correia et al., 2018; Gomez-Gonzalez et al., 2016; Naga Babu et al., 2018).

Debido a estas características, recientemente se están estudiando el desarrollo de nuevos biosorbentes para la remoción de metales pesados (Da Silva Correia et al., 2018; Garcia et al., 2021; Naga Babu et al., 2018; Wang et al., 2018). Las técnicas empleadas para su desarrollo son diversas y con resultados no necesariamente óptimos. Por lo que, aún hace falta buscar biosorbentes altamente eficientes para la eliminación de contaminantes.

Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue evaluar la biosorción de Pb (II) empleando un biosorbente obtenido de la cáscara de café. Para esto,

se caracterizó la cascarilla de café y se determinaron las condiciones favorables de operación a nivel de laboratorio (pH, dosis de biosorbente y el tiempo de contacto), se estimó la eficiencia de remoción y su aplicación en una muestra real.

## II. MARCO TEÓRICO

### 2.1. Antecedentes

Haftu et al. (2014) utilizaron la cascarilla de café para la biosorción de Pb (II) y Cr (VI) a partir de una disolución acuosa. Además, se empleó un agitador durante un tiempo de cuatro horas y un tamiz malla 50 para el tamaño uniforme de partícula. Luego del filtrado se analizó el plomo mediante espectroscopía de absorción atómica (EAA).

Los resultados mostraron que el pH y la temperatura óptima para la biosorción fueron 4,5 y 25 °C, respectivamente. También, se evidenció que el modelo de segundo orden predominó en la cinética de biosorción y la reacción de biosorción fue espontánea, demostrándose así la eficiencia de la cascarilla de café para remover metales pesados.

Alhogbi (2017) estudió la biosorción de Pb (II) de disoluciones acuosas por residuos de biomasa de cáscara de café como adsorbente de bajo costo. Además, se empleó un agitador mecánico

a una velocidad de 300 rpm en un tiempo de 120 min. Luego del filtrado se analizó el plomo por medio de espectrometría de emisión óptica – plasma acoplado mediante inducción.

De dicho estudio se evidenciaron que el equilibrio de biosorción se logró a los 60 min con un 98 % de remoción de plomo. También, el modelo de segundo orden predominó en la cinética de biosorción ( $R^2 = 1$ ). Los hallazgos mostraron que la cáscara de café es un adsorbente de bajo costo y eficiente.

Naga Babu et al. (2018) estudiaron el potencial de la tecnología de sorción que utiliza los posos de café agotados en el tratamiento del agua para remover el plomo y fluoruro. Así, se empleó un agitador orbital a diferentes temperaturas sin exceder las 5 h de operación. Luego del filtrado se analizaron el plomo mediante espectrofotometría de absorción atómica y fluoruro mediante la solución de reactivo SPADNS.

Los resultados mostraron que el tiempo óptimo para la biosorción de plomo ( $100 \text{ mg L}^{-1}$ ) y fluoruro ( $20 \text{ mg L}^{-1}$ ) fue de 75 y 105 min respectivamente. Asimismo, se evidenció que el modelo de segundo orden predominó en la cinética de biosorción y que el biosorbente fue capaz de remover plomo y fluoruro de aguas residuales con una eficiencia de 90 % aproximadamente. También, se determinó que la biosorción fue una fisorción espontánea. Se muestra que en un corto tiempo de operación el biosorbente logró ser eficiente.

Wang et al. (2018) investigaron el potencial de la biomasa de *P. americana* como biosorbente para la remoción de plomo de disoluciones acuosas. También, se empleó un agitador mecánico a 200 rpm y se consideró la temperatura de  $25 \pm 0,5$  °C durante un tiempo deseado. Luego del filtrado se analizó el plomo por medio de EAA.

De la investigación se constataron que una dosis de  $20 \text{ g L}^{-1}$  de biosorbente, pH 6, una concentración de plomo de  $30 \text{ mg L}^{-1}$  y un tiempo de evaluación de 120 min fueron los más óptimos en la eficiencia de remoción de Pb (II). Se evidenció que la cinética de biosorción se asemeja al modelo de pseudo segundo orden y que los grupos funcionales como el hidroxilo, carboxilo y amina pueden participar en la unión de plomo con el biosorbente. Se muestra que los grupos funcionales juegan un papel importante en la remoción.

Sánchez Quispe (2018) evaluó la biosorción de Pb y Cd utilizando un subproducto del maíz como biosorbente, se tomó muestras de agua de la cuenca alta del río Rimac. También, se analizó la concentración inicial de metales del efluente real los cuales sobrepasan los estándares de calidad ambiental (ECA) para agua vigente. Para la biosorción se empleó diversas granulometrías de tusa de maíz 1,00; 0,425; 0,3 y menor a 0,3 mm.

Los resultados evidenciaron que el tamaño de 1,00 mm del biosorbente empleado fue favorable para la biosorción. Además, se logró remover 60,33 % y 75 % de Pb y Cd respectivamente. Se observa la eficiencia utilizando un subproducto del maíz como

biosorbente para la remoción de contaminantes presentes en el agua de una muestra real.

Gómez-Aguilar et al. (2021) utilizaron la pulpa de café como alternativa sostenible para la biosorción de iones de plomo en aguas residuales. Por otra parte, se empleó un agitador a 100 rpm a temperatura ambiente durante un tiempo de 105 min. Luego del filtrado se analizó el plomo mediante EAA.

Del estudio se constataron que el pH favorable para la biosorción fue 2,0 y un tiempo de contacto de 105 min. También, se evidenció que el modelo de segundo orden predominó en la cinética de biosorción y la remoción de plomo fue del 86,45 % empleando el biosorbente con tamaño de 180  $\mu\text{m}$ . Se aprecia que el pH ideal favorece la biosorción de metales.

Quyen et al. (2021) exploraron el potencial de los biosorbentes producidos a partir de los desechos del café para remover iones de Pb y Cd de aguas residuales. Asimismo, se empleó un agitador durante un tiempo de 90 min. Luego del filtrado se analizaron el plomo y cadmio a través de espectrometría de masas – plasma acoplado mediante inducción.

Los resultados evidenciaron que el modelo cinético de biosorción de ambos metales se asemejan al de segundo orden y la remoción de plomo y cadmio de las aguas residuales fueron de 89,6 % y 81,5 % respectivamente. Por consiguiente, el biosorbente obtenido de la

cáscara de café demostró ser un adsorbente de ecoamigable y a su vez eficiente para la remoción de metales pesados.

## **2.2. Bases teóricas**

### **2.2.1. Plomo**

El Pb es uno de metales más tóxicos, dañinos y se encuentra presente en forma de sulfuro, cerusita y galena (Shukla et al., 2018). Asimismo, el Pb es de color blanco azulado y es considerado un contaminante ambiental. Además, es un metal empleado en diversas industrias tales como la galvánica, eléctrica y siderurgia (Carolin et al., 2017).

Las características de ductilidad, maleabilidad y resistencia a la corrosión del Pb ha hecho que se convierta en un metal ampliamente utilizado (Bellinger, 2018). Incluso se usaban para la elaboración de tuberías, ventanas, utensilios, baterías, pinturas, entre otros (Shukla et al., 2018).

### **2.2.2. Efectos del Pb en el ambiente**

Las actividades antropogénicas, así como la minería pueden causar efectos negativos en las matrices del ecosistema, contaminando el agua, suelo, aire e inclusive a la salud de la población. Desde la revolución industrial diversas actividades han generado el incremento de la producción y consumo de Pb y como consecuencia la dispersión de este metal tóxico en el ambiente (Bellinger, 2018; Jacob et al., 2018).

Los metales pesados como el plomo tienen las siguientes características no son biodegradables, tienden a bioamplificarse y

bioacumularse en los organismos vivos. Además, son altamente tóxicos en las células que incluso llegan a ser cancerígenos y mutagénicos en el ser humano (Gómez-Aguilar et al., 2021). Por su parte (Haftu et al., 2014) mencionan que el envenenamiento por plomo produce daños severos generalmente al sistema nervioso, reproductivo y renal del ser humano. En la Tabla 1 se muestran los efectos negativos que causa el Pb.

**Tabla 1**

Efectos negativos del Pb en ambiente

Ion Plomo	Efectos	Fuente
Pb <sup>2+</sup>	Desaparición de la biodiversidad	Bello et al. (2018)
	Enfermedades respiratorias	Shukla et al. (2018)
	Reducción del crecimiento de las plantas	Carolin et al. (2017)
	Reducción de pH de las aguas	Kobielska et al. (2018)
	Degradación del suelo	Tello (2014)

### 2.2.3. Métodos para eliminar metales

La remoción de Pb se ha convertido en un problema emergente (Carolin et al., 2017). Existen diversos métodos o técnicas para remover el Pb de las aguas contaminadas como la precipitación química, flotación, coagulación, intercambio iónico, adsorción, entre otros. Asimismo, estas presentan una serie de ventajas y desventajas (Tabla 2).

**Tabla 2**

Técnicas de remoción de metales pesados

Técnica	Ventajas	Desventajas	Fuente
<p><b>Flotación.</b> Es un método de separación sólido-líquido en donde los iones se adhieren a burbujas y estas se suspenden. Además, la velocidad y tamaño de burbuja son los parámetros más importantes.</p>	Baja generación de lodo y alta eficiencia	Elevado costo de mantenimiento y operación	Carolin et al. (2017); Patil et al. (2016)
<p><b>Filtración por membrana.</b> Es un técnica de separación física de solutos por medio de una membrana. Además, existen procedimientos de membranas como la ultrafiltración y ósmosis inversa</p>	Ocupa menor espacio y contiene una membrana selectiva	Elevado costo, se ensucian las membranas y el procedimiento es complejo	Gunatilake (2015); Rangabhashi yam & Balasubramanian (2019)
<p><b>Precipitación química.</b> Es el método fisico-químico más usado, se emplean químicos que modifican el pH de la disolución para la separación de los iones</p>	Convencional y económica, eficiente para altas concentraciones	Utiliza químicos, alta generación de lodos y no es eficaz para concentraciones bajas	Bilal et al. (2013); Carolin et al. (2017)
<p><b>Coagulación y floculación.</b> La coagulación trata de incrementar la densidad de las partículas y la coagulación, en unir las partículas en aglomerados para que precipiten. Los parámetros como el pH, temperatura y dosis de coagulante son importantes</p>	Aplicable a gran escala y presenta alta eficiencia	Alta generación de lodos y crea subproductos	Bilal et al. (2013); Carolin et al. (2017); Gunatilake (2015)
<p><b>Intercambio iónico.</b> Este método consiste en sustituir iones que están en la parte superficial de un sólido y los de la disolución, con la misma carga. Además, la resina empleada puede ser de material natural o sintético</p>	Remoción selectiva de metales y mayor eficiencia	Remueve iones limitados, emplea reactivos y elevado costo	Bilal et al. (2013); Carolin et al. (2017)
<p><b>Adsorción.</b> Es el fenómeno mediante el cual se produce la remoción por medio de sitios activos presentes en la superficie de los adsorbentes</p>	Alta eficiencia, técnica reversible y no produce contaminantes	Menor eficiencia luego de la desorción y alto costo de activación	Bilal et al. (2013); Carolin et al. (2017)

Los métodos convencionales presentan una serie de desventajas que en términos generales están en relación con el costo, la originación de otros productos, el empleo de reactivos complementarios, entre otros (Rangabhashiyam & Balasubramanian, 2019). Por lo que existe, la necesidad de buscar nuevos métodos de remoción de metales pesados presente en aguas contaminadas. Estos métodos deben ser ecoamigables con el medio y perdurables en relación con el tiempo (Gunatilake, 2015).

La tecnología de biosorción presenta todas estas características, convirtiéndola en un método reciente y prometedor para la remoción de metales de disoluciones acuosas como el plomo (Carolin et al., 2017; Gunatilake, 2015; Kobielska et al., 2018).

#### **2.2.4. Método de biosorción**

La biosorción es un fenómeno de superficie que consiste en transferir iones de una fase acuosa hacia la fase sólida a través de la superficie de un adsorbente (Gunatilake, 2015; Rangabhashiyam & Balasubramanian, 2019).

Este procedimiento presenta diversas ventajas como de bajo costo, alta eficiencia de remoción y no produce contaminantes secundarios (Gomez-Gonzalez et al., 2016; Quyen et al., 2021). Además, los grupos funcionales presentes en los biosorbentes tales como el grupo carboxilo, hidroxilo, amina, etc., incrementan la actividad de biosorción de los iones contaminantes (Da Silva Correia et al., 2018; Haftu et al., 2014).

Asimismo, este método utiliza diversos biosorbentes obtenidos a partir de restos vegetales, así como también algas, hongos, subproductos orgánicos, entre otros (Garcia et al., 2021; Jin et al., 2021; Lin et al., 2020). Sin embargo, existen múltiples factores que influyen en el procedimiento de biosorción que se debe comprender para lograr maximizar la eficiencia del procedimiento. Estos factores son el pH, tiempo de contacto, temperatura, tamaño de partícula, dosis de biosorbente, entre otros (Anastopoulos et al., 2017).

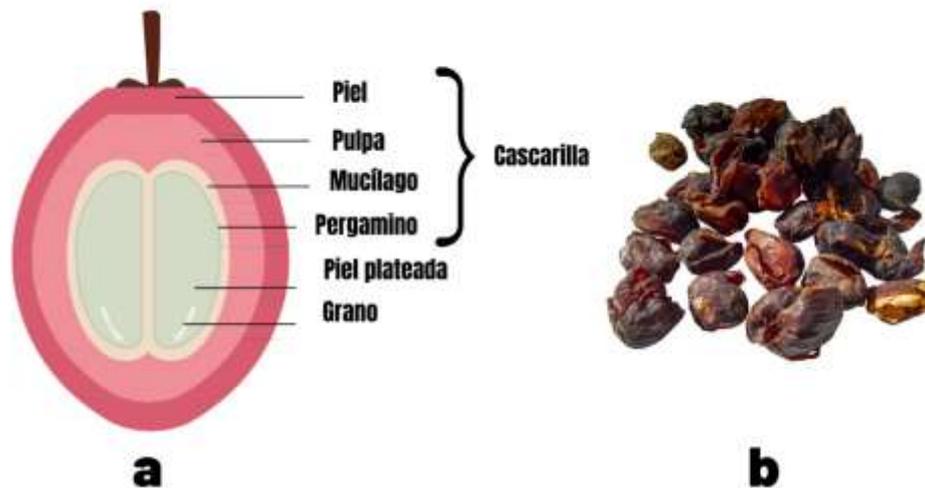
### **2.2.5. Cascarilla de café como biosorbente**

La cascarilla de café es uno de los subproductos de café al cual no se le da valor agregado. En la Figura 1 se muestra la anatomía de la cascarilla de café, la cual comprende la piel, pulpa, mucílago y pergamino (Rebollo-Hernanz et al., 2021).

Asimismo, el cultivo de café genera enormes cantidades de cáscaras, del peso de la cereza del café, la cascarilla representa el 45 % aproximadamente (Oliveira et al., 2021; Torres Castillo et al., 2021) y recientes investigaciones han evidenciado el potencial que presenta los subproductos del café para la remoción de metales pesados como el plomo (Edathil et al., 2018; Gómez-Aguilar et al., 2021; Quyen et al., 2021).

### **Figura 1**

Anatomía de la cereza del café



**Nota:** Parte interna de la cereza de café (a), e imagen de la cascarilla de café (b). Adaptado de (Rebollo-Hernanz et al., 2021).

La taxonomía del café de la especie arabica con la que se trabajó en la presente investigación se muestra en la Tabla 3. También, en la Tabla 4 se presenta la composición química de la cascarilla de café, en la cual se debe tener en cuenta la cuantificación de lignina y celulosa ya que estos compuestos presentan grupos funcionales los cuales van a interactuar con el ión metálico a remover (Gómez-Aguilar et al., 2021).

**Tabla 3**

Taxonomía de Café – especie arabica

Dominio	Eukarya
Reino	Plantae
Subreino	Tracheobionta
Superdivisión	Spermatophyta
División	Magnoliophyta
Clase	Magnoliopsida
Subclase	Asteridae
Orden	Rubiales
Familia	Rubiaceae
Género	<i>Coffea</i> L.
Especie	<i>arabica</i>
Nombre científico	<i>Coffea arabica</i> L.

**Nota:** Datos de Taxonomía y Botánica. Adaptado de (Habtemariam, 2019).

**Tabla 4**

Constitución de la cascarilla del café

Composición	Cascarilla	Fuente
Lignina (% p/p, seca)	35,58	Ávila et al. (2021)
Fenoles totales mg GAE/g	63,5	Collazo-Bigliardi et al. (2019)
Humedad (%)	13	Shemekite et al. (2014)
Celulosa (%)	24,5	Bekalo & Reinhardt (2009)
Hemicelulosa (%)	23,85	Ferraz & Silva (2009)
Lípidos (%)	0,3	Gouvea et al. (2009)

### 2.2.6. Modelos cinéticos de biosorción

Los modelos cinéticos de biosorción permiten explicar el procedimiento de biosorción, por la transferencia de iones que corresponden a la transferencia de materia. Este procedimiento permite evaluar la eficiencia de la biosorción (Berhe et al., 2015; Edathil et al., 2018). Generalmente, en las investigaciones predominan los siguientes modelos:

#### **a) Modelo pseudo-primer orden**

Este modelo asume o supone la biosorción de un adsorbato de una disolución acuosa (Lagergren, 1898). Este tipo de cinética implica que la tasa de cambio de biosorción de soluto con el tiempo presenta una relación que es directamente proporcional a la diferencia en la concentración de saturación y la cantidad de biosorción de sólidos con el tiempo (Vimonses et al., 2009).

Se emplea la Ecuación (1):

$$\text{Log}(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{k_1}{2.303}t \quad (1)$$

En donde: t (tiempo),  $q_e$  (suma de iones adsorbidos en el equilibrio mg/g),  $q_t$  (suma de iones adsorbidos en el tiempo t),  $K_1$  (constante de velocidad en  $\text{min}^{-1}$ ) (Naga Babu et al., 2018). Este modelo supone que un sitio activo de la superficie del biosorbente puede ser ocupado por un ion metálico.

### **b) Modelo pseudo-segundo orden**

Esto indica o supone que el paso limitante de la velocidad de reacción se debería a la sorción química o también llamada quimisorción, la cual involucra el intercambio de analitos entre el sorbente y sorbato (Ho & McKay, 1999). Asimismo, este modelo permite estimar la tasa de biosorción inicial y determinar la capacidad de biosorción efectiva sin saber algún parámetro previo (Ho & Ofomaja, 2006).

Se emplea la Ecuación (2):

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e}t \quad (2)$$

En donde: t (tiempo),  $q_e$  (suma de iones adsorbidos en el equilibrio),  $q_t$  (suma de iones adsorbidos en el tiempo t),  $K_2$  (constante de velocidad en  $\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$ ) (Quyen et al., 2021). Este modelo supone que dos sitios activos de la parte superficial del biosorbente pueden estar saturados por un metal.

### III. OBJETIVOS / HIPÓTESIS

#### 3.1. Objetivos

##### 3.1.1. Objetivo general

Evaluar la biosorción de Pb (II) utilizando un biosorbente obtenido a partir de la cascarilla de café.

##### 3.1.2. Objetivos específicos

Obtener y caracterizar un biosorbente a partir de la cascarilla de café para la biosorción de Pb (II).

Determinar las condiciones favorables de operación en función del pH, dosis de biosorbente y el tiempo de contacto para la biosorción de Pb (II).

Estimar la eficiencia de remoción de Pb (II) a nivel de laboratorio y su aplicación en una muestra real del río Rímac utilizando la cascarilla de café.

#### 3.2. Hipótesis

##### 3.2.1. Hipótesis general

El biosorbente obtenido en base a la cascarilla de café remueve Pb (II) de disoluciones acuosas.

### 3.2.2. Hipótesis específicas

Las características del biosorbente obtenido de la cascarilla de café influye positivamente en la biosorción de Pb (II).

Las condiciones favorables de operación en función del pH, dosis de biosorbente y tiempo de contacto permiten la mayor remoción de Pb (II).

La eficiencia de remoción de Pb (II) a nivel de laboratorio y su aplicación en una muestra real es favorable utilizando la cascarilla de café.

## IV. METODOLOGÍA

A continuación, se presentan los materiales, reactivos y equipos que se han empleado para la ejecución de la Tesis, específicamente para el tratamiento de la cascarilla de café, así como para los ensayos de biosorción de Pb (II) en el Laboratorio de la Universidad Científica del Sur.

### 4.1. Materiales y reactivos

- Agua bidestilada (Aquaplast, Perú).
- Papel filtro N° 1 (Whatman, 125 mm)
- Nitrato de plomo  $Pb(NO_3)_2$  (Plomo(II) nitrato p.a. EMSURE® ACS, Reag. Ph Eur, EMD Millipore Corporation, India).
- Ácido clorhídrico (HCl – 0,1M) (hydrochloric acid, EMD Millipore Corporation, Alemania).
- Hidróxido de sodio (NaOH – 0,1 M) (Sodium hydroxide pellets, EMD Millipore Corporation, Alemania).
- Detergente (Extran® MA 02, EMD Millipore Corporation, Alemania).

Todos los ensayos llevados a cabo en esta investigación se realizaron por triplicado en el laboratorio de la Universidad Científica y el análisis de plomo fue mediante espectrofotometría de absorción atómica (Anexo 1) en la Universidad Nacional de Ingeniería.

## 4.2. Equipos

- Espectrofotómetro Infrarrojo FTIR-ATR (Perkin Elmer, Frontier)
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica (Shimadzu, AA 7000)
- Medidor multiparámetro de mesa (HQ440D, Hach, EE, UU.)
- Agitador Orbital Shaker (PSU-10i, Boeco, Alemania)
- Tamiz malla número 70 (Retsch, 212  $\mu\text{m}$ , Alemania)
- Plancha de calentamiento (SP131320-33, Thermo Scientific, China)
- Estufa (Heratherm OGH60, Thermo Scientific, Alemania)
- Balanza analítica (ED224-S, Sartorius, Alemania)
- Balanza de precisión (SJJX1502/E, Ohaus, China)
- Termómetro digital (TP 300, China)

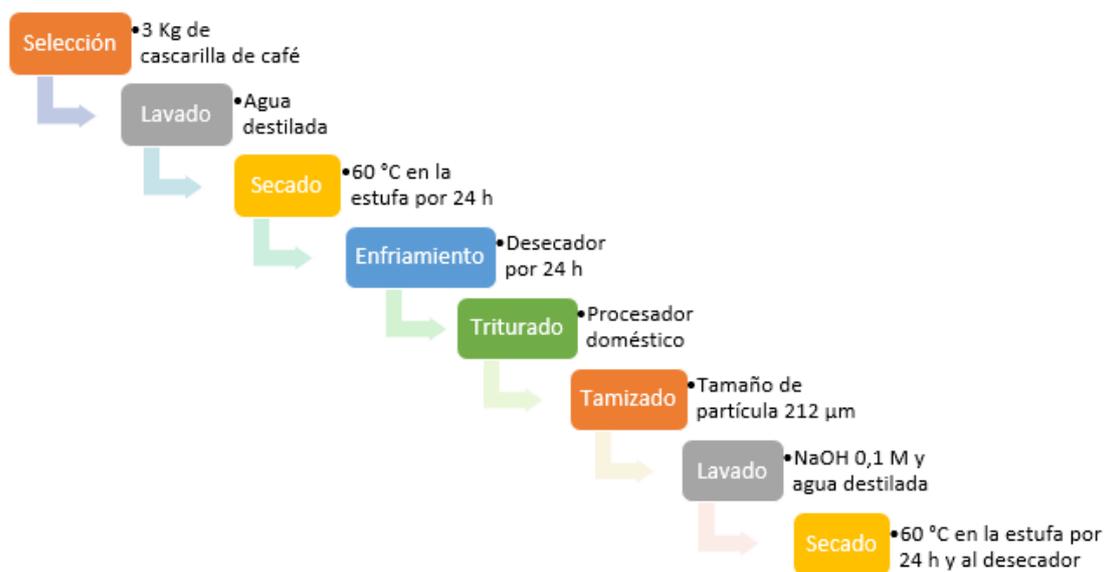
## 4.3. Recolección y preparación del biosorbente

La cascarilla de café (*Coffea arabica* L.) fue recolectada de la Cooperativa Agraria Cafetalera Oro Verde Ltda. (Anexo 2), ubicada en la provincia de Lamas, departamento de San Martín, Perú (6°23'14,03" S y 76°46'0,17" O / 304590 Este y 9293654 Oeste a 1129 m.s.n.m). La biomasa se secó a temperatura ambiente durante una semana para evitar que se degrade por acción de microorganismos. Luego, se tomó 3,0 kg y se lavó con agua destilada para eliminar el polvo y partículas de suciedad y se secó en la estufa a 60 °C durante 24 h, luego se dejó en el desecador durante 24 h. Se trituró con un procesador doméstico y se tamizó (Anexo 3). Posteriormente, se lavó varias veces la biomasa con NaOH (0,1 M) para quitar las impurezas y el color, se enjuagó y se secó. Posteriormente, para los

experimentos se ajustó el pH a la cascarilla con HCl (0,1 M) durante 24 h, se filtró y secó en estufa (24 h). El tamaño uniforme de la biomasa a 212 µm se utilizó para los siguientes experimentos. En la Figura 2 se presenta el diagrama de obtención del biosorbente de cascarilla de café.

**Figura 2**

Preparación del biosorbente



#### 4.4. Caracterización de la muestra

##### 4.4.1. Densidad aparente (DA)

En cuanto a la densidad aparente hace referencia al peso de la biomasa sobre el volumen ocupado (Rodríguez et al., 2017). Para esto se colocó una cantidad conocida de cascarilla de café en una probeta de 100 mL y se midió el volumen ocupado (Anexo 4).

Se empleó la Ecuación (3):

$$\delta_a = \frac{m}{V} \tag{3}$$

**Nota.**  $m$  hace referencia a la masa en (g) y  $V$  al volumen ocupado por la cascarilla en (mL).

#### 4.4.2. Porcentaje de humedad

Para determinar la humedad, se utilizaron tres crisoles (Anexo 5) los cuales fueron colocados en la estufa a 80 °C durante 1 h previo a su uso. Seguidamente, se anotó el peso de los crisoles y se le añadió a cada crisol una cantidad conocida de cascarilla de café. Luego, se llevó a la estufa por 24 h a 105 °C. El peso final constante se obtuvo utilizando el desecador (Arrazola et al., 2014).

Se empleó la Ecuación (4):

$$\% \text{ humedad} = \left( \frac{m_i - m_f}{m_i} \right) \times 100 \quad (4)$$

**Nota.**  $m_i$  es la masa inicial en (g) y  $m_f$  es la masa final en (g) de la cascarilla.

#### 4.4.3. Punto de carga cero (PZC)

Para encontrar el PZC del biosorbente se tomó 50 mL de agua destilada en varios matraces de 100 mL de capacidad y se ajustó con HCl (0,1 M) y NaOH (0,1 M) desde pH 1 hasta pH 10 (Anexo 6). Se agregó 0,5 g de biosorbente y se programó la agitación a 150 rpm durante 24 h con un valor de temperatura de 25 °C. Luego se filtró y se determinó el PZC mediante la intersección del pH final sobre el pH inicial (Amaringo & Hormaza, 2013).

#### 4.4.4. Grupos funcionales

Para la determinación de grupos funcionales presentes en la cascarilla de café, con tamaño de partícula de 212  $\mu\text{m}$ , se utilizó el espectrofotómetro FTIR, el rango de transmitancia del equipo fue de 4000 a 500  $\text{cm}^{-1}$  rango similar a las investigaciones de (de Carvalho Oliveira et al., 2018; Krishna Murthy & Gowrishankar, 2020). Además, las condiciones ambientales durante el análisis fueron la temperatura de 21,9 °C y la humedad relativa de 62 %. Se envió un gramo de cascarilla de café seco al laboratorio de la UNI (Anexo 7). El método empleado fue Espectrofotometría Infrarroja por reflectancia total atenuada.

#### 4.5. Determinación del pH de biosorción

Se prepararon cuatro disoluciones de agua bidestilada (1000 mL c/u) y se ajustó a valores de pH 1, 2, 3 y 4 respectivamente con HCl (0,1 M). Se colocó cada disolución en un matraz aforado de 1000 mL de capacidad y se añadió una concentración inicial de 10 mg Pb (II), es decir (10  $\text{mg L}^{-1}$ ). Se tomó un volumen de 30 mL de cada envase con 0,50 g de biosorbente en un Erlenmeyer. Estas disoluciones se agitaron a 300 rpm durante 120 min (Anexo 8), luego se filtraron para determinar la concentración final de plomo en la muestra. Procedimiento similar al trabajo de (Gómez-Aguilar et al., 2021).

La capacidad de biosorción y el porcentaje de remoción fueron hallados con las Ecuaciones (5) y (6), respectivamente:

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m} \quad (5)$$

**Nota.**  $C_0$  hace referencia a la concentración inicial en ( $\text{mg L}^{-1}$ ),  $C_e$  a la concentración final ( $\text{mg L}^{-1}$ ),  $V$  al volumen en (L) y  $m$  a la masa del biosorbente en (g).

$$\% \text{remoción} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (6)$$

**Nota.**  $C_0$  hace referencia a la concentración inicial en ( $\text{mg L}^{-1}$ ) y  $C_e$  a la concentración final ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

#### 4.6. Determinación de la dosis de biosorbente

Se preparó la disolución de Pb (II) a una concentración de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , en agua bidestilada y ajustadas al pH favorable de biosorción determinado (pH 2,0 sección 4.5) se tomaron 30 mL de disolución de Pb (II) en cinco matraces Erlenmeyer. Se añadieron 0,1; 0,5; 1,0; 1,5 y 2,0 g de biosorbente respectivamente y se agitó a 300 rpm durante 120 min (Anexo 10). Luego, se filtraron para determinar la concentración final de plomo en la muestra. Procedimiento similar a los estudios de (Naga Babu et al., 2018; Wang et al., 2018).

#### 4.7. Evaluación del tiempo de contacto

Se preparó la disolución de Pb (II) a una concentración de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , en agua bidestilada y ajustadas al pH favorable de biosorción determinado (pH 2,0 sección 4.5.) se tomaron 30 mL de disolución de Pb (II) en seis matraces Erlenmeyer (Anexo 12). Se añadió la dosis favorable de biosorbente (0,5 g sección 4.6) respectivamente y se

agitó a 300 rpm durante diferentes tiempos de contacto (5, 10, 15, 30, 60 y 90 min). Luego, se filtraron para determinar la concentración final de plomo en la muestra, siguiendo un procedimiento similar al trabajo de Alhogbi (2017).

#### **4.8. Determinación del orden de la cinética de biosorción**

Para determinar el orden de la cinética de biosorción se tomaron los mismos datos experimentales de la *sección 4.7*. Asimismo, se emplearon las siguientes ecuaciones 1 y 2 (*sección 2.2.6*) (Naga Babu et al., 2018; Quyen et al., 2021).

#### **4.9. Aplicación de la biosorción en una muestra real**

Se preparó un volumen de 30 mL de agua del río Rímac de una concentración inicial de (0,1575 mg L<sup>-1</sup> *sección 5.6*). Se acondicionó a los parámetros más favorables para de biosorción (pH 2,0; biosorbente 0,5 g). Se agitó a 300 rpm durante 120 min. Luego, se filtró para evidenciar la concentración final de plomo en el río Rímac. A continuación, se muestra el procedimiento de toma de la muestra real.

##### **4.9.1. Toma de muestra del río Rímac**

Para el muestreo del agua (*Anexo 14*) se empleó un protocolo de monitoreo de aguas superficiales vigente (*Resolución Jefatura N°010-2016-ANA*). Los datos recopilados del muestreo se muestran en la *Tabla 5*.

#### **Tabla 5**

Características del lugar de muestreo

Descripción	Observaciones
Tipo de matriz – Lugar	Agua superficial – río Rímac
Punto de muestreo	A 200 m aguas abajo aproximadamente de un efluente industrial
Código	R-001
Coordenadas geográficas	12°2'32,01" S y 77°0'48,9" O
Coordenadas UTM WGS84	280792 Este y 8667973 Norte
Altitud	176 m.s.n.m
Fecha	26/11/2021
Hora de muestreo	8:15 a.m.
Fuente de contaminación	Efluentes industriales Residuos sólidos Otras fuentes
Temperatura de ambiente <i>in situ</i>	19,5 °C
Temperatura del agua <i>in situ</i>	17,6 °C
pH del agua <i>in situ</i>	5,46
Conductividad <i>in situ</i>	950 µS/cm
Equipo de muestreo	Cooler Multiparámetro EPP Recipiente de plástico
Análisis de laboratorio	Plomo
Proyecto	Tesis de pregrado
Responsable de muestreo	Bach. Jordy Pariona-Palomino

#### 4.9.2. Tratamiento de la muestra

La muestra fue llevada inmediatamente al laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Científica del Sur (Anexo 15). Se procedió a medir los parámetros de pH, conductividad y temperatura. Seguidamente se procedió a filtrar la muestra y se añadió HCl (0,1 M) para llevar la muestra a pH (2,0). Se separó la muestra final en dos partes, la primera para determinar la concentración de plomo inicial

presente en el río Rímac y la segunda para el ensayo de biosorción (Anexo 16).

#### **4.10. Aspectos éticos**

Se respetó las normas de bioseguridad del laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Científica del Sur empleando los EPP recomendados, por la emergencia sanitaria, así como manteniendo el distanciamiento respectivo entre investigadores.

Para el manejo de las muestras que contengan Pb, se siguió las normas de bioseguridad del laboratorio, empleando guantes, mascarillas, mandil y lentes para la protección de las vías respiratorias, la piel y el ambiente de trabajo.

Asimismo, finalizando las experimentaciones se generaron residuos líquidos y sólidos contaminados con Pb (Anexo 17). Dichos residuos fueron tratados dispuestos en recipientes como residuos peligrosos para ser eliminados por un gestor autorizado.

#### **4.11. Análisis estadístico**

La presente investigación es de tipo aplicada con un diseño experimental. En cuanto al análisis de los datos se empleó el software SPSS en su v.27. Este programa estadístico también se empleó en el artículo de biosorción de (Wang et al., 2018). Asimismo, se realizó las pruebas de normalidad y homocedasticidad. No se cumplieron los supuestos anteriores y se prefirió elegir la estadística no paramétrica de Kruskal Wallis para las condiciones favorables de biosorción de Pb (II).

Para determinar el modelo cinético se optó por realizar el análisis del Coeficiente de Determinación ( $R^2$ ) de regresión, con esto se evalúa cual de los dos modelos describe mejor el procedimiento de biosorción. Esta medida estadística se ha empleado por diversos autores de investigaciones similares (Haftu et al., 2014; Quyen et al., 2021). También, se consideró la media  $\pm$  su desviación estándar (DE,  $n=3$ ) de los datos. El análisis estadístico más detallado en el (Anexo 19).

## V. RESULTADOS

### 5.1. Caracterización de la muestra

#### 5.1.1. Densidad aparente, humedad y PZC

Los valores obtenidos de la cascarilla de café, respecto a la densidad aparente se muestran en la Tabla 6. También, se muestra el valor del porcentaje de humedad que presenta la cascarilla de café utilizada en el presente trabajo.

Asimismo, en la Figura 3 se muestra el valor de la determinación del PZC, este resultado hace referencia al valor en la cual la superficie del biosorbente se encuentra neutro. Además, esto ayuda a conocer la afinidad del biosorbente sobre un contaminante. Los resultados fueron la media de las tres repeticiones  $\pm$  su desviación estándar (DE, n=3).

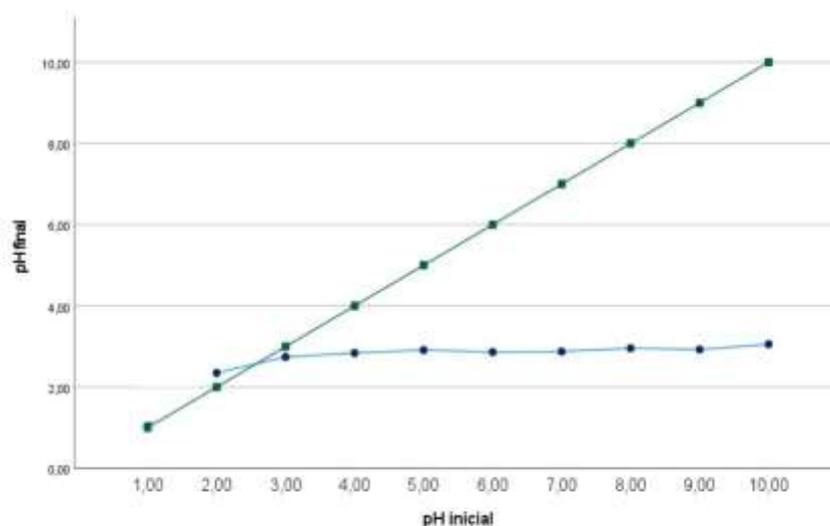
**Tabla 6**

Caracterización de la muestra de café

Biomasa	Densidad aparente (g/mL)	Humedad (%)	PZC
Cascarilla de café	$0,50 \pm 0,004$	$7,18 \pm 0,152$	2,20

**Figura 3**

Punto de carga cero (PZC)



**Nota.** El valor del PZC es el corte de la diagonal en base a las diferencias de los valores de pH final y pH inicial.

### 5.1.2. Grupos funcionales

Estas unidades de la cascarilla de café se muestran en la Tabla 7. Asimismo, en la Figura 4 se aprecian los valores a los cuales se encuentran estos grupos, se evidencia principalmente a los grupos (C=O) estiramientos de aldehídos en un rango del espectro IR de 1731,79  $\text{cm}^{-1}$  y cetonas a 1637,13 a  $\text{cm}^{-1}$ ; (O-H) de hidroxilo a 3331,84  $\text{cm}^{-1}$ ; (C-H) de alcanos a 2924,35  $\text{cm}^{-1}$ ; (C-O) de carboxilo a 1423,40  $\text{cm}^{-1}$ ; (C-N) del grupo amino a 1234,99  $\text{cm}^{-1}$  y (C-O-C) de éteres a 1019,80  $\text{cm}^{-1}$ .

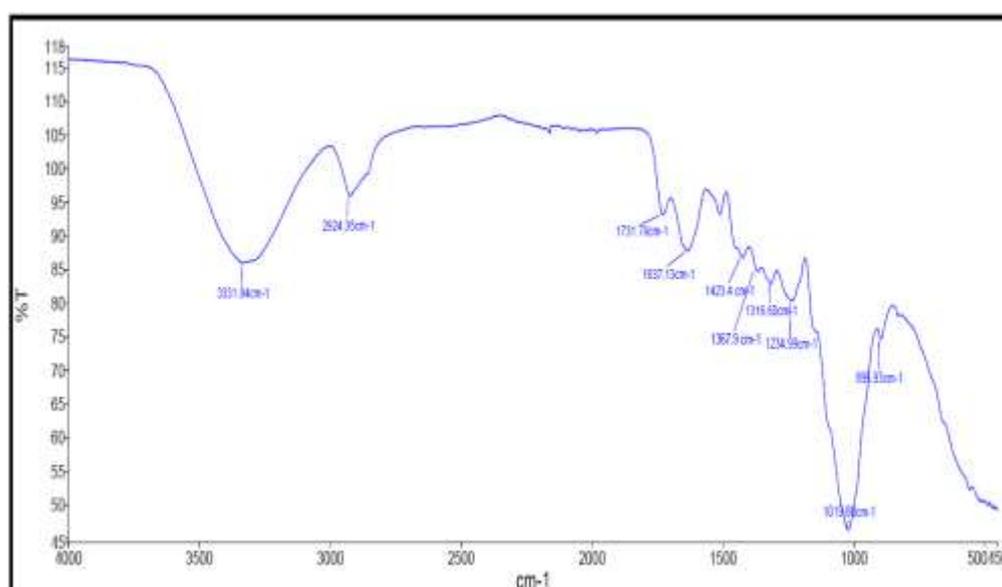
**Tabla 7**

Grupos funcionales de la muestra de cascarilla de café

Picos característicos (cm <sup>-1</sup> )	Grupo funcional	Modo de vibración	Rango espectro IR (cm <sup>-1</sup> )
3331,84	- O - H	Tensión (fuerte)	3000 - 3700
2924,35	C - H	Vibración del grupo - CH	2935 - 2915
1731,79	C = O	Estiramiento aldehído	1740 - 1645
1637,13	C = O	Estiramiento cetona	1765 - 1540
1423,40	C - O	Estiramiento del carboxilo	1440 - 1390
1367,90	C - H	Tensión (débil)	1350 - 1000
1234,99	C - N	Vibración de estiramiento C - N del grupo amino	1230 - 1030
1019,80	C - O - C	Tensión (fuerte)	1320 - 1000

**Figura 4**

Espectro infrarrojo de la muestra de cascarilla de café



**Nota.** El rango de transmitancia fue de 4000 a 500 cm<sup>-1</sup>.

## 5.2. Determinación del pH de biosorción

En la Tabla 8 se muestran los resultados de pH. Se encontró diferencia significativa ( $p < 0,05$ ) entre rangos de pH 1,0 y 2,0 siendo este último valor el más favorable para la biosorción (Anexo 19). En la Figura 5 se muestra el porcentaje de remoción de Pb (II) en función a los valores de pH considerados (Anexo 9), se aprecia que a un valor de pH 1,0 la remoción es menor y a pH 2,0 se observa un punto máximo y luego a partir de pH 3,0 empieza a descender. Los resultados fueron la media de las tres repeticiones  $\pm$  su desviación estándar (DE,  $n=3$ ).

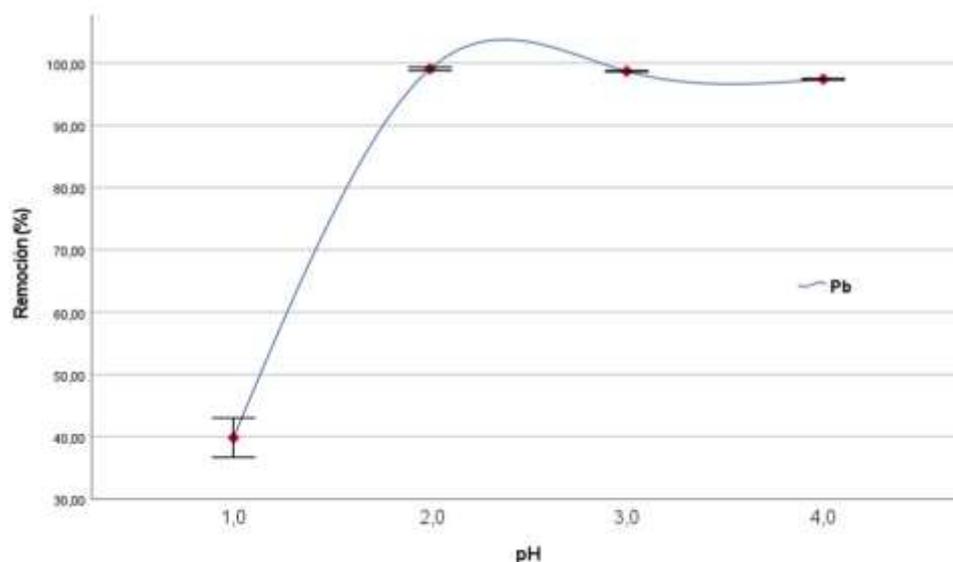
**Tabla 8**

Valores obtenidos en función del pH

Biomasa	pH	Remoción (%)	Desviación estándar ( $\sigma$ )
Cascarilla de café (0,5 g)	1,0	39,85	0,016
	2,0	99,09	0,001
	3,0	98,71	0,000
	4,0	97,41	0,001

**Figura 5**

Evaluación de la eliminación de Pb (II) en función del pH



**Nota.** Curva de pH; dosis de biosorbente 0,5 g/25 mL; concentración inicial 10 mg L<sup>-1</sup> de Pb (II); tiempo 120 min; agitación 300 rpm, temperatura 22, 5 °C.

### 5.3. Determinación de la dosis de biosorbente

Respecto a la dosis favorable de cascarilla de café en la Tabla 9 se muestran los resultados obtenidos de la experimentación. Se encontró diferencia significativa ( $p < 0,05$ ) entre las dosis de 0,5 g y 0,1 g de biosorbente, siendo el primer valor el más favorable para la biosorción (Anexo 19).

En la Figura 6 se muestra el porcentaje de remoción de Pb (II) en función de la dosis de biosorbente considerados (Anexo 11), se aprecia que con 0,1 g de biosorbente la remoción es baja, con 0,5 g se observa un punto máximo y a partir de 1,0 g se hace constante la remoción. Los resultados fueron la media de las tres repeticiones  $\pm$  su desviación estándar (DE,  $n=3$ ).

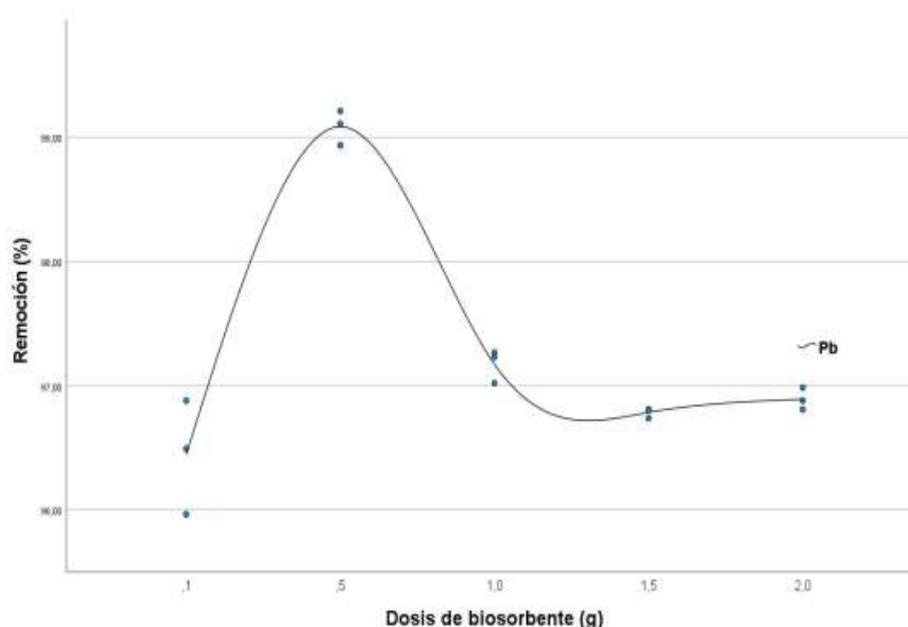
#### Tabla 9

Valores obtenidos en función de la dosis de biosorbente

Biomasa	Dosis (g)	Remoción (%)	$\sigma$
Cascarilla de café	0,1	96,45	0,005
	0,5	99,09	0,001
	1,0	97,17	0,001
	1,5	96,79	0,000
	2,0	96,89	0,001

**Figura 6**

Evaluación de remoción de Pb (II) en función de dosis de biosorbente



**Nota.** Curva de dosis de biosorbente; pH 2,0; concentración inicial 10 mg L<sup>-1</sup> de Pb (II); tiempo 120 min; agitación 300 rpm, temperatura 22,5 °C.

#### 5.4. Evaluación del tiempo de contacto

Los valores correspondientes al tiempo de contacto se presentan en la Tabla 10. No se hallaron diferencias ( $p > 0,05$ ) (Anexo 19). La Figura 7 muestra la cantidad de remoción del Pb en función del tiempo de contacto considerados (Anexo 13), se aprecia que la remoción en los diferentes tiempos es constante. Aunque, en el tiempo 10 min se logró alcanzar el equilibrio ya que, presenta una mayor remoción de Pb (II).

Los resultados fueron la media de las tres repeticiones  $\pm$  su desviación estándar (DE, n=3).

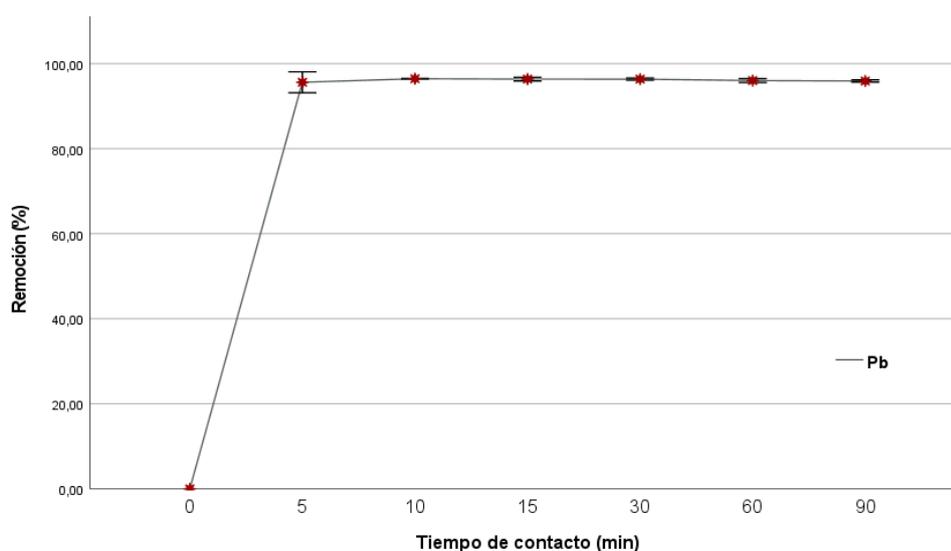
**Tabla 10**

Valores obtenidos en función del tiempo de contacto

Biomasa	Tiempo (min)	Remoción (%)	$\sigma$
Cascarilla de café (0,5 g)	0,0	0,00	0,000
	5,0	95,62	0,012
	10,0	96,45	0,000
	15,0	96,36	0,002
	30,0	96,36	0,001
	60,0	96,02	0,002
	90,0	95,92	0,001

**Figura 7**

Evaluación de la remoción de Pb con relación al tiempo de contacto



**Nota.** Curva de tiempo de contacto; pH 2,0; dosis de biosorbente 0,5 g/25 mL; concentración inicial 10 mg L<sup>-1</sup> de Pb (II); agitación 300 rpm, temperatura 22,5 °C.

### 5.5. Determinación del orden de la cinética de biosorción

En la Tabla 11 se muestran los datos empleados para desarrollar el orden de los modelos cinéticos. El grado de biosorción de Pb (II) por gramos de adsorbente ( $Q_e$ ) se mide realizando los gráficos de los modelos cinéticos. Asimismo, en las Figuras 8 y 9 se muestran las tendencias de los modelos cinéticos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden de reacción, notándose que el valor  $R^2$  del modelo pseudo-segundo orden ( $R^2 = 0,9999$ ) predomina sobre el modelo de pseudo-primer orden. Más detalle de la tabla 11 (Anexo 18).

**Tabla 11**

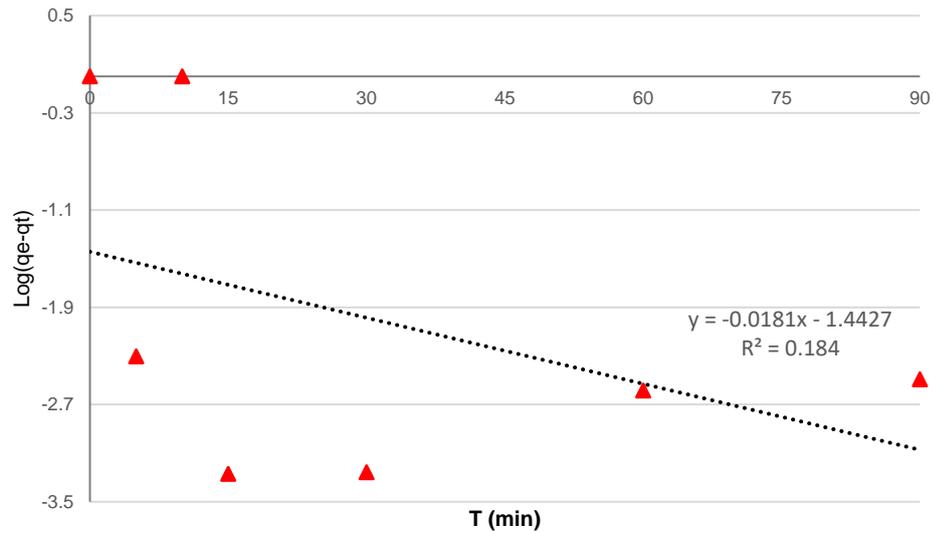
Datos para el modelo de pseudo-primer y segundo orden

Tiempo (min)	qt	Log (qe-qt)	T/qt
0,0	0,000	0,000	0,00
5,0	0,574	-0,867	11,42
10,0	0,579	-0,650	28,18
15,0	0,578	-0,669	41,24
30,0	0,578	-0,669	82,40
60,0	0,576	-0,750	150,67
90,0	0,575	-0,777	220,34

**Nota:** Tiempo (t), capacidad de biosorción en el tiempo t ( $q_t$ ) y capacidad de biosorción en el equilibrio ( $q_e$ ).

**Figura 8**

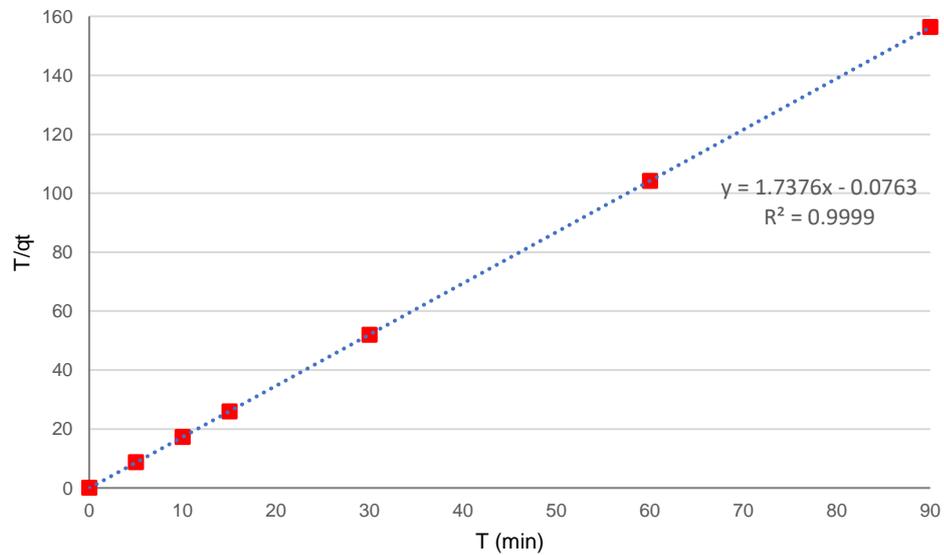
Modelo de pseudo-primer orden de reacción



**Nota.** Modelo cinético de pseudo-primer orden en la biosorción de Pb (II), pH 2,0; dosis de biosorbente 0,5 g/25 mL; concentración inicial 10 mg L<sup>-1</sup> de Pb (II); agitación 300 rpm, temperatura 22,5 °C.

**Figura 9**

Modelo de pseudo-segundo orden de reacción



**Nota.** Modelo cinético de pseudo-segundo orden en la biosorción de Pb (II), pH 2,0; dosis de biosorbente 0,5 g/25 mL; concentración inicial 10 mg L<sup>-1</sup> de Pb (II); agitación 300 rpm, temperatura 22,5 °C.

### 5.6. Aplicación de la biosorción en una muestra real

Para la evaluación de la biosorción de Pb (II) de una muestra real (en este caso agua del río Rímac) se consideró en primer lugar la concentración inicial de plomo que estaba presente en el efluente (Tabla 12).

Se evidenció que brindando al procedimiento de biosorción las condiciones favorables se logró remover aproximadamente  $66,18 \pm 0,95$  % de Pb (II). Los resultados fueron la media de las tres repeticiones  $\pm$  su desviación estándar (DE,  $n=3$ ).

**Tabla 12**

Remoción de Pb (II) en una muestra real

Concentración de Pb en el río ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Concentración de Pb final ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Remoción (%)
0,1575	$0,0533 \pm 0,002$	$66,18 \pm 0,95$

**Nota.** Se utilizó un pH 2,0, dosis de biosorbente 0,5 g/25 mL; agitación 300 rpm, temperatura 22, 5 °C.

## VI. DISCUSIÓN

### 6.1. Caracterización de la muestra

En cuanto a la caracterización de la cascarilla de café se puede evidenciar que esta presenta un valor bajo en la densidad aparente ( $0,50 \pm 0,004$  g/mL). Este valor es característico de residuos de biomasa vegetal (Jaishankar et al., 2014). Asimismo, Rambabu et al. (2021) mencionan que la biomasa que presenta valores entre (0,50-0,60 g/mL) es considerado un material adecuado para el tratamiento de aguas mediante la biosorción. Respecto al porcentaje de humedad de la cascarilla de café esta presentó un valor bajo ( $7,18 \pm 0,152$  %) este valor se debe mantener en esa condición de lo contrario la muestra podría verse afectada por la presencia de microorganismos. En el trabajo de biosorción de Shemekite et al. (2014) determinaron que la humedad de cascarilla de café fue de 13,0 % y Wang et al. (2018) en su trabajo de biosorción utilizaron una muestra de *P. americana* L., con un porcentaje de humedad de 6,16 %.

En relación con el valor del punto de carga cero (PZC), este fue de 2,20, y si se hace una comparación con el pH favorable determinado (pH 2,0 sección 4.5), se puede decir que el pH es menor al PZC. Similares valores (pH 2,0 < PZC 3,95) se obtuvieron en la investigación de biosorción de Gómez-Aguilar et al. (2021). Con esto

se demuestra que la superficie de la cascarilla de café está cargada positivamente (Gomez-Gonzalez et al., 2016). Aunque, en el presente trabajo de investigación la biosorción del contaminante se da por quelación, la explicación de este mecanismo en la siguiente sección 6.2.

Con referencia a los grupos funcionales presentes en la superficie de la cascarilla, se evidencian principalmente a los grupos (C=O) estiramientos de aldehídos, cetonas y ácidos; (O-H) de hidroxilo, moléculas de agua, fenol y alcohol; (C-H) de alcanos; (C-O) de carboxilo; (C-N) del grupo amino y (C-O-C) éteres. Los valores encontrados están en concordancia a los determinados en residuos de biomasa del café de diversos autores (Da Silva Correia et al., 2018; Haftu et al., 2014; Naga Babu et al., 2018; Quyen et al., 2021). Los grupos funcionales son de gran importancia ya que, la presencia de estos en la superficie de la cascarilla de café significan sitios de sorción para la unión con el Pb (II) en una disolución acuosa (Berhe et al., 2015). Más aún, aquellas biomasas lignocelulósicas (como la cascarilla de café), que presentan mayores grupos funcionales de hidroxilo y carboxilo, los cuales mejoran la capacidad de biosorción de contaminantes (Gómez-Aguilar et al., 2021; Wang et al., 2018).

## **6.2. Determinación del pH de biosorción**

En cuanto al pH más favorable determinado, se evidenció diferencia significativa ( $p < 0,05$ ) a pH 2,0, ya que se obtuvo la mayor cantidad de remoción de Pb (II) ( $99.09 \pm 0,001$  %). Este resultado concuerda con lo encontrado en el trabajo de biosorción de Pb (II) de (Gómez-Aguilar

et al., 2021). En algunas investigaciones se ha encontrado que la eficiencia en la remoción de Pb (II) con residuos de biomasa de café ocurre a valores de pH 4,5 (Haftu et al., 2014) y pH 5,0 (Gomez-Gonzalez et al., 2016). Sin embargo, las pruebas de biosorción se efectuaron inicialmente a valores entre (pH 1, 2, 3 y 4) para una remoción eficiente ya que, según el diagrama de Pourbaix, el ion Pb (II) en disolución acuosa tiende a precipitar a valores de pH superiores a 6,7 como Pb(OH)<sub>2</sub> (Momčilović et al., 2011).

Por un lado, Ahsan et al. (2018) señalan que el valor de pH juega un rol importante en el procedimiento de biosorción ya que, influye en el grado de ionización de contaminantes ambientales y en la carga del biosorbente. Por otro lado, se debería emplear valores de pH superiores al PZC para que predomine en la superficie de la cascarilla de café cargas negativas y así se pueda remover el Pb (II) (Haftu et al., 2014; Oliveira et al., 2008).

Según el valor del pH favorable determinado el cual está por debajo del PZC se puede decir que no hay interacciones electrostáticas entre el Pb (II) y la cascarilla de café. Para comprender el fenómeno que ocurre en la presente investigación, podría estar ocurriendo un mecanismo de quelación, que suele producirse entre los grupos funcionales (por ejemplo hidroxilo) presentes en la superficie del biosorbente, gracias a la lignina y celulosa de biomasas y los (cationes) iones metálicos (Sutirman et al., 2018). (Anexo 7). El mecanismo de biosorción que se vendría dando se encuentra ilustrado en el trabajo de Gómez-Aguilar et al. (2021). Para que la

quelación se dé existen radicales libres del grupo funcional -OH que se unen al ion Pb (II). Esto está en concordancia con los resultados obtenidos de los grupos funcionales por FTIR, en donde se encontró la presencia de hidroxilo en la superficie de la cascarilla de café. Por otro lado, algunos autores hacen referencia a que algunos grupos funcionales producen una reacción de complejación y de intercambio iónico con los cationes metálicos durante el procedimiento de biosorción (Chubar et al., 2003; Hasany & Ahmad, 2006; Krishnani et al., 2009). También, es probable que se esté dando el intercambio de Pb (II) por afinidad a los sitios activos (Da Silva Correia et al., 2018). Por su parte Ahsan et al. (2018) mencionan que a pH bajo se producen interacciones menores entre la superficie de biosorbente y el contaminante catiónico. Esto se podría deber a interacciones no electrostáticas como el apilamiento  $\pi$ - $\pi$  de algunos grupos funcionales (Ai et al., 2011).

### **6.3. Determinación de la dosis de biosorbente**

La dosis favorable de cascarilla de café para la biosorción de Pb (II) fue de 0,5 g evidenciándose diferencia significativa ( $p < 0,05$ ). Este resultado concuerda con un trabajo similar de biosorción empleando cascarilla de café (Alhogbi, 2017). Asimismo, empleando otros residuos de biomasa también se ha determinado utilizar 0,5 g como dosis óptima de biosorbente para remover contaminantes (Amer et al., 2015; Gómez-Aguilar et al., 2021; Li et al., 2017). En los resultados, se apreció un aumento en el porcentaje de biosorción con 0,1 g y 0,5 g de dosis de biosorbente luego se hizo constante. Esto se puede

explicar ya que, al agregar mayor dosis de biosorbente, se produce un aumento en la disponibilidad de sitios activos para la interacción del contaminante con la superficie de biosorbente (Haftu et al., 2014; Nair et al., 2014), así como un probable incremento del área de superficie intercambiable del adsorbente (Oladipo et al., 2016; Oliveira et al., 2008). Asimismo, dosis de biosorbente superiores a 0,5 g no atribuyen alguna mejora en la biosorción, esto se debería al gradiente de concentración reducido de la concentración inicial limitada de contaminante (Berhe et al., 2015; Naga Babu et al., 2018). Es decir, existe menor concentración de Pb (II) frente a un mayor número de sitios activos en la superficie cuando se añade altas dosis de biosorbente. La presente investigación se limita a que la dosis favorable de 0,5 g de biosorbente se ha logrado bajo condiciones de laboratorio y los parámetros mencionados en la presente tesis, pH 2,0; concentración inicial 10 mg L<sup>-1</sup> de Pb; tiempo 120 minutos; agitación 300 rpm, temperatura 22,5 °C.

#### **6.4. Evaluación del tiempo de contacto**

Respecto al tiempo de contacto, no se evidenció diferencia significativa ( $p > 0,05$ ). Aunque se observó en la tendencia de la curva que se llega alcanzar el equilibrio a los 10 minutos de operación con una concentración inicial (10 mg L<sup>-1</sup>) de Pb (II), logrando la remoción de Pb con una eficiencia de hasta  $96,45 \pm 0,023$  % en dicho tiempo. Un resultado similar se obtuvo en el trabajo de biosorción con cascarilla de café de Quyen et al. (2021), en el que se alcanzó el equilibrio a los 20 min obteniendo una eficiencia de remoción de 92,6

%, esto con una concentración inicial ( $50 \text{ mg L}^{-1}$ ) de Pb (II). Tal concentración inicial de Pb (II) es cinco veces mayor comparada con el presente trabajo.

Quyén et al. (2021) refieren que, a concentraciones bajas de iones metálicos, se incrementa la tasa de remoción, esto se debería a que existen mayores sitios activos en la superficie de los biosorbentes. Por ende, se acelera el tiempo de biosorción. Lo contrario ocurre cuando se va a llegar al equilibrio puesto que, los sitios activos del biosorbente empiezan a estar ocupados por el contaminante y se produce una saturación en la superficie ralentizando el procedimiento de biosorción (Nham et al., 2019; You et al., 2019).

#### **6.5. Determinación de la cinética de biosorción**

Según los modelos cinéticos empleados para el procedimiento de biosorción de Pb (II), el modelo que más se ajustó fue el de pseudo segundo orden de Ho y Mckay ( $R^2=0,9999$ ). Este resultado está en concordancia con diversos autores que han empleado la cascarilla de café para remover diversos contaminantes (Alhogbi, 2017; Berhe et al., 2015; Oliveira et al., 2008; Quyén et al., 2021) y sus datos también se ajustaron mejor al modelo cinético de segundo orden.

Los modelos cinéticos se suelen emplear muy frecuentemente de acuerdo con la revisión de la literatura disponible (Da Silva Correia et al., 2018; Hyder et al., 2015; Kyzas, 2012). No obstante, cuando los resultados no proporcionan un mecanismo de biosorción absoluto, se podría emplear otros modelos cinéticos como la difusión de película líquida y la de intrapartícula para un análisis más a fondo (Zhou et al.,

2017). Asimismo, se podría considerar importante un ajuste a los datos experimentales y evaluar el valor del  $R^2$  (Ahsan et al., 2018).

La cinética de biosorción, describe la tasa de biosorción de solutos y es fundamental para evaluar la eficiencia del procedimiento de biosorción (Berhe et al., 2015). Además, la determinación del modelo cinético, permite describir el procedimiento de biosorción de Pb (II) en la cascarilla de café (Alhogbi, 2017).

De acuerdo con la literatura disponible, se pudo evidenciar el ajuste al modelo cinético de pseudo-segundo orden en la mayoría de las investigaciones (Ahsan et al., 2018; Edathil et al., 2018; Garcia et al., 2021; Naga Babu et al., 2018; Quyen et al., 2021; Wang et al., 2018). Esto supone que dos sitios activos que se encuentran en la superficie del biosorbente pueden estar ocupados por un ion catiónico (Boparai et al., 2011). Por lo tanto, la biosorción de Pb (II) podría ser modelado bajo este modelo cinético de pseudo-segundo orden.

## **6.6. Aplicación de la biosorción en una muestra real**

La muestra de agua del río Rímac presentó una concentración de Pb (II) de  $0,1575 \text{ mg L}^{-1}$ , valores similares se han encontrado en diferentes trabajos en los ríos del Perú, los cuales han sido mencionados en el trabajo de Pariona-Palomino et al. (2021).

La remoción que se obtuvo fue de  $66,18 \pm 0,95 \%$  bajo las condiciones favorables de biosorción de (pH 2,0 sección 4.5) y de (dosis de biosorbente 0,5 g sección 4.6). El procedimiento se realizó a temperatura ambiente y el tiempo fue de 120 min. Esto último, del

tiempo, se consideró como un primer paso para otra investigación más a fondo, porque realizar la biosorción en una muestra real es prácticamente otro trabajo de investigación en el cual se debería buscar el tiempo de equilibrio ideal de biosorción.

En la evaluación a condiciones de laboratorio no hay interferencias, en cambio en una muestra real si existen factores que influyen en la biosorción como la conductividad eléctrica, presencia de otros iones metálicos y otros parámetros fisico-químicos (Vijayaraghavan & Balasubramanian, 2015) que se encuentran presentes en los cuerpos de aguas naturales y, sumado a ello, la carga de contaminación antropogénica que reciben estas aguas.

Si bien es cierto que existen otras materias primas (biosorbentes) que logran en algunos casos mayores porcentajes de remoción, aunque con tiempos que van de 24 hasta 72 h (Dhanarani et al., 2016; Gupta & Balomajumder, 2015; Wu et al., 2017). Lo cual, en ocasiones, vuelve a un biosorbente no rentable por el largo tiempo de remoción y hace que las industrias utilicen técnicas convencionales para la remoción de metales que en su mayoría generan contaminantes secundarios que afectan a las matrices del ecosistema.

En la última etapa del presente trabajo, en una muestra real se ha logrado remover más del 65 % de Pb (II) en 2 horas, lo que hace de la cascarilla de café un biosorbente con alta capacidad de remoción de metales en poco tiempo de operación.

## VII. CONCLUSIONES

La presencia de Pb (II) en el agua del río Rímac excede los límites del ECA, evidenciando niveles de contaminación. Pasando a ser una necesidad la búsqueda de biosorbentes para descontaminar el agua, recurso vital, valioso y finito.

La cascarilla de café obtenida y caracterizada presenta una densidad aparente de  $0,50 \pm 0,004$  g/mL, una humedad de  $7,18 \pm 0,152$  % y un valor de 2,20 para el PZC. Los dos primeros datos son característico de residuos de biomasa y con el valor del PZC se demuestra que la superficie de la cascarilla de café está cargada positivamente. También, los espectros IR indicaron la presencia de diferentes grupos funcionales como grupos (C=O) estiramientos de aldehídos, cetonas y ácidos; (O-H) de hidroxilo, moléculas de agua, fenol y alcohol; (C-H) de alcanos; (C-O) de carboxilo; (C-N) del grupo amino y (C-O-C) éteres. Los cuales demuestran la presencia de sitios activos para la biosorción de Pb (II).

Las condiciones favorables de operación a pH 2,0 está correlacionado con lo indicado en el diagrama de Pourbaix, siendo más eficiente la quelación en la biosorción de Pb (II). Utilizando 0,5 g de biosorbente se observó incremento en la biosorción de Pb (II). Se alcanzó el equilibrio a los 10 min utilizando una concentración inicial de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de Pb (II). La baja

concentración de Pb (II) permitió una alta tasa de remoción gracias a una mayor cantidad de sitios activos en el biosorbente.

La eficiencia de remoción de Pb (II) fue de  $96,45 \pm 0,023$  % en 10 min a escala de laboratorio. La cinética del procedimiento de biosorción de Pb (II) es de pseudo-segundo orden ( $R^2=0,9999$ ). La aplicación del sistema de biosorción en una muestra real de agua del río Rímac alcanzó una remoción de  $66,18 \pm 0,95$  %, dicho valor está influenciado por la presencia de diversos iones metálicos naturales y antropogénicos presentes en el cuerpo de agua.

La disponibilidad de la cascarilla de café como biosorbente sostenible en el tiempo y ecoamigable representa una alternativa potencial para la remoción de Pb (II) en los ecosistemas acuáticos contaminados. La biomasa procedente de residuos agrícolas es factible de aprovechar como biosorbente para mejorar la gestión ambiental y lograr los ODS de la Agenda 2030, a través de la limpieza de los cuerpos de agua contaminados.

## VIII. RECOMENDACIONES

Realizar la caracterización del biosorbente teniendo en cuenta la técnica de microscopía electrónica de barrido antes y después del procedimiento de biosorción, así como evaluar el procedimiento de desorción del biosorbente para reutilizar dicho recurso en la biosorción de metales pesados.

Promover la utilización de los subproductos orgánicos en la producción de biosorbentes eficientes para la remoción de contaminantes del agua, considerando variables como diferentes tamaños de partículas, concentración inicial y temperatura, parámetros que influyen en la biosorción.

Evaluar la biosorción de metales pesados en diferentes cuerpos de aguas como superficiales y subterráneas contaminadas por efluentes industriales, cuyos tratamientos demandan disponer de tecnología y recursos económicos para operar a gran escala.

## IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahsan, M. A., Jabbari, V., Islam, M. T., Kim, H., Hernandez-Viezcas, J. A., Lin, Y., Díaz-Moreno, C. A., Lopez, J., Gardea-Torresdey, J., & Noveron, J. C. (2018). Green synthesis of a highly efficient biosorbent for organic, pharmaceutical, and heavy metal pollutants removal: Engineering surface chemistry of polymeric biomass of spent coffee waste. *Journal of Water Process Engineering*, 25, 309-319. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2018.08.005>
- Ai, L., Zhang, C., Liao, F., Wang, Y., Li, M., Meng, L., & Jiang, J. (2011). Removal of methylene blue from aqueous solution with magnetite loaded multi-wall carbon nanotube: Kinetic, isotherm and mechanism analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 198, 282-290. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2011.10.041>
- Alhogbi, B. G. (2017). Potential of coffee husk biomass waste for the adsorption of Pb(II) ion from aqueous solutions. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 6, 21-25. <https://doi.org/10.1016/J.SCP.2017.06.004>
- Amaringo, A. F., & Hormaza, A. (2013). Determination of the point of zero charge and isoelectric point of two agricultural wastes and their application in the removal of colorants. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 4(2), 27-36. <https://doi.org/10.22490/21456453.982>
- Amer, M. W., Ahmad, R. A., & Awwad, A. M. (2015). Biosorption of Cu(II), Ni(II), Zn(II) and Pb(II) ions from aqueous solution by *Sophora japonica* pods powder. *International Journal of Industrial Chemistry*, 6(1), 67-75. <https://doi.org/10.1007/S40090-014-0030-8>

- Anastopoulos, I., Karamesouti, M., Mitropoulos, A. C., & Kyzas, G. Z. (2017). A review for coffee adsorbents. *Journal of Molecular Liquids*, 229, 555-565. <https://doi.org/10.1016/J.MOLLIQ.2016.12.096>
- Arce, S., & Calderón, M. (2017). Lead Contaminated Soils in the city of La Oroya-JUNIN, and its impact on the quality of the waters of the Mantaro river. *Revista del Instituto de Investigación, FIGMMG-UNMSM*, 20(40), 48-55. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v20i40.14389>
- Arrazola, G., Herazo, I., & Alvis, A. (2014). Microencapsulación de Antocianinas de Berenjena (*Solanum melongena* L.) mediante Secado por Aspersión y Evaluación de la Estabilidad de su Color y Capacidad Antioxidante. *Información tecnológica*, 25(3), 31-42. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642014000300006>
- Ávila, P. F., Martins, M., & Goldbeck, R. (2021). Enzymatic Production of Xylooligosaccharides from Alkali-Solubilized Arabinoxylan from Sugarcane Straw and Coffee Husk. *Bioenerg. Res.* 14, 739-751. <https://doi.org/10.1007/s12155-020-10188-7>
- Bekalo, S. A., & Reinhardt, H. W. (2009). Fibers of coffee husk and hulls for the production of particleboard. *Materials and Structures*, 43(8), 1049-1060. <https://doi.org/10.1617/S11527-009-9565-0>
- Bellinger, D. C. (2018). Tetraethyl Lead, Paints, Pipes, and Other Lead Exposure Routes: The Impact on Human Health. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 1-5, 169-175. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09983-3>
- Bello, A. O., Tawabini, B. S., Khalil, A. B., Boland, C. R., & Saleh, T. A. (2018). Phytoremediation of cadmium-, lead- and nickel-contaminated water by

- Phragmites australis in hydroponic systems. *Ecological Engineering*, 120, 126-133. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2018.05.035>
- Ben-Othman, S., Jõudu, I., & Bhat, R. (2020). Bioactives from Agri-Food Wastes: Present Insights and Future Challenges. *Molecules*, 25(3), 510. <https://doi.org/10.3390/MOLECULES25030510>
- Berhe, S., Ayele, D., Tadesse, A., & Mulu, A. (2015). Adsorption Efficiency of Coffee Husk for Removal of Lead (II) from Industrial Effluents: Equilibrium and Kinetic Study. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 5(9), 1-8. <http://www.ijsrp.org/research-paper-0915/ijsrp-p45122.pdf>
- Bilal, M., Shah, J. A., Ashfaq, T., Gardazi, S. M. H., Tahir, A. A., Pervez, A., Haroon, H., & Mahmood, Q. (2013). Waste biomass adsorbents for copper removal from industrial wastewater—A review. *Journal of Hazardous Materials*, 263, 322-333. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2013.07.071>
- Boparai, H. K., Joseph, M., & O'Carroll, D. M. (2011). Kinetics and thermodynamics of cadmium ion removal by adsorption onto nano zerovalent iron particles. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 458-465. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2010.11.029>
- Carolin, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J., & Naushad, M. (2017). Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2782-2799. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2017.05.029>
- Chubar, N., Carvalho, J. R., & Correia, M. J. N. (2003). Cork biomass as biosorbent for Cu(II), Zn(II) and Ni(II). *Colloids and Surfaces A*:

*Physicochemical and Engineering Aspects*, 230(1-3), 57-65.

<https://doi.org/10.1016/J.COLSURFA.2003.09.014>

Collazo-Bigliardi, S., Ortega-Toro, R., & Chiralt, A. (2019). Improving properties of thermoplastic starch films by incorporating active extracts and cellulose fibres isolated from rice or coffee husk. *Food Packaging and Shelf Life*, 22, 100383. <https://doi.org/10.1016/j.fpsl.2019.100383>

Da Silva Correia, I. K., Santos, P. F., Santana, C. S., Neris, J. B., Luzardo, F. H. M., & Velasco, F. G. (2018). Application of coconut shell, banana peel, spent coffee grounds, eucalyptus bark, piassava (*Attalea funifera*) and water hyacinth (*Eichornia crassipes*) in the adsorption of Pb<sup>2+</sup> and Ni<sup>2+</sup> ions in water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 2319-2334. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2018.03.033>

de Carvalho Oliveira, F., Srinivas, K., Helms, G. L., Isern, N. G., Cort, J. R., Gonçalves, A. R., & Ahring, B. K. (2018). Characterization of coffee (*Coffea arabica*) husk lignin and degradation products obtained after oxygen and alkali addition. *Bioresource Technology*, 257, 172-180. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.01.041>

Dhanarani, S., Viswanathan, E., Piruthiviraj, P., Arivalagan, P., & Kaliannan, T. (2016). Comparative study on the biosorption of aluminum by free and immobilized cells of *Bacillus safensis* KTSMBNL 26 isolated from explosive contaminated soil. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 69, 61-67. <https://doi.org/10.1016/J.JTICE.2016.09.032>

Edathil, A. A., Shittu, I., Hisham Zain, J., Banat, F., & Haija, M. A. (2018). Novel magnetic coffee waste nanocomposite as effective bioadsorbent for Pb(II)

removal from aqueous solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 2390-2400. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2018.03.041>

Fajardo Vidal, N., Solís Acosta, H., & Gil Villacres, F. (2017). Determination of heavy metals in water bodies from the Regional Conservation Area Wetlands of Ventanilla-Callao, Peru. *Revista del Instituto de Investigación, FIGMMG-UNMSM*, 20(39), 149-158. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v20i39.14177>

FAO. (2019). *The State of Food and Agriculture 2019. Moving forward on food loss and waste reduction*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. <https://www.fao.org/3/ca6030en/ca6030en.pdf>

Ferraz, F. D. O., & Silva, S. S. D. (2009). Characterization of coffee husk biomass for biotechnological purposes. *New Biotechnology*, 25, S256. <https://doi.org/10.1016/J.NBT.2009.06.573>

Garcia, A., Deyris, P. A., Adler, P., Pelissier, F., Dumas, T., Legrand, Y. M., & Grison, C. (2021). I - Ecologically responsible and efficient recycling of Pd from aqueous effluents using biosorption on biomass feedstock. *Journal of Cleaner Production*, 299, 126895. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.126895>

Gómez-Aguilar, D. L., Rodríguez-Miranda, J. P., Baracaldo-Guzmán, D., Salcedo-Parra, O. J., & Esteban-Muñoz, J. A. (2021). Biosorption of Pb(II) Using Coffee Pulp as a Sustainable Alternative for Wastewater Treatment. *Applied Sciences*, 11(13), 6066. <https://doi.org/10.3390/APP11136066>

Gomez-Gonzalez, R., Cerino-Córdova, F. J., Garcia-León, A. M., Soto-Regalado, E., Davila-Guzman, N. E., & Salazar-Rabago, J. J. (2016). Lead biosorption onto coffee grounds: Comparative analysis of several optimization

- techniques using equilibrium adsorption models and ANN. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 68, 201-210.  
<https://doi.org/10.1016/J.JTICE.2016.08.038>
- Gouvea, B. M., Torres, C., Franca, A. S., Oliveira, L. S., & Oliveira, E. S. (2009). Feasibility of ethanol production from coffee husks. *Biotechnology Letters*, 31(9), 1315-1319. <https://doi.org/10.1007/S10529-009-0023-4>
- Gunatilake, S. K. (2015). Methods of Removing Heavy Metals from Industrial Wastewater. *J. Multidisc. Eng. Sci. Studies*, 1(1), 12-18.  
<http://www.jmess.org/wp-content/uploads/2015/11/JMESSP13420004.pdf>
- Gupta, A., & Balomajumder, C. (2015). Biosorptive performance of *Escherichia coli* supported on Waste tea biomass (WTB) for removal of Cr(VI) to avoid the contamination of ground water: A comparative study between biosorption and SBB system. *Groundwater for Sustainable Development*, 1(1-2), 12-22.  
<https://doi.org/10.1016/J.GSD.2016.01.001>
- Habtemariam, S. (2019). Chemical and pharmacological evidences for coffee as a modulator of type 2 diabetes and metabolic syndrome. *Medicinal Foods as Potential Therapies for Type-2 Diabetes and Associated Diseases*, 793-838.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102922-0.00021-3>
- Haftu, G., Asnake, G., & Abiyu, K. (2014). Adsorptive Removal of Pb(II) and Cr(VI) from Wastewater using Acid untreated and Acid treated Coffee Husks: Comparative study. *Int. J. Res. Chem. Environ.* 4(3), 26-31.  
<https://bit.ly/3Llsm5>
- Hasany, S. M., & Ahmad, R. (2006). The potential of cost-effective coconut husk for the removal of toxic metal ions for environmental protection. *Journal of*

*Environmental Management*, 81(3), 286-295.  
<https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2006.01.009>

Ho, Y.-S., & Ofomaja, A. E. (2006). Pseudo-second-order model for lead ion sorption from aqueous solutions onto palm kernel fiber. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1-3), 137-142.  
<https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2005.08.020>

Ho, Y. S., & McKay, G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, 34(5), 451-465.  
[https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(98\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5)

Hyder, A. H. M. G., Begum, S. A., & Egiebor, N. O. (2015). Adsorption isotherm and kinetic studies of hexavalent chromium removal from aqueous solution onto bone char. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(2), 1329-1336. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2014.12.005>

ILZSG. (2022). *Estadísticas de plomo y zinc*. International Lead and Zinc Study Group. <https://www.ilzsg.org/static/statistics.aspx>

Jacob, J. M., Karthik, C., Saratale, R. G., Kumar, S. S., Prabakar, D., Kadirvelu, K., & Pugazhendhi, A. (2018). Biological approaches to tackle heavy metal pollution: A survey of literature. *Journal of Environmental Management*, 217, 56-70. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.03.077>

Jaishankar, M., Mathew, B. B., Shah, M. S., T.P, K. M., & K.R, S. G. (2014). Biosorption of few heavy metal ions using agricultural wastes. *Journal of Environment Pollution and Human Health*, 2(1), 1-6.  
<https://doi.org/10.12691/jephh-2-1-1>

- Jenifer, A., Chandran, T., Muthunarayanan, V., Ravindran, B., Nguyen, V. K., Nguyen, X. C., Bui, X. T., Ngo, H. H., Nguyen, X. H., Chang, S. W., & Nguyen, D. D. (2020). Evaluation of efficacy of indigenous acidophile-bacterial consortia for removal of pollutants from coffee cherry pulping wastewater. *Bioresource Technology Reports*, 11, 100533. <https://doi.org/10.1016/J.BITEB.2020.100533>
- Jin, Y., Zhang, M., Jin, Z., Wang, G., Li, R., Zhang, X., Liu, X., Qu, J., & Wang, H. (2021). Characterization of biochars derived from various spent mushroom substrates and evaluation of their adsorption performance of Cu(II) ions from aqueous solution. *Environmental Research*, 196, 110323. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2020.110323>
- Kobielska, P. A., Howarth, A. J., Farha, O. K., & Nayak, S. (2018). Metal–organic frameworks for heavy metal removal from water. *Coordination Chemistry Reviews*, 358, 92-107. <https://doi.org/10.1016/J.CCR.2017.12.010>
- Krishna Murthy, T. P., & Gowrishankar, B. S. (2020). Process optimisation of methylene blue sequestration onto physical and chemical treated coffee husk based adsorbent. *SN Applied Sciences*, 2(5), 1-18. <https://doi.org/10.1007/S42452-020-2603-9>
- Krishnani, K. K., Meng, X., & Dupont, L. (2009). Metal ions binding onto lignocellulosic biosorbent. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 44(7), 688-699. <https://doi.org/10.1080/10934520902847810>
- Kyzas, G. Z. (2012). Commercial Coffee Wastes as Materials for Adsorption of Heavy Metals from Aqueous Solutions. *Materials*, 5(10), 1826-1840. <https://doi.org/10.3390/MA5101826>

- Lagergren, S. K. (1898). About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *Sven. Vetenskapsakad. Handl.* 24(4), 1-39.  
<https://ci.nii.ac.jp/naid/10016440244/>
- Levin, R., Zilli Vieira, C. L., Rosenbaum, M. H., Bischoff, K., Mordarski, D. C., & Brown, M. J. (2021). The urban lead (Pb) burden in humans, animals and the natural environment. *Environmental Research*, 193, 110377.  
<https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2020.110377>
- Li, D., Xu, X., Yu, H., & Han, X. (2017). Characterization of Pb<sup>2+</sup> biosorption by psychrotrophic strain *Pseudomonas* sp. I3 isolated from permafrost soil of Mohe wetland in Northeast China. *Journal of Environmental Management*, 196, 8-15. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2017.02.076>
- Lin, Z., Li, J., Luan, Y., & Dai, W. (2020). Application of algae for heavy metal adsorption: A 20-year meta-analysis. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110089. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2019.110089>
- Momčilović, M., Purenović, M., Bojić, A., Zarubica, A., & Randelović, M. (2011). Removal of lead(II) ions from aqueous solutions by adsorption onto pine cone activated carbon. *Desalination*, 276(1-3), 53-59.  
<https://doi.org/10.1016/J.DESAL.2011.03.013>
- Naga Babu, A., Reddy, D. S., Kumar, G. S., Ravindhranath, K., & Krishna Mohan, G. V. (2018). Removal of lead and fluoride from contaminated water using exhausted coffee grounds based bio-sorbent. *Journal of Environmental Management*, 218, 602-612.  
<https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.04.091>
- Nair, V., Panigrahy, A., & Vinu, R. (2014). Development of novel chitosan–lignin

composites for adsorption of dyes and metal ions from wastewater. *Chemical Engineering Journal*, *254*, 491-502.  
<https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2014.05.045>

Nham, N. T., Tahtamouni, T. M. A., Nguyen, T. D., Huong, P. T., Jitae, K., Viet, N. M., Noi, N. Van, Phuong, N. M., & Anh, N. T. H. (2019). Synthesis of iron modified rice straw biochar toward arsenic from groundwater. *Materials Research Express*, *6*, 115528. <https://doi.org/10.1088/2053-1591/AB4B98>

Oladipo, A. A., Abureesh, M. A., & Gazi, M. (2016). Bifunctional composite from spent “Cyprus coffee” for tetracycline removal and phenol degradation: Solar-Fenton process and artificial neural network. *International Journal of Biological Macromolecules*, *90*, 89-99.  
<https://doi.org/10.1016/J.IJBIOMAC.2015.08.054>

Oliveira, G., Passos, C. P., Ferreira, P., Coimbra, M. A., & Gonçalves, I. (2021). Coffee By-Products and Their Suitability for Developing Active Food Packaging Materials. *Foods*, *10*(3), 683.  
<https://doi.org/10.3390/foods10030683>

Oliveira, L. S., Franca, A. S., Alves, T. M., & Rocha, S. D. F. (2008). Evaluation of untreated coffee husks as potential biosorbents for treatment of dye contaminated waters. *Journal of Hazardous Materials*, *155*(3), 507-512.  
<https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2007.11.093>

Oliveira, W. E., Franca, A. S., Oliveira, L. S., & Rocha, S. D. (2008). Untreated coffee husks as biosorbents for the removal of heavy metals from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, *152*(3), 1073-1081.  
<https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2007.07.085>

- Pariona-Palomino, J., Villegas, E., & Vélez-Azañero, A. (2021). Removal of Lead from Aqueous Solutions Using Different Coffee by-products (*Coffea arabica* L.). *South Sustainability*, 2(1), e031. <https://doi.org/10.21142/SS-0201-2021-R001>
- Patil, D. S., Chavan, S. M., & Oubagaranadin, J. U. K. (2016). A review of technologies for manganese removal from wastewaters. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), 468-487. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2015.11.028>
- Quyen, V. thi, Pham, T. H., Kim, J., Thanh, D. M., Thang, P. Q., Van Le, Q., Jung, S. H., & Kim, T. Y. (2021). Biosorbent derived from coffee husk for efficient removal of toxic heavy metals from wastewater. *Chemosphere*, 284, 131312. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131312>
- Rambabu, K., Thanigaivelan, A., Bharath, G., Sivarajasekar, N., Banat, F., & Show, P. L. (2021). Biosorption potential of Phoenix dactylifera coir wastes for toxic hexavalent chromium sequestration. *Chemosphere*, 268, 128809. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.128809>
- Rangabhashiyam, S., & Balasubramanian, P. (2019). Characteristics, performances, equilibrium and kinetic modeling aspects of heavy metal removal using algae. *Bioresource Technology Reports*, 5, 261-279. <https://doi.org/10.1016/J.BITEB.2018.07.009>
- Rebollo-Hernanz, M., Cañas, S., Taladrid, D., Benítez, V., Bartolomé, B., Aguilera, Y., & Martín-Cabrejas, M. A. (2021). Revalorization of Coffee Husk: Modeling and Optimizing the Green Sustainable Extraction of Phenolic Compounds. *Foods*, 10(3), 653. <https://doi.org/10.3390/FOODS10030653>

- Rodríguez, W. D. M., Evangelista, A. W., Sette, C. R., Júnior, J. A., & da Silva, M. F. (2017). Producción de briquetas con residuos de cáscara de piñón manso (*Jatropha curcas*) y bagazo de caña de azúcar. *Bosque (Valdivia)*, 38(3), 527-533. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000300010>
- Sánchez Quispe, J. (2018). *Biosorción de plomo y cadmio con la tusa de maíz (Zea mays. l.), en las aguas del Río Rímac- zona de Corcona, Huarochirí* [Tesis de pregrado, Universidad César Vallejo]. Repositorio Institucional UCV. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/28170>
- Shemekite, F., Gómez-Brandón, M., Franke-Whittle, I. H., Praehauser, B., Insam, H., & Assefa, F. (2014). Coffee husk composting: An investigation of the process using molecular and non-molecular tools. *Waste Management*, 34(3), 642-652. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2013.11.010>
- Shukla, V., Shukla, P., & Tiwari, A. (2018). Lead poisoning. *Indian Journal of Medical Specialities*, 9(3), 146-149. <https://doi.org/10.1016/J.INJMS.2018.04.003>
- Skerfving, S., & Bergdahl, I. A. (2015). Lead. *Handbook on the Toxicology of Metals*, 2, 911-967. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00043-3>
- Sutirman, Z. A., Sanagi, M. M., Abd Karim, K. J., Wan Ibrahim, W. A., & Jume, B. H. (2018). Equilibrium, kinetic and mechanism studies of Cu(II) and Cd(II) ions adsorption by modified chitosan beads. *International Journal of Biological Macromolecules*, 116, 255-263. <https://doi.org/10.1016/J.IJBIOMAC.2018.05.031>
- Tello, V. (2014). Las emisiones de plomo del Complejo Metalúrgico Doe Run y su relación con las infecciones respiratorias agudas de los pobladores de la

localidad de Huaynacancha, Distrito de La Oroya - Yauli - Junín – Perú.

*Revista del Instituto de investigación, FIGMMG-UNMSM, 17(33), 105-111.*

<https://doi.org/10.15381/iigeo.v17i33.11509>

Thompson, L. J. (2018). Lead. *Veterinary Toxicology: Basic and Clinical*

*Principles*, 439-443. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811410-0.00029-5>

Tokimoto, T., Kawasaki, N., Nakamura, T., Akutagawa, J., & Tanada, S. (2005).

Removal of lead ions in drinking water by coffee grounds as vegetable biomass. *Journal of Colloid and Interface Science*, 281(1), 56-61.

<https://doi.org/10.1016/J.JCIS.2004.08.083>

Torres Castillo, N. E., Ochoa Sierra, J. S., Oyervides-Muñoz, M. A., Sosa-

Hernández, J. E., Iqbal, H. M. N., Parra-Saldívar, R., & Melchor-Martínez, E.

M. (2021). Exploring the potential of coffee husk as caffeine bio-adsorbent –

A mini-review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 3,

100070. <https://doi.org/10.1016/J.CSCEE.2020.100070>

Valencia, G. A., Andrade, C. J. de, Ienczak, J. L., Monteiro, A. R., & Gutiérrez, T.

J. (2021). Valorization of Agri-Food Wastes. In: Shah S., Venkatramanan V.,

Prasad R. (eds), *Bio-valorization of Waste*. Environmental and Microbial

Biotechnology (111-132). Springer, Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-](https://doi.org/10.1007/978-981-15-9696-4_5)

[981-15-9696-4\\_5](https://doi.org/10.1007/978-981-15-9696-4_5)

Velásquez Bejarano, M. (2018). *Contaminación por Plomo y Cobre en el Río*

*Huaycoloro y su influencia en la Calidad del Agua en el Río Rímac, 2018*

[Tesis de pregrado, Universidad César Vallejo]. Repositorio Institucional

UCV. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/29631>

Vijayaraghavan, K., & Balasubramanian, R. (2015). Is biosorption suitable for

- decontamination of metal-bearing wastewaters? A critical review on the state-of-the-art of biosorption processes and future directions. *Journal of Environmental Management*, 160, 283-296. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2015.06.030>
- Vimonses, V., Lei, S., Jin, B., Chow, C. W. K., & Saint, C. (2009). Kinetic study and equilibrium isotherm analysis of Congo Red adsorption by clay materials. *Chemical Engineering Journal*, 148(2-3), 354-364. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2008.09.009>
- Wang, G., Zhang, S., Yao, P., Chen, Y., Xu, X., Li, T., & Gong, G. (2018). Removal of Pb(II) from aqueous solutions by *Phytolacca americana* L. biomass as a low cost biosorbent. *Arabian Journal of Chemistry*, 11(1), 99-110. <https://doi.org/10.1016/J.ARABJC.2015.06.011>
- Wu, M., Liang, J., Tang, J., Li, G., Shan, S., Guo, Z., & Deng, L. (2017). Decontamination of multiple heavy metals-containing effluents through microbial biotechnology. *Journal of Hazardous Materials*, 337, 189-197. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2017.05.006>
- You, H., Zhang, Y., Li, W., Li, Y., Ma, Y., & Feng, X. (2019). Removal of NO<sub>3</sub>-N in alkaline rare earth industry effluent using modified coconut shell biochar. *Water science and technology*, 80(4), 784-793. <https://doi.org/10.2166/WST.2019.321>
- Zhou, Y., Liu, X., Xiang, Y., Wang, P., Zhang, J., Zhang, F., Wei, J., Luo, L., Lei, M., & Tang, L. (2017). Modification of biochar derived from sawdust and its application in removal of tetracycline and copper from aqueous solution: Adsorption mechanism and modelling. *Bioresource Technology*, 245, 266-273. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.08.178>

## X. ABREVIATURAS

Abreviatura	Significado
Pb	Plomo
°C	Grados celsius
C.E	Conductividad eléctrica
µS	MicroSiemens
µm	Micrómetro
L	Litro
mL	Mililitro
mg	Miligramo
g	Gramos
mg L <sup>-1</sup>	Miligramos en un litro
pH	Potencial de hidrógeno
mm	Milímetros
cm	Centímetros
m	Metros
%	Porcentaje
c/u	Cada uno
ANA	Autoridad Nacional del Agua
EPP	Equipo de protección personal
ECA	Estándar de Calidad Ambiental

**XI. ANEXOS**

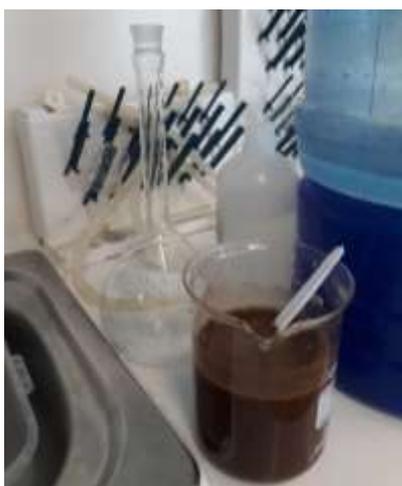
**Anexo 1. Materiales, equipos y reactivos**



Anexo 2. Recolección y acondicionamiento de la cascarilla de café



### Anexo 3. Preparación del biosorbente



**Anexo 4. Determinación de la densidad aparente**



Anexo 5. Determinación del porcentaje de humedad



Anexo 6. Procedimiento para el hallar el PZC





## Anexo 7. Resultados de los grupos funcionales



UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
LABORATORIO LABICER  
ANÁLISIS QUÍMICO, CONSULTORÍA E INVESTIGACIÓN



### INFORME TÉCNICO N° 1238 – 21 – LABICER

1. DATOS DEL SOLICITANTE
  - 1.1 NOMBRE DEL SOLICITANTE : JORDY PIER PARIONA PALOMINO
  - 1.2 D.N.I. : 48403737
2. CRONOGRAMA DE FECHAS
  - 2.1 FECHA DE RECEPCIÓN : 30 / 11 / 2021
  - 2.2 FECHA DE ENSAYO : 01 / 12 / 2021
  - 2.3 FECHA DE EMISIÓN : 06 / 12 / 2021
3. ANÁLISIS SOLICITADO : ANÁLISIS DE ESPECTROFOTOMETRÍA INFRARROJA
4. DATOS REFERENCIALES DE LA MUESTRA SEGÚN SOLICITANTE
  - 4.1 IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA : 01 MUESTRA DE CASCARILLA DE CAFÉ (COFFEA ARABICA L.)
5. LUGAR DE RECEPCIÓN : LABORATORIO LABICER - FACULTAD DE CIENCIAS
6. CONDICIONES AMBIENTALES : Temperatura: 21.9 °C; Humedad relativa: 62 %
7. EQUIPO UTILIZADO : Espectrofotómetro Infrarrojo de Transformadas de Fourier-Reflectancia total atenuada (FTIR-ATR), PERKIN ELMER, FRONTIER.
8. RESULTADO
 

ANÁLISIS	RESULTADO	MÉTODO UTILIZADO
Espectrofotometría Infrarroja	El perfil espectroscópico de la muestra, evidencia picos correspondientes a los siguientes grupos funcionales: O-H, C-O-C, C-H, C-O, C-N. <i>Ver espectro infrarrojo en Anexo</i>	Espectrofotometría Infrarroja por reflectancia total atenuada
9. VALIDEZ DEL INFORME TÉCNICO  
Los resultados de este Informe técnico son válidos solo para la muestra proporcionada por el solicitante del servicio en las condiciones indicadas del presente informe técnico.

  
Bach. Jesús Utano Reyes  
Analista químico  
LABICER –UNI

El Laboratorio no se responsabiliza del material ni de la procedencia de la muestra.



  
Sc. Ily Mariu Maza Mejía  
Responsable de análisis  
Jefe de Laboratorio  
CQP 1149

INFORME TÉCNICO N° 1238-21- LABICER

Página 1 de 2

---

Av. Túpac Amaru 210 Rimac. Teléfono: 481 1070 Arequipa: 5018 / 382 0500. Correo: [labicerc@uni.edu.pe](mailto:labicerc@uni.edu.pe)

ANEXO

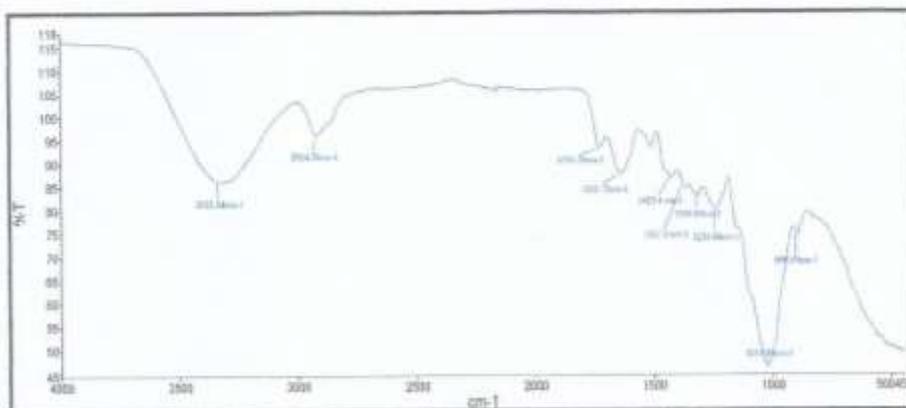


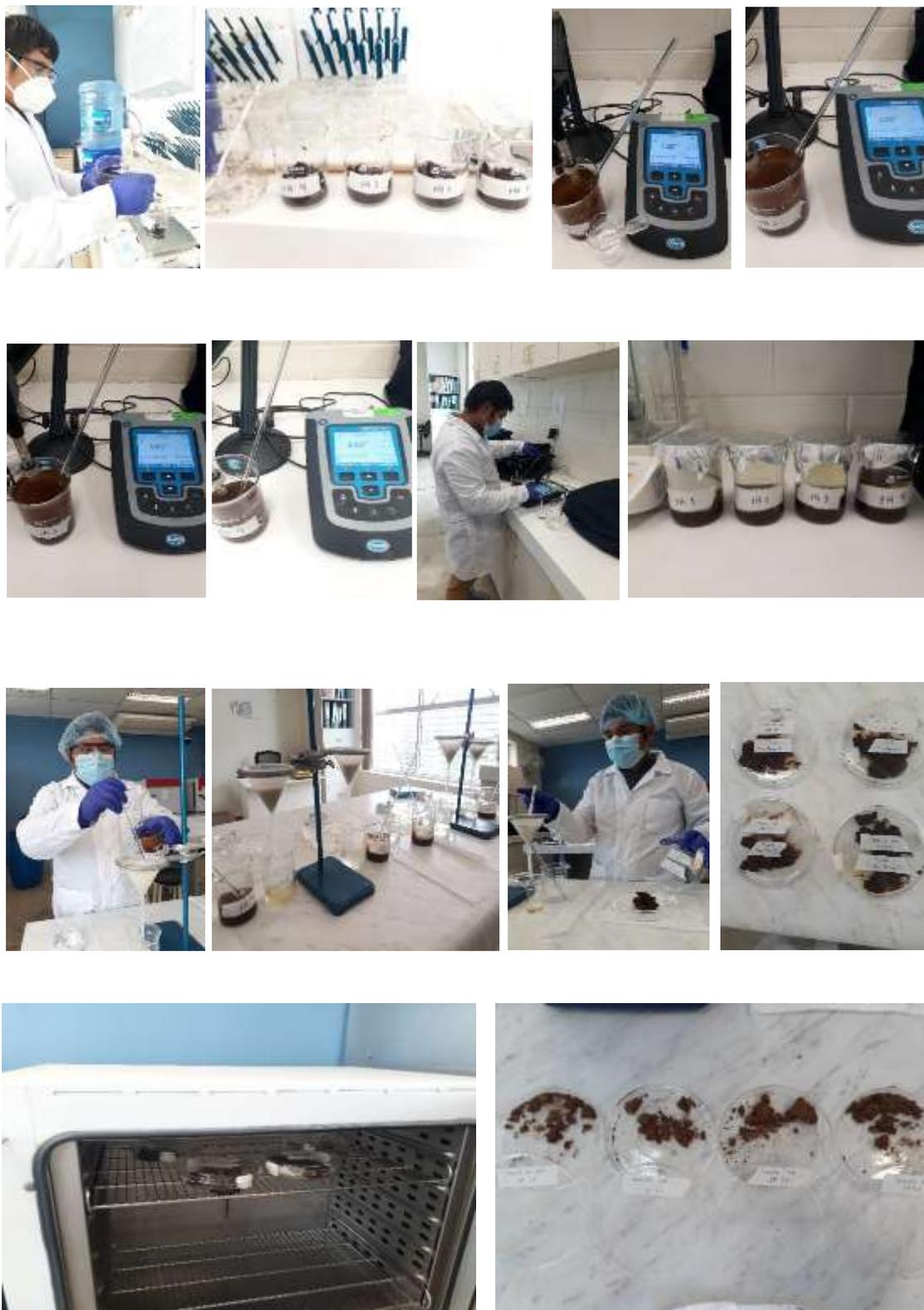
Figura N°1. Espectro infrarrojo de la muestra de cascavilla de café (*Coffea arabica L.*)

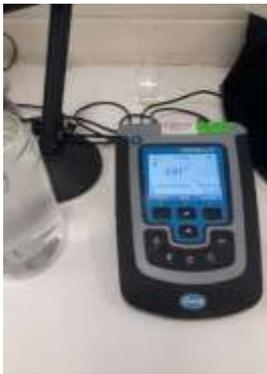
Tabla N°1. Asignación de picos del espectro infrarrojo de la muestra de cascavilla de café

Picos característicos de la muestra (cm <sup>-1</sup> )	Grupo Funcional	Modo de vibración	Rango de absorción (cm <sup>-1</sup> )
3331.84	- O - H	Tensión (fuerte)	3000 - 3700
2924.35	C - H	Vibración del grupo -CH	2935 - 2915
1731.79	C = O	Estiramiento aldehído	1740 - 1645
1637.13	C = O	Estiramiento cetona	1765 - 1540
1423.40	C - O	Estiramiento del carboxilo	1440 - 1390
1367.90	C - H	Tensión (débil)	1350 - 1000
1234.99	C - N	Vibración de estiramiento C - N del grupo amino	1230 - 1030
1019.80	C - O - C	Tensión (fuerte)	1320 - 1000



Anexo 8. Determinación de pH de biosorción





## Anexo 9. Resultados de pH de biosorción



**UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS**  
**LABORATORIO LABICER**  
**ANÁLISIS QUÍMICO, CONSULTORÍA E INVESTIGACIÓN**



**INFORME TÉCNICO N° 0981 – 21 – LABICER**

1. DATOS DEL SOLICITANTE
  - 1.1 NOMBRE DEL SOLICITANTE : JORDY PIER PARIONA PALOMINO
  - 1.2 D.N.I. : 48403737
2. CRONOGRAMA DE FECHAS
  - 2.1 FECHA DE RECEPCIÓN : 27 / 09 / 2021
  - 2.2 FECHA DE ENSAYO : 27 / 09 / 2021
  - 2.3 FECHA DE EMISIÓN : 28 / 09 / 2021
3. ANÁLISIS SOLICITADO : ANÁLISIS DEL CONTENIDO DE PLOMO
4. DATOS REFERENCIALES DE LA MUESTRA SEGÚN SOLICITANTE
  - 4.1 IDENTIFICACIÓN DE LAS MUESTRAS : 16 MUESTRAS DE AGUA
5. LUGAR DE RECEPCIÓN : LABORATORIO LABICER - FACULTAD DE CIENCIAS
6. CONDICIONES AMBIENTALES : Temperatura: 22.3 °C; Humedad relativa: 63 %
7. EQUIPO UTILIZADO : Espectrofotómetro de absorción atómica de flama. SHIMADZU, AA 7000.
8. RESULTADO
 

ANÁLISIS	MUESTRA	RESULTADO (*) (ppm)	MÉTODO DE REFERENCIA
Plomo (Pb)	BLANCO A1	0.2274	APHA 3111B
	A1-1 (a)	5.8822	
	A1-1 (b)	6.1808	
	A1-1 (c)	5.9720	
	BLANCO A2	0.1237	
	A2-2 (a)	0.1064	
	A2-2 (b)	0.0788	
	A2-2 (c)	0.0891	
	BLANCO A3	0.0546	
	A3-3 (a)	0.1272	
	A3-3 (b)	0.1341	
	A3-3 (c)	0.1272	
	BLANCO A4	0.0891	
	A4-4 (a)	0.2620	
	A4-4 (b)	0.2620	
	A4-4 (c)	0.2518	

(\*) Resultados del contenido de plomo en las muestras sin considerar la corrección del blanco.

9. VALIDEZ DEL INFORME TÉCNICO  
 Los resultados de este informe técnico son válidos solo para la muestra proporcionada por el solicitante del servicio en las condiciones indicadas del presente informe técnico.

  
 Bach. Jesús Usano Reyes  
 Analista Químico  
 LABICER –UNI

  
 M.Sc. Elena A. Condor Cuyubamba  
 Responsable de análisis  
 Jefe de Laboratorio  
 CQP 793

(\*) El Laboratorio no se responsabiliza del muestreo ni de la procedencia de la muestra.

INFORME TÉCNICO N° 0981-21- LABICER
Página 1 de 1

---

Av. Túpac Amaru 210 Rimac. Teléfono: 481 1070 Arequipa 5018 / 382 0500. Correo: [labicer@uni.edu.pe](mailto:labicer@uni.edu.pe)

Anexo 10. Determinación de dosis de biosorbente



### Anexo 11. Resultados de dosis de biosorbente



**UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS**  
**LABORATORIO LABICER**  
**ANÁLISIS QUÍMICO, CONSULTORÍA E INVESTIGACIÓN**



**INFORME TÉCNICO N° 1004 – 21 – LABICER**

1. DATOS DEL SOLICITANTE
  - 1.1 NOMBRE DEL SOLICITANTE : JORDY PIER PARIONA PALOMINO
  - 1.2 D.N.I. : 48403737
2. CRONOGRAMA DE FECHAS
  - 2.1 FECHA DE RECEPCIÓN : 01 / 10 / 2021
  - 2.2 FECHA DE ENSAYO : 04 / 10 / 2021
  - 2.3 FECHA DE EMISIÓN : 04 / 10 / 2021
3. ANÁLISIS SOLICITADO : ANÁLISIS DEL CONTENIDO DE PLOMO
4. DATOS REFERENCIALES DE LA MUESTRA SEGÚN SOLICITANTE
  - 4.1 IDENTIFICACIÓN DE LAS MUESTRAS : 12 MUESTRAS DE AGUA
5. LUGAR DE RECEPCIÓN : LABORATORIO LABICER - FACULTAD DE CIENCIAS
6. CONDICIONES AMBIENTALES : Temperatura: 22.3 °C; Humedad relativa: 63 %
7. EQUIPO UTILIZADO : Espectrofotómetro de absorción atómica de flama. SHIMADZU, AA 7000.
8. RESULTADOS

ANÁLISIS	MUESTRA	RESULTADO <sup>(1)</sup> (ppm)	MÉTODO DE REFERENCIA
Plomo (Pb)	BLANCO B1-0.1	0.3789	APHA 3111B
	B1-0.1 (a)	0.3507	
	B1-0.1 (b)	0.4035	
	B1-0.1 (c)	0.3120	
	BLANCO B3-1.0	0.1958	
	B3-1.0 (a)	0.2733	
	B3-1.0 (b)	0.2979	
	B3-1.0 (c)	0.2768	
	BLANCO B4-1.5	0.1958	
	B4-1.5 (a)	0.3191	
	B4-1.5 (b)	0.3261	
	B4-1.5 (c)	0.3191	
BLANCO B5-2.0	0.1853		
B5-2.0 (a)	0.3015		
B5-2.0 (b)	0.3120		
	B5-2.0 (c)	0.3191	

(1) Resultados del contenido de plomo en las muestras sin considerar la corrección del blanco.

9. VALIDEZ DEL INFORME TÉCNICO  
 Los resultados de este informe técnico son válidos solo para la muestra proporcionada por el solicitante del servicio en las condiciones indicadas del presente informe técnico.



Bach. Jesús Utano Reyes  
 Analista químico  
 LABICER –UNI




M.Sc. Ily Mirikú Muza Mejía  
 Responsable de análisis  
 Jefe de Laboratorio  
 CQP 1149

El Laboratorio no se responsabiliza del muestreo ni de la procedencia de la muestra.

INFORME TÉCNICO N° 1004-21- LABICER

Página 1 de 1

---

Av. Túpac Amaru 210 Rimac. Teléfono: 481 1070 Anexo: 5018 / 382 0500. Correo: [labicer@uni.edu.pe](mailto:labicer@uni.edu.pe)

**Anexo 12. Determinación de tiempo de contacto**



### Anexo 13. Resultados del tiempo de contacto



UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
LABORATORIO LABICER  
ANÁLISIS QUÍMICO, CONSULTORÍA E INVESTIGACIÓN



#### INFORME TÉCNICO N° 1153-21-LABICER

1. DATOS DEL SOLICITANTE
  - 1.1 NOMBRE DEL SOLICITANTE : JORDY PIER PARIONA PALOMINO
  - 1.2 D.N.I. : 48403737
2. CRONOGRAMA DE FECHAS
  - 2.1 FECHA DE RECEPCIÓN : 11/11/2021
  - 2.2 FECHA DE ENSAYO : 15/11/2021
  - 2.3 FECHA DE EMISIÓN : 15/11/2021
3. ANÁLISIS SOLICITADO : ANÁLISIS DEL CONTENIDO DE PLOMO
4. DATOS REFERENCIALES DE LA MUESTRA SEGÚN SOLICITANTE
  - 4.1 IDENTIFICACIÓN DE LAS MUESTRAS : 18 MUESTRAS DE AGUA
5. LUGAR DE RECEPCIÓN : LABORATORIO LABICER - FACULTAD DE CIENCIAS
6. CONDICIONES AMBIENTALES : Temperatura: 22.5 °C; Humedad relativa: 62 %
7. EQUIPO UTILIZADO : Espectrofotómetro de absorción atómica de flama. SHIMADZU, AA 7000.
8. RESULTADO
 

ANÁLISIS	MUESTRA	RESULTADO (ppm)	MÉTODO DE REFERENCIA
Plomo (Pb)	T-5(a)	0.5798	APHA 3111B
	T-5(b)	0.3689	
	T-5(c)	0.3650	
	T-10(a)	0.3574	
	T-10(b)	0.3535	
	T-10(c)	0.3535	
	T-15(a)	0.3880	
	T-15(b)	0.3459	
	T-15(c)	0.3574	
	T-30(a)	0.3497	
	T-30(b)	0.3689	
	T-30(c)	0.3727	
	T-60(a)	0.3765	
	T-60(b)	0.4225	
	T-60(c)	0.3957	
	T-90(a)	0.4225	
	T-90(b)	0.3957	
	T-90(c)	0.4072	
9. VALIDEZ DEL INFORME TÉCNICO
 

Los resultados de este Informe técnico son válidos solo para la muestra proporcionada por el solicitante del servicio en las condiciones indicadas del presente informe técnico.



Bach. Jesús Utano Reyes  
Analista químico  
LABICER-UNI



Dr. Illy María Maca Mejía  
Responsable de análisis  
Jefe de Laboratorio  
CCP 1149

El Laboratorio no se responsabiliza del muestreo ni de la preservación de la muestra

INFORME TÉCNICO N° 1153-21-LABICER
Página 1 de 1

Av. Túpac Amaru 210 Rimac. Teléfonos: 481 1070 Anexo: 5018 / 382 0500. Correo: [labicer@uni.edu.pe](mailto:labicer@uni.edu.pe)

Anexo 14. Procedimiento de toma de muestra de agua



Anexo 15. Tratamiento de la muestra de agua



## Anexo 16. Resultados de la muestra de agua



UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
LABORATORIO LABICER  
ANÁLISIS QUÍMICO, CONSULTORÍA E INVESTIGACIÓN



### INFORME TÉCNICO N° 1219 – 21 – LABICER

1. **DATOS DEL SOLICITANTE**
  - 1.1 NOMBRE DEL SOLICITANTE : JORDY PIER PARIONA PALOMINO
  - 1.2 D.N.I. : 48403737
2. **CRONOGRAMA DE FECHAS**
  - 2.1 FECHA DE RECEPCIÓN : 26 / 11 / 2021
  - 2.2 FECHA DE ENSAYO : 26 / 11 / 2021
  - 2.3 FECHA DE EMISIÓN : 29 / 11 / 2021
3. **ANÁLISIS SOLICITADO** : ANÁLISIS DEL CONTENIDO DE PLOMO
4. **DATOS REFERENCIALES DE LA MUESTRA SEGÚN SOLICITANTE**
  - 4.1 IDENTIFICACIÓN DE LAS MUESTRAS : 04 MUESTRAS DE AGUA

MUESTRA	DESCRIPCIÓN
M1	Agua de río
M2	R1
M3	R2
M4	R3
5. **LUGAR DE RECEPCIÓN** : LABORATORIO LABICER - FACULTAD DE CIENCIAS
6. **CONDICIONES AMBIENTALES** : Temperatura: 21.9 °C; Humedad relativa: 62 %
7. **EQUIPO UTILIZADO** : Espectrofotómetro de absorción atómica de flama. SHIMADZU, AA 7000.
8. **RESULTADOS**

ANÁLISIS	MUESTRA	RESULTADO (ppm)	MÉTODO DE REFERENCIA
Plomo (Pb)	M1	0.1575	APHA 3111B
	M2	0.0548	
	M3	0.0518	
	M4	0.0532	
9. **VALIDEZ DEL INFORME TÉCNICO**  
Los resultados de este Informe técnico son válidos solo para la muestra proporcionada por el solicitante del servicio en las condiciones indicadas del presente informe técnico.

Bach. Jesús Utano Reyes  
Analista químico  
LABICER - UNI

El Laboratorio no se responsabiliza del muestreo ni de la procedencia de la muestra.



Sc. Ily Mariú Maza Mejía  
Responsable de análisis  
Jefe de Laboratorio  
CQP 1149

INFORME TÉCNICO N° 1219-21- LABICER

Página 1 de 1

---

Av. Túpac Amaru 210 Rimac. Teléfono: 481 1070 Anexo: 5018 / 382 0500. Correo: [labicer@uni.edu.pe](mailto:labicer@uni.edu.pe)

Anexo 17. Manejo de residuos peligrosos



### Anexo 18. Datos para modelos cinéticos de biosorción

<b>DATA PARA PSEUDO-PRIMER Y PSEUDO-SEGUNDO ORDEN DE REACCIÓN</b>											
Tiempo	R	Ce	Media	% Remoción	Media	$\sigma$	qt (mg/g)	Media	qe-qt	Log(qe-qt)	T/qt
0	R0	0.0000	0.000	0.00%	0.00%	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00	0.00
	R1	0.5798		94.20%			0.565				
5	R2	0.3689	0.438	96.31%	95.62%	0.012	0.578	0.574	0.005	-2.30	8.71
	R3	0.3650		96.35%			0.578				
	R1	0.3574		96.43%			0.579				
10	R2	0.3535	0.355	96.47%	96.45%	0.000	0.579	0.579	0.000	0.00	17.28
	R3	0.3535		96.47%			0.579				
	R1	0.3880		96.12%			0.577				
15	R2	0.3459	0.364	96.54%	96.36%	0.002	0.579	0.578	0.001	-3.27	25.94
	R3	0.3574		96.43%			0.579				
	R1	0.3497		96.50%			0.579				
30	R2	0.3698	0.364	96.30%	96.36%	0.001	0.578	0.578	0.001	-3.25	51.89
	R3	0.3727		96.27%			0.578				
	R1	0.3765		96.24%			0.577				
60	R2	0.4225	0.398	95.78%	96.02%	0.002	0.575	0.576	0.003	-2.58	104.15
	R3	0.3957		96.04%			0.576				
	R1	0.4225		95.78%			0.575				
90	R2	0.3957	0.408	96.04%	95.92%	0.001	0.576	0.575	0.003	-2.49	156.39
	R3	0.4072		95.93%			0.576				

**Anexo 19. Resultados del análisis estadístico**

**ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA EL pH**

**Pruebas de normalidad**

	pH	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Concentración final de Pb (II)	pH 1,0	,273	3	.	,945	3	,550
	pH 2,0	,233	3	.	,979	3	,722
	pH 3,0	,385	3	.	,750	3	,000
	pH 4,0	,385	3	.	,750	3	,000

**H<sub>0</sub>:** Los datos tienen una distribución Normal.

**H<sub>1</sub>:** Los datos no tienen una distribución Normal.

**Supuesto:** Si  $p > 0,05$  se acepta la H<sub>0</sub>.

**Interpretación:** Los datos no tienen una distribución normal.

**Pruebas de homogeneidad de varianzas**

		Estadístico de			Sig.
		Levene	gl1	gl2	
Concentración final de Pb (II)	Se basa en la media	7,999	3	8	,009
	Se basa en la mediana	2,366	3	8	,147
	Se basa en la mediana y con gl ajustado	2,366	3	2,043	,307
	Se basa en la media recortada	7,432	3	8	,011

**H<sub>0</sub>:** Las varianzas de los grupos no son diferentes.

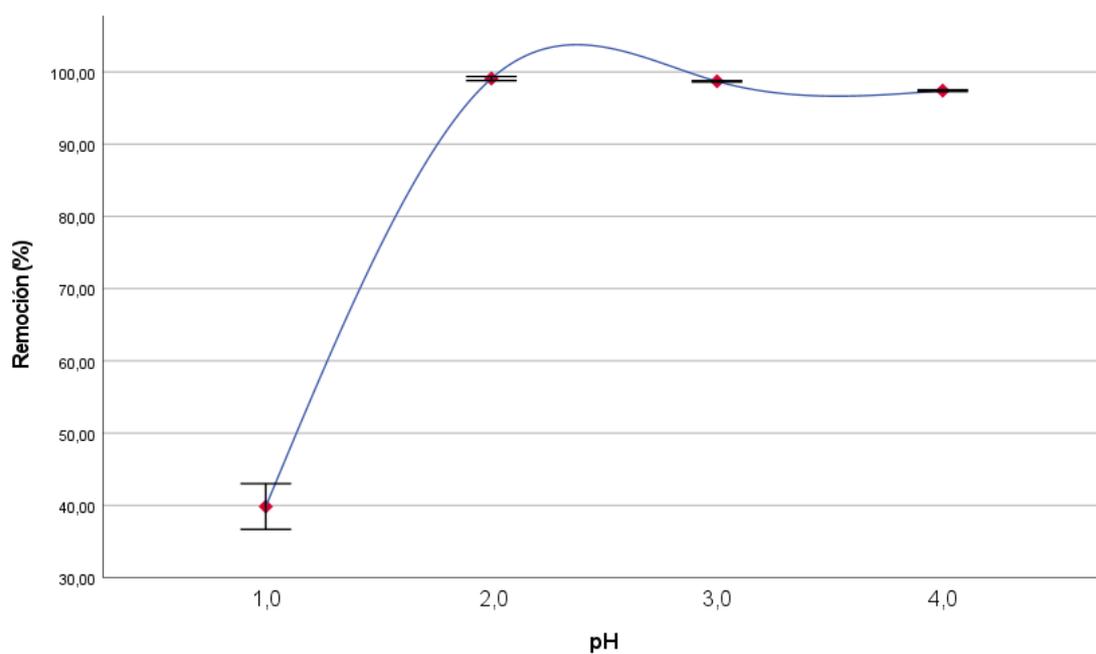
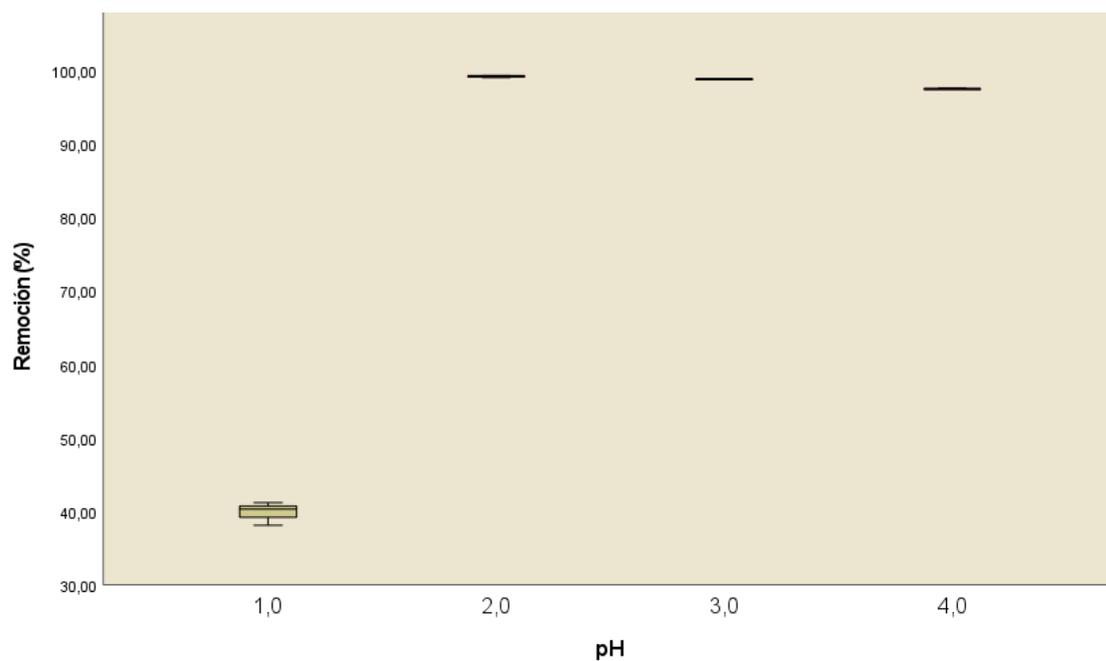
**H<sub>1</sub>:** Las varianzas de los grupos son diferentes.

**Supuesto:** Si  $p > 0,05$  se acepta la H<sub>0</sub>.

**Interpretación:** Las varianzas de los grupos son diferentes.

**Descriptivos**

	pH		Estadístico	Error estándar	
Porcentaje de remoción de Pb (II)	1,0	Media	39,8533	,91323	
		95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	35,9240	
			Límite superior	43,7827	
		Media recortada al 5%	.		
		Mediana	40,2800		
		Varianza	2,502		
		Desviación estándar	1,58176		
		Mínimo	38,10		
		Máximo	41,18		
	2,0	Media	99,0857	,08052	
		95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	98,7392	
			Límite superior	99,4321	
		Media recortada al 5%	.		
Mediana		99,1090			
Varianza		,019			
Desviación estándar		,13947			
Mínimo		98,94			
Máximo		99,21			
Rango		,28			
3,0	Media	98,7050	,02300		
	95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	98,6060		
		Límite superior	98,8040		
	Media recortada al 5%	.			
	Mediana	98,7280			
	Varianza	,002			
	Desviación estándar	,03984			
	Mínimo	98,66			
	Máximo	98,73			
4,0	Media	97,4147	,03467		
	95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	97,2655		
		Límite superior	97,5638		
	Mediana	97,3800			
	Varianza	,004			
	Desviación estándar	,06004			
	Mínimo	97,38			
	Máximo	97,48			



## PRUEBA NO PARAMÉTRICA DE KRUSKAL WALLIS PARA pH

### Resumen de contrastes de hipótesis

	Hipótesis nula	Prueba	Sig. <sup>a,b</sup>	Decisión
1	La distribución de Concentración final de biosorción de Pb (II) es la misma entre categorías de pH.	Prueba de Kruskal-Wallis para muestras independientes	,015	Rechace la hipótesis nula.

a. El nivel de significación es de ,050.

b. Se muestra la significancia asintótica.

**H<sub>0</sub>**: La mediana de los grupos son iguales.

**H<sub>1</sub>**: La mediana de los grupos no son iguales.

**Supuesto**: Si  $p > 0,05$  se acepta la H<sub>0</sub>.

**Interpretación**: Las varianzas de los grupos no son iguales.

### Resumen de prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes

N total	12
Estadístico de prueba	10,458 <sup>a</sup>
Grado de libertad	3
Sig. asintótica (prueba bilateral)	,015

a. Las estadísticas de prueba se ajustan para empates.

## PRUEBAS POST HOC

### Comparaciones por parejas de pH

Sample 1-Sample 2	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. ajustada <sup>a</sup>
pH 2-pH 3	-3,000	2,934	-1,023	,306	1,000
pH 2-pH 4	-6,000	2,934	-2,045	,041	,245
pH 2-pH 1	9,000	2,934	3,068	,002	,013
pH 3-pH 4	-3,000	2,934	-1,023	,306	1,000
pH 3-pH 1	6,000	2,934	2,045	,041	,245
pH 4-pH 1	3,000	2,934	1,023	,306	1,000

Cada fila prueba la hipótesis nula que las distribuciones de la Muestra 1 y la Muestra 2 son iguales.

Se visualizan las significaciones asintóticas (pruebas bilaterales). El nivel de significación es de ,050.

a. Los valores de significación se han ajustado mediante la corrección Bonferroni para varias pruebas.

## ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA LA DOSIS DE BIOSORBENTE

### Pruebas de normalidad

	Dosis de biosorbente	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Concentración	,1	,207	3	.	,992	3	,831
final de Pb (II)	,5	,233	3	.	,979	3	,722
	1,0	,337	3	.	,854	3	,252
	1,5	,385	3	.	,750	3	,000
	2,0	,218	3	.	,988	3	,788

a. Corrección de significación de Lilliefors

**H<sub>0</sub>:** Los datos tienen una distribución Normal.

**H<sub>1</sub>:** Los datos no tienen una distribución Normal.

**Supuesto:** Si  $p > 0,05$  se acepta la H<sub>0</sub>.

**Interpretación:** Los datos no tienen una distribución normal.

### Pruebas de homogeneidad de varianzas

		Estadístico de			Sig.
		Levene	gl1	gl2	
Concentración	Se basa en la media	2,980	4	10	,073
final de Pb (II)	Se basa en la mediana	1,854	4	10	,195
	Se basa en la mediana y con gl ajustado	1,854	4	3,411	,302
	Se basa en la media recortada	2,908	4	10	,078

**H<sub>0</sub>:** Las varianzas de los grupos no son diferentes.

**H<sub>1</sub>:** Las varianzas de los grupos son diferentes.

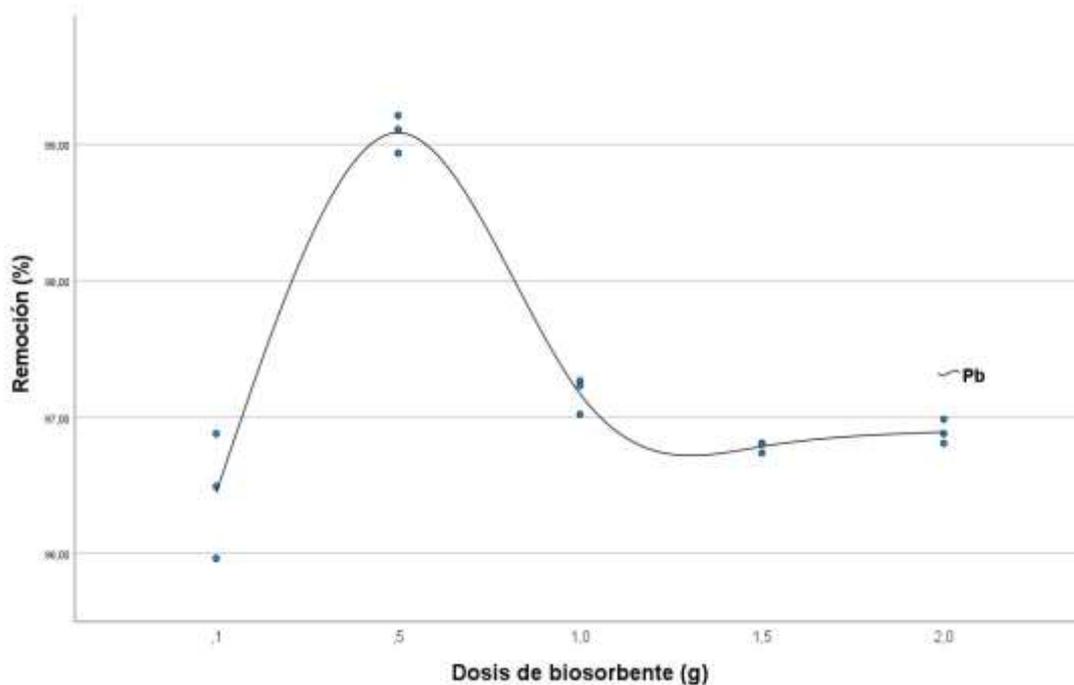
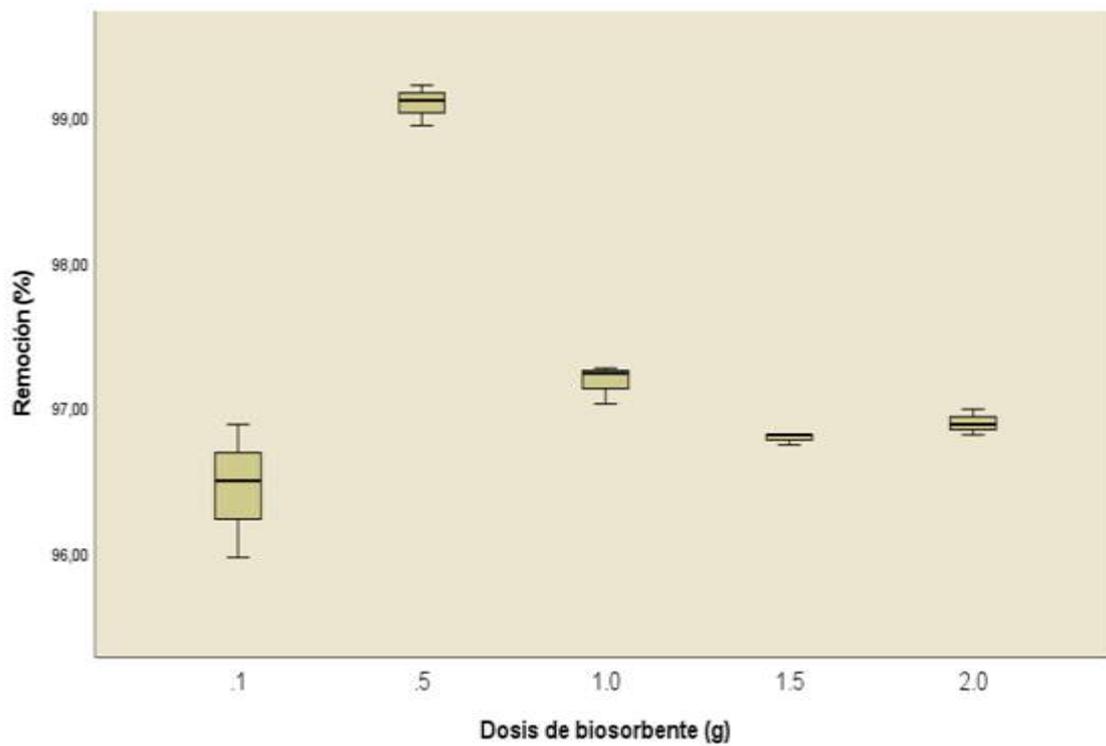
**Supuesto:** Si  $p > 0,05$  se acepta la H<sub>0</sub>.

**Interpretación:** Las varianzas de los grupos no son diferentes.

### Descriptivos

	Dosis de biosorbente		Estadístico	Error estándar		
Porcentaje de remoción de Pb	,1	Media	96,4460	,26518		
		95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	95,3050		
			Límite superior	97,5870		
		Media recortada al 5%				
		Mediana	96,4930			
		Varianza	,211			
		Desviación estándar	,45931			
		Mínimo	95,97			
		Máximo	96,88			
		Rango	,91			
		Rango intercuartil				
		Asimetría	-,456	1,225		
		Curtosis				
			,5	Media	99,0857	,08052
				95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	98,7392
Límite superior	99,4321					
Media recortada al 5%						
Mediana	99,1090					
Varianza	,019					
Desviación estándar	,13947					
Mínimo	98,94					
Máximo	99,21					
Rango	,28					
Rango intercuartil						
Asimetría	-,732			1,225		
Curtosis						
	1,0			Media	97,1733	,07683
				95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	96,8427
		Límite superior	97,5039			
		Media recortada al 5%				
		Mediana	97,2320			
		Varianza	,018			
		Desviación estándar	,13308			

	Mínimo		97,02	
	Máximo		97,27	
	Rango		,25	
	Rango intercuartil		.	
	Asimetría		-1,598	1,225
	Curtosis		.	.
1,5	Media		96,7857	,02333
	95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	96,6853	
		Límite superior	96,8861	
	Media recortada al 5%		.	
	Mediana		96,8090	
	Varianza		,002	
	Desviación estándar		,04041	
	Mínimo		96,74	
	Máximo		96,81	
	Rango		,07	
	Rango intercuartil		.	
	Asimetría		-1,732	1,225
	Curtosis		.	.
2,0	Media		96,8913	,05112
	95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	96,6714	
		Límite superior	97,1113	
	Media recortada al 5%		.	
	Mediana		96,8800	
	Varianza		,008	
	Desviación estándar		,08855	
	Mínimo		96,81	
	Máximo		96,98	
	Rango		,18	
	Rango intercuartil		.	
	Asimetría		,567	1,225
	Curtosis		.	.



## PRUEBA NO PARAMÉTRICA DE KRUSKAL WALLIS PARA BIOSORBENTE

### Resumen de contrastes de hipótesis

	Hipótesis nula	Prueba	Sig. <sup>a,b</sup>	Decisión
1	La distribución de Concentración final de biosorción de Pb (II) es la misma entre categorías de dosis de biosorbente.	Prueba de Kruskal-Wallis para muestras independientes	,017	Rechace la hipótesis nula.

a. El nivel de significación es de ,050.

b. Se muestra la significancia asintótica.

**H<sub>0</sub>**: La mediana de los grupos son iguales.

**H<sub>1</sub>**: La mediana de los grupos no son iguales.

**Supuesto**: Si  $p > 0,05$  se acepta la H<sub>0</sub>.

**Interpretación**: Las varianzas de los grupos no son iguales.

### Resumen de prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes

N total	15
Estadístico de prueba	12,016 <sup>a</sup>
Grado de libertad	4
Sig. asintótica (prueba bilateral)	,017

a. Las estadísticas de prueba se ajustan para empates.

## PRUEBAS POST HOC

### Comparaciones por parejas de Dosis de biosorbente

Sample 1-Sample 2	Estadístico de prueba	Dev. Error	Dev. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. ajustada <sup>a</sup>
Dosis ,5-Dosis 1,0	-3,000	3,635	-,825	,409	1,000
Dosis ,5-Dosis 2,0	-6,833	3,635	-1,880	,060	,601
Dosis ,5-Dosis 1,5	-9,667	3,635	-2,659	,008	,078
Dosis ,5-Dosis ,1	10,500	3,635	2,888	,004	,039
Dosis 1,0-Dosis 2,0	-3,833	3,635	-1,055	,292	1,000
Dosis 1,0-Dosis 1,5	-6,667	3,635	-1,834	,067	,667
Dosis 1,0-Dosis ,1	7,500	3,635	2,063	,039	,391
Dosis 2,0-Dosis 1,5	2,833	3,635	,779	,436	1,000
Dosis 2,0-Dosis ,1	3,667	3,635	1,009	,313	1,000
Dosis 1,5-Dosis ,1	,833	3,635	,229	,819	1,000

Cada fila prueba la hipótesis nula que las distribuciones de la Muestra 1 y la Muestra 2 son iguales.

Se visualizan las significaciones asintóticas (pruebas bilaterales). El nivel de significación es de ,050.

a. Los valores de significación se han ajustado mediante la corrección Bonferroni para varias pruebas.

## ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA EL TIEMPO DE CONTACTO

### Pruebas de normalidad<sup>a</sup>

	Tiempo de contacto	Kolmogorov-Smirnov <sup>b</sup>			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Concentración final de Pb (II)	5	,379	3	.	,764	3	,030
	10	,385	3	.	,750	3	,000
	15	,282	3	.	,936	3	,511
	30	,343	3	.	,843	3	,222
	60	,210	3	.	,991	3	,818
	90	,204	3	.	,993	3	,844

a. Concentración final tiempo de contacto es constante cuando Tiempo de contacto = 0. Se ha omitido.

b. Corrección de significación de Lilliefors

**H<sub>0</sub>:** Los datos tienen una distribución Normal.

**H<sub>1</sub>:** Los datos no tienen una distribución Normal.

**Supuesto:** Si  $p > 0,05$  se acepta la H<sub>0</sub>.

**Interpretación:** Los datos no tienen una distribución normal.

### Pruebas de homogeneidad de varianzas

		Estadístico de			Sig.
		Levene	gl1	gl2	
Concentración final de Pb (II)	Se basa en la media	10,983	5	12	,000
	Se basa en la mediana	,793	5	12	,575
	Se basa en la mediana y con gl ajustado	,793	5	2,172	,635
	Se basa en la media recortada	8,896	5	12	,001

**H<sub>0</sub>:** Las varianzas de los grupos no son diferentes.

**H<sub>1</sub>:** Las varianzas de los grupos son diferentes.

**Supuesto:** Si  $p > 0,05$  se acepta la H<sub>0</sub>.

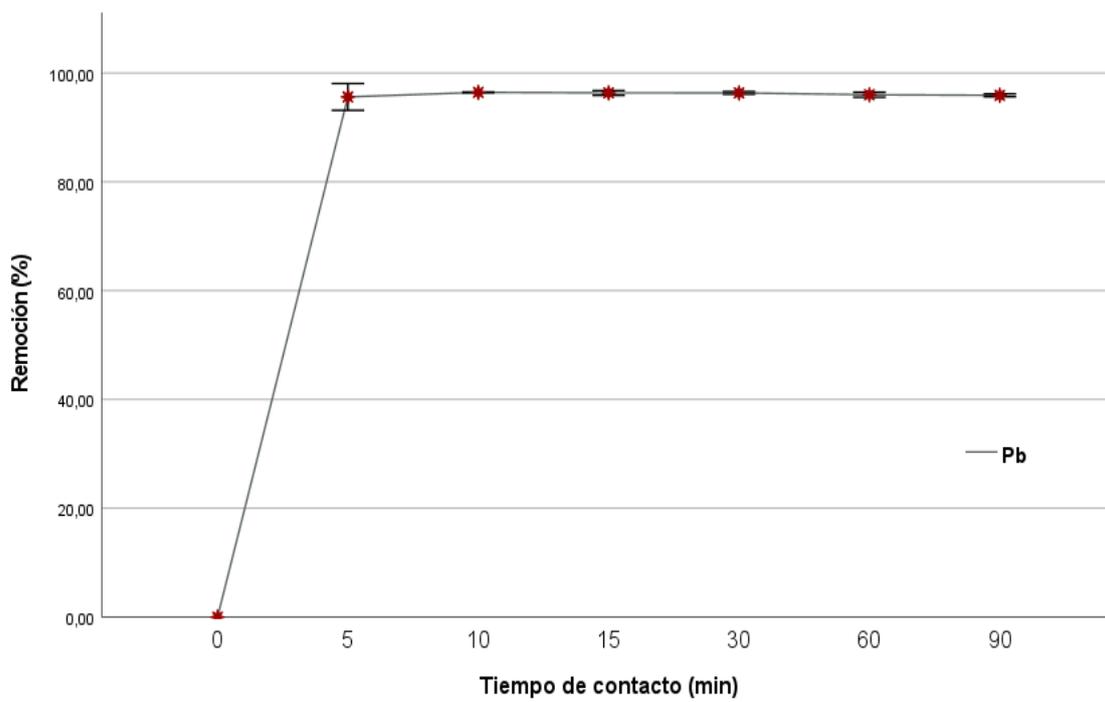
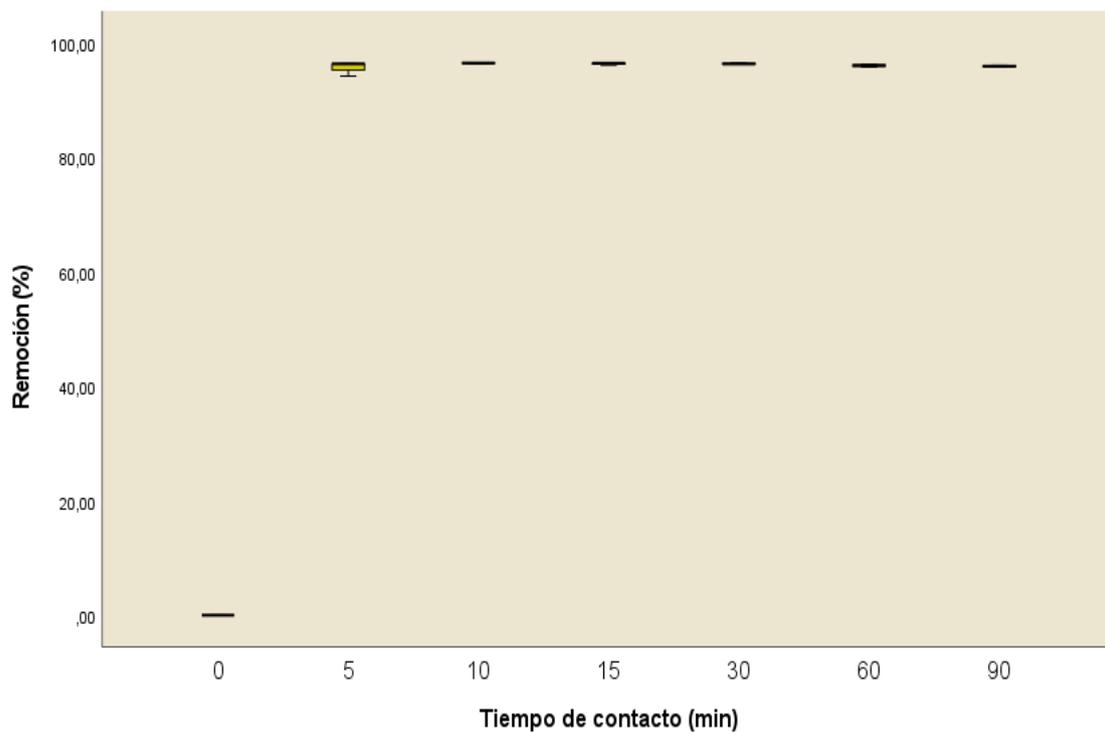
**Interpretación:** Las varianzas de los grupos son diferentes.

**Descriptivos<sup>a</sup>**

Tiempo de contacto			Estadístico	Error estándar		
Porcentaje de remoción de Pb (II)	5	Media	95,6200	,71009		
		95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	92,5647		
			Límite superior	98,6753		
		Media recortada al 5%	.			
		Mediana	96,3100			
		Varianza	1,513			
		Desviación estándar	1,22992			
		Mínimo	94,20			
		Máximo	96,35			
		Rango	2,15			
		Asimetría	-1,730	1,225		
		Curtosis	.	.		
			10	Media	96,4567	,01333
				95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	96,3993
Límite superior	96,5140					
Media recortada al 5%	.					
Mediana	96,4700					
Varianza	,001					
Desviación estándar	,02309					
Mínimo	96,43					
Máximo	96,47					
Rango	,04					
Asimetría	-1,732			1,225		
Curtosis	.			.		
	15			Media	96,3633	,12574
				95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	95,8223
		Límite superior	96,9044			
		Media recortada al 5%	.			
		Mediana	96,4300			
		Varianza	,047			
		Desviación estándar	,21779			
		Mínimo	96,12			
		Máximo	96,54			
		Rango	,42			
		Asimetría	-1,248	1,225		
		Curtosis	.	.		
			30	Media	96,3567	,07219

	95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	96,0461	
		Límite superior	96,6673	
	Media recortada al 5%		-	
	Mediana		96,3000	
	Varianza		,016	
	Desviación estándar		,12503	
	Mínimo		96,27	
	Máximo		96,50	
	Rango		,23	
	Asimetría		1,621	1,225
	Curtosis		-	-
60	Media		96,0200	,13317
	95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	95,4470	
		Límite superior	96,5930	
	Media recortada al 5%		-	
	Mediana		96,0400	
	Varianza		,053	
	Desviación estándar		,23065	
	Mínimo		95,78	
	Máximo		96,24	
	Rango		,46	
	Asimetría		-,387	1,225
	Curtosis		-	-
90	Media		95,9167	,07535
	95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	95,5925	
		Límite superior	96,2409	
	Media recortada al 5%		-	
	Mediana		95,9300	
	Varianza		,017	
	Desviación estándar		,13051	
	Mínimo		95,78	
	Máximo		96,04	
	Rango		,26	
	Asimetría		-,455	1,225
	Curtosis		-	-

a. Remoción tiempo de  $c_0$  es constante cuando Tiempo de contacto = 0. Se ha omitido.



## PRUEBA NO PARAMÉTRICA DE KRUSKAL WALLIS PARA TIEMPO DE CONTACTO

### Resumen de contrastes de hipótesis

	Hipótesis nula	Prueba	Sig. <sup>a,b</sup>	Decisión
1	La distribución de Concentración final de biosorción de Pb (II) es la misma entre categorías de Tiempo de contacto.	Prueba de Kruskal-Wallis para muestras independientes	,066	Conserve la hipótesis nula.

a. El nivel de significación es de ,050.

b. Se muestra la significancia asintótica.

**H<sub>0</sub>:** La mediana de los grupos son iguales.

**H<sub>1</sub>:** La mediana de los grupos no son iguales.

**Supuesto:** Si  $p > 0,05$  se acepta la H<sub>0</sub>.

**Interpretación:** Las varianzas de los grupos son iguales.

### Resumen de prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes

N total	19
Estadístico de prueba	11,805 <sup>a,b</sup>
Grado de libertad	6
Sig. asintótica (prueba bilateral)	,066

a. Las estadísticas de prueba se ajustan para empates.

b. No se realizan múltiples comparaciones porque la prueba global no muestra diferencias significativas en las muestras.