



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

“BIOSORCIÓN ESTÁTICA DE MERCURIO (II) MEDIANTE
BIOMASA RESIDUAL DE TALLOS DE ROSA MODIFICADA (*Rosa*
sp.) EN DISOLUCIONES ACUOSAS”

Tesis para optar el título profesional de:
INGENIERO AMBIENTAL

Presentado por:
Oscar Eduardo Rodríguez Gómez (0000-0001-8647-3172)

Asesor:
Elvito Fabian Villegas Silva (0000-0001-9783-1641)

Lima - Perú
2021

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Lima, 28 de octubre 2021.

Los integrantes del jurado de tesis:

Presidente: Dra. Susan Mery Medina Canzio
Miembro: Mg. Alexander Emanuel Diaz Sotil
Miembro: Mg. Fernando Martin Mejía Vargas

Se reúnen para evaluar la tesis titulada:

"BIOSORCIÓN ESTÁTICA DE MERCURIO (II) MEDIANTE BIOMASA RESIDUAL DE TALLOS DE ROSA MODIFICADA (*Rosa sp.*) EN DISOLUCIONES ACUOSAS"

Presentada por el bachiller:

- **Oscar Eduardo Rodríguez Gómez**

Para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Asesorado por: Dr. Elvito Fabian Villegas Silva

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

Tesisista: Oscar Eduardo Rodríguez Gómez		Nota (en letras): 18 (Dieciocho)	
Aprobado ()	Aprobado - Muy buena(x)	Aprobado - Sobresaliente ()	Desaprobado ()

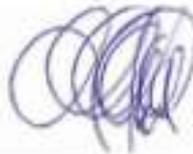
Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.



**Dra. Susan Mery Medina Canzio
Presidente**



**Mg. Ing. Alexander Emanuel Diaz Sotil
Miembro 1**



**Mg. Ing. Fernando Martin Mejía Vargas
Miembro 2**



**Dr. Elvito Fabian Villegas Silva
Asesor**

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, por sus consejos y apoyo incondicional durante mi vida universitaria y profesional.

A mi asesor por el apoyo constante desde la concepción de mi proyecto de tesis, por sus pautas y consejos necesarios para el cumplimiento de los objetivos en la presente investigación.

A la universidad Científica del Sur por forjarme como un profesional íntegro y por permitirme usar las instalaciones y equipos para gran parte de la ejecución de mi tesis.

A mis buenos amigos por haberme hecho más llevaderos estos últimos años e impulsarme a mejorar día a día a pesar de las adversidades.

A Kay Pacha grow shop por permitirme costear la presente investigación y enseñarme el valor del autocultivo.

INDICE GENERAL

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	13
II. MARCO TEÓRICO	15
1. Antecedentes.....	15
2. Mercurio.....	18
2.1. Características generales.....	18
2.2. Ciclo biogeoquímico del mercurio	19
3. Normativa local	20
4. Métodos para la eliminación de metales pesados	21
4.1. Métodos convencionales.....	21
4.2. Biosorción	23
5. Mecanismos en los procesos de biosorción	24
5.1. Intercambio iónico	24
5.2. Fisorción y Quimisorción	24
5.3. Otros mecanismos	25
6. Factores que influyen en el proceso de biosorción	26
6.1. pH	26
6.2. Tiempo de equilibrio.....	27
6.3. Temperatura.....	27
6.4. Tamaño de partícula	28
6.5. Concentración de adsorbente y adsorbato	28
6.6. Tratamiento de la biomasa.....	28
6.7. Sistema de contacto.....	29
7. Biosorbentes	30
7.1. Residuos lignocelulósicos	31
a. Lignina.....	31
b. Celulosa	32
c. Hemicelulosa.....	32

8. Tallos de rosas como biosorbente	32
9. Modelización de los procesos de equilibrio.....	34
9.1. Isoterma de Langmuir	35
9.2. Isoterma de Freundlich	36
10. Modelos cinéticos de adsorción	36
10.1. Modelo pseudo-primer orden	36
10.2. Modelo pseudo-segundo orden.....	37
10.3. Modelo cinético de Weber y Morris	37
III. OBJETIVOS	38
11. Objetivo general	38
12. Objetivos específicos.....	38
IV. METODOLOGÍA.....	39
13. Recolección de tallos de rosa.....	40
14. Pretratamiento de la biomasa.....	41
15. Tratamientos químicos de la biomasa	42
15.1. Hidrolisis ácida y alcalina	42
15.2. Hidrolisis ácida	43
16. Caracterización de las biomosas.....	43
16.1. Método Klason: Lignina.....	43
16.2. Método de Van Soest y Robertson: hemicelulosa y celulosa.....	44
16.3. Determinación de la cantidad de humedad y cenizas	45
16.4. Densidad aparente y real	46
16.5. Porosidad.....	46
16.6. Punto de carga cero (PZC)	47
16.7. Determinación de grupos funcionales (método Boehm)	47
17. Ensayos de adsorción	48
17.1. Evaluación del efecto del tratamiento químico y pH.....	49

17.2. Evaluación del efecto de la concentración de adsorbato	49
17.3. Evaluación del efecto del tiempo de contacto	50
18. Desorción y reutilización.....	50
V. RESULTADOS	51
19. Caracterización.....	51
19.1. Análisis diferencial	51
19.2. Tratamientos químicos.....	53
19.3. Contenido de humedad y cenizas	54
19.4. Densidad aparente, densidad real y porosidad	54
19.5. Contenido de hemicelulosa, celulosa y lignina.....	55
19.6. Punto de carga cero (PZC)	56
19.7. Sitios ácidos y básicos	56
20. Ensayos de adsorción	58
20.1. Efecto del tratamiento químico y pH	58
20.2. Efecto de la concentración de adsorbato	59
a. Isoterma de Langmuir	61
b. Isoterma de Freundlich.....	62
20.3. Efecto del tiempo de contacto	63
a. Modelo de pseudo-primer orden	65
b. Modelo de pseudo-segundo orden.....	66
c. Modelo Weber y Morris	67
21. Desorción y reutilización del adsorbente	68
VI. DISCUSIONES.....	69
22. Caracterización.....	69
23. Ensayos de adsorción	75
23.1. Efecto del tratamiento químico y pH	75
23.2. Efecto de la concentración de adsorbato	77
a. Isoterma de Langmuir	79

b. Isoterma de Freundlich.....	80
23.3. Efecto del tiempo de contacto	81
a. Modelo de pseudo-primer orden	81
b. Modelo de pseudo-segundo orden.....	82
c. Modelo de Weber y Morris	82
24. Desorción y reutilización.....	83
VII. CONCLUSIONES.....	84
VIII. RECOMENDACIONES	86
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	87
X. ANEXOS.....	109

INDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. Ciclo biogeoquímico del mercurio	20
FIGURA 2. Mecanismos de adsorción asociados a residuos agrícolas	26
FIGURA 3. Disposición espacial de hemicelulosa, celulosa y lignina	31
FIGURA 4. Exportación por tipo de flor a nivel mundial, 2010 vs. 2015	33
FIGURA 5. Metodología experimental empleada	40
FIGURA 6. Ubicación de la florería “Amalia”	41
FIGURA 7. Análisis por tamizado (biomasa retenida en gramos)	51
FIGURA 8. Vista 3.5x de la biomasa residual de tallos de rosa pretratada	52
FIGURA 9. Rendimiento en la generación de BRTP, BRTM01 y BRTM02	53
FIGURA 10. Diferencias de coloración entre BRTP, BRTM01 y BRTM02	54
FIGURA 11. Contenido de hemicelulosa, celulosa y lignina	55
FIGURA 12. Punto de carga cero (pzc).....	56
FIGURA 13. Sitios ácidos y básicos totales	57
FIGURA 14. evaluación del efecto de pH y tratamiento químico en la remoción de mercurio (II)	59
FIGURA 15. Evaluación del efecto de concentración de adsorbato en la remoción de mercurio (II)	60
FIGURA 16. Isoterma de adsorción de mercurio (II)	61
FIGURA 17. Modelo linealizado de la isoterma de Langmuir	61
FIGURA 18. Modelo linealizado de la isoterma de Freundlich	62
FIGURA 19. Evaluación del efecto del tiempo de contacto en la remoción de mercurio (II)	64

FIGURA 20. Ajuste al modelo de pseudo-primer orden	65
FIGURA 21. Ajuste al modelo de pseudo-segundo orden.....	66
FIGURA 22. Ajuste al modelo de weber y morris	67
FIGURA 23. Remoción de mercurio (ii) % en los diferentes ciclos (adsorción y desorción).....	68
FIGURA 24. Diagrama de distribución de mercurio (II)	77
FIGURA 25. Tipos de isothermas de adsorción	78
FIGURA 26. Recolección de residuos de tallos de rosa.....	109
FIGURA 27. Pretratamiento de la biomasa residual de tallos de rosa	109
FIGURA 28. Obtención de BRTM01	110
FIGURA 29. Obtención de BRTM02	110
FIGURA 30. Determinación del punto de carga cero (PZC).....	111
FIGURA 31. Determinación de contenido de cenizas.	111
FIGURA 32. Método boehm: determinación de grupos ácidos y básicos	112
FIGURA 33. Determinación de hemicelulosa y celulosa	112
FIGURA 34. Determinación de lignina	112
FIGURA 35. Ensayos de adsorción de mercurio (II)	113
FIGURA 36. Ensayos de adsorción de mercurio (II)- protocolos covid-19	113
FIGURA 37. Distribución de R_L	132
FIGURA 38. Ajuste multilíneal al modelo cinético de weber y morris	132

INDICE DE TABLAS

TABLA 1. Principales características del mercurio	18
TABLA 2. Tecnologías convencionales para la remoción de metales pesados	21
TABLA 3. Ventajas y desventajas en los procesos de biosorción	23
TABLA 4. Diferencias entre la adsorción física y química	25
TABLA 5. Principales biosorbentes según su origen.....	30
TABLA 6. Taxonomía de la rosa <i>sp.</i>	34
TABLA 7. Análisis diferencial N°2.....	52
TABLA 8. Contenido de humedad y cenizas	54
TABLA 9. Densidad aparente, densidad real y porosidad	55
TABLA 10. Composición de grupos ácidos	58
TABLA 11. Remoción de mercurio (II) % a diferentes valores de pH para BRTP, BRTM01 y BRTM02.	58
TABLA 12. Remoción de mercurio (II) % a diferentes concentraciones iniciales de adsorbato	60
TABLA 13. Parámetros de adsorción de Langmuir	62
TABLA 14. Parámetros de adsorción de Freundlich.....	62
TABLA 15. Remoción de mercurio (II) % a diferentes tiempos de contacto.	63
TABLA 16. Datos usados para el ajuste de modelos de cinética para la adsorción de mercurio (II) a través de BRTM01	64
TABLA 17. Parámetros del modelo de pseudo-primer orden	65
TABLA 18. Parámetros del modelo de pseudo-segundo orden	66
TABLA 19. Parámetros del modelo de Weber y Morris	67

TABLA 20. Composición lignocelulósica de algunas materias primas 71

TABLA 21. Comparación de capacidades máximas (Q_{Max}) con otros adsorbentes de mercurio (II) 79

TABLA 22. Análisis detallado de la determinación de hemicelulosa, celulosa y lignina 124

TABLA 23. Análisis detallado de la evaluación del efecto del tratamiento químico y pH 125

TABLA 24. Análisis detallado de la evaluación del efecto de la concentración inicial de mercurio (II) 127

TABLA 25. Análisis detallado de la evaluación del efecto de tiempo de contacto 129

TABLA 26. Desorción y reutilización de la BRTM01 para la adsorción de mercurio (II) 130

INDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. Panel fotográfico 109

ANEXO 2. Resolución directoral de aprobación del proyecto de tesis 114

ANEXO 3. Constancia del comité de ética 115

ANEXO 5. Determinación de hemicelulosa, celulosa y lignina 124

ANEXO 6. Evaluación del efecto del tratamiento químico y pH 125

ANEXO 6. Efecto de la concentración de adsorbato 126

ANEXO 7. Efecto del tiempo de contacto 128

ANEXO 8. Desorción y reutilización 130

ANEXO 9. Verificación del ajuste al modelo de Langmuir 132

ANEXO 10. Modelo cinético de Weber y Morris 132

RESUMEN

En los últimos años, la biosorción se presenta como una alternativa muy atractiva para la remoción de metales pesados, debido a su bajo costo y elevados porcentajes de remoción. Por ello, la presente investigación tuvo como fin evaluar la biosorción estática de mercurio (II) mediante biomasa residual de tallos de rosa modificada (*Rosa* sp.) en disoluciones acuosas. La metodología incluyó la modificación y caracterización fisicoquímica de la biomasa y ensayos de adsorción en sistema batch, donde se analizó la influencia de los parámetros de pH, concentración de adsorbato y tiempo de contacto. Así mismo, se evaluó la desorción de mercurio (II) y reutilización de la biomasa a través de HNO₃ y HCl. El diseño experimental constó de tres repeticiones, utilizándose las pruebas de Anova unifactorial (Test de Tukey) y Kruskal-Wallis. La mayor adsorción se dio en la BRTM01, a un valor de pH de 5.5 y una concentración inicial de mercurio (II) de 5 mg/L durante 120 minutos, alcanzando una remoción de $99.57 \pm 0.04\%$ y una Q_e de 2.99 mg/g. Los datos experimentales de equilibrio se ajustaron al modelo de Langmuir ($R^2 = 0.9412$), logrando un Q_{max} de 20.08 mg/g. Respecto a la cinética de biosorción, el modelo de Pseudo-segundo orden demuestra mayor representatividad, obteniéndose un coeficiente de correlación de 0.9982. Se confirmó también que la BRTM01 tiene un enorme potencial de reutilización, manteniendo remociones sobre el 95 % aún en el cuarto ciclo de adsorción/desorción para ambos desorbentes.

Palabras clave: adsorción, mercurio (II), tallos de rosas, celulosa

ABSTRACT

In recent years, biosorption has been presented as a very attractive alternative for the removal of heavy metals, due to its low cost and high removal rates. Under this context, the aim of this research was to evaluate the static biosorption of mercury (II) using residual biomass of modified rose (*Rosa* sp.) stems in aqueous solutions. The methodology included the modification and physicochemical characterisation of the biomass and adsorption tests in batch system, where the influence of pH parameters, contact time and adsorbate concentration was analysed. Likewise, the desorption of mercury (II) and reuse of the biomass through HNO₃ and HCl were also evaluated. The experimental design consisted of three replicates, using the one-factor Anova (Tukey's test) and Kruskal-Wallis tests.

The highest adsorption was given by BRTM01, at a pH value of 5.5 and an initial mercury (II) concentration of 5 mg/L for 120 minutes, reaching a removal of 99.57 ± 0.04% and a Q_e of 2.99 mg/g. The experimental equilibrium data were adjusted to the Langmuir isotherm model (R²= 0.9412), achieving a Q_{max} of 20.08 mg/g. Regarding the biosorption kinetics, the pseudo-second order model shows higher representativeness to mercury (II) adsorption, obtaining a correlation coefficient of 0.9982. It was also confirmed that BRTM01 has a huge reuse potential, maintaining removals above 95 % even in the fourth adsorption/desorption cycle for both desorbents.

Keywords: adsorption, mercury (II), rose stems, cellulose.

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El Perú posee características favorables para el desarrollo de diferentes actividades económicas, donde, las actividades productivas, extractivas y de servicios se han incrementado en el país; pero con ello también la informalidad y los impactos ambientales relacionados, siendo el recurso hídrico uno de los componentes más afectados. Un estudio desarrollado por el Banco Mundial (2014), reportó que, en el Perú, alrededor del 50% de los recursos hídricos incumplieron con los estándares de calidad de agua para las distintas categorías de uso (ETRAS, 2016). Del mismo modo, se viene observando un incremento constante en la generación de efluentes industriales (ANA, 2018), solo en 2018, los vertimientos de aguas residuales autorizadas ascendieron en 140,2% respecto al año anterior (INEI, 2019). Entre las sustancias con mayor riesgo ambiental presentes en las aguas industriales se encuentra a los metales pesados, en virtud a su elevados valores de toxicidad, bioacumulación y no biodegradación, siendo el mercurio el de mayor presencia (Rebollo, 2012).

En los últimos años, los estudios referentes al uso de mercurio y su impacto se han incrementado (IPEN, 2013), logrando identificar múltiples fuentes. Según la evaluación mundial sobre Mercurio realizada por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, 2018), solo en el 2015 se generaron 2.200 toneladas de emisiones antrópicas de mercurio. Dentro de las principales fuentes se tiene a la extracción de oro a pequeña escala y la combustión de carbón, y, en menor medida, a las emisiones relacionadas a múltiples aplicaciones industriales (industria cloro-alcalí, producción de cloruro de vinilo, producción de aparatos eléctricos y electrónicos, compuestos alifáticos mercuriales, entre otros) (US EPA, s.f; MINAM, 2015).

Respecto al consumo mundial de mercurio, según el reporte de UNEP (2017), aumentó entre 146 y 227 toneladas, en el periodo 2010-2015 y solo en Sudamérica, el promedio para el año 2015 fue de 794 toneladas. En el año 2014, el Ministerio del Ambiente (MINAM) realizó un registro de emisiones de mercurio y sus fuentes en el Perú, registrándose valores de entre 69 y 343 toneladas por año, en donde del 23% al 33% no correspondían al procesamiento de minerales (Expedición mercurio, s.f.)

Es por ello, dentro del marco institucional, se ha previsto la promoción de nuevas políticas sostenibles, como la mejora de la calidad del agua a fin de disminuir la contaminación a través de la eliminación de vertimientos y minimización de la emisión de productos químicos y materiales peligrosos(CEPAL,2018) o la suscripción al convenio de Minamata, con el objeto de promover la mitigación de los riesgos e impactos a la salud y el ambiente producto de la contaminación por mercurio (MINAM, 2015).En este contexto, en los últimos años, se han planteado tecnologías basadas en procesos fisicoquímicos, sin embargo, en su mayoría resultan muy costosas e ineficientes. Por consiguiente, se vienen desarrollando nuevas técnicas y materiales, siendo la adsorción, una alternativa sostenible. (Caviedes et al. 2015). Según Chakraborty et al. (2020), este proceso es muy útil y eficaz para la remoción de metales pesados; por lo que, es fundamental desarrollar nuevos adsorbentes a partir de materiales de bajo costo y alta disponibilidad, como los residuos agroindustriales.

En este sentido, los tallos de rosa como biomasa demuestran mucho interés por diferentes investigadores, concluyendo que presenta características adecuadas para la adsorción de plomo (II) y cadmio, por lo que, podría llevar también a la generación de nuevas alternativas para la óptima remoción de mercurio (II).

II. MARCO TEÓRICO

1. Antecedentes

En la investigación desarrollada por Ortiz (2019) evalúa la capacidad de adsorción de cromo en biosorbentes a base de tallos de rosa, la mayor remoción se dio a través de la biomasa modificada con ácido sulfúrico, utilizando 30 gramos de biosorbente a pH 6 y 20 horas de agitación, ajustándose al modelo cinético de Pseudo-segundo orden y estableciendo un Q_{max} de 5.21 mg/g para el modelo de isoterma de Sips. La investigación muestra el potencial de los tallos de rosa como biosorbente de iones metálicos, confirmando además la importancia de los tratamientos químicos sobre los tallos de rosa.

El trabajo desarrollado por Cabrera (2018) está orientado a evaluar la utilización de tallos de rosa para la biosorción de plomo (II), contemplando la modificación de la biomasa a través de hidrólisis ácida (H_2SO_4 al 1.25%), hidrólisis alcalina (NaOH al 2%) y ambas de manera secuencial. Los ensayos de adsorción se desarrollaron en sistema batch y abarcaron la evaluación de la influencia del pH, cantidad de biosorbente, concentración inicial de adsorbato y tiempo de equilibrio. Así mismo, se consideró la caracterización fisicoquímica de la biomasa, permitiendo así identificar los grupos funcionales presentes en el adsorbente que contribuyeron a la remoción de plomo (II). La autora concluye que la máxima capacidad de adsorción mediante los tallos de rosa se produce a pH 4, 0.05 gramos de adsorbente, a concentración inicial de 10 mg/L y a un tiempo de agitación de 180 minutos, comprobando una alta capacidad de adsorción de plomo (II) para la biomasa tratada secuencialmente mediante hidrólisis ácida y alcalina. La adsorción se ajustó al modelo de la isoterma de

Langmuir y al modelo cinético de Pseudo-segundo orden. Además, recomienda ejecutar estudios de desorción con el objeto de conocer la posibilidad de reutilización de los tallos de rosa. El estudio brinda un gran aporte a nivel metodológico, tanto en la caracterización de la biomasa como en los ensayos experimentales.

En la Investigación realizada por Ordóñez y Moreno (2013) determinaron la adsorción de cadmio en residuos de tallos de rosa, evaluando el procedimiento inicialmente en un sistema discontinuo concluyendo el tratamiento en un sistema continuo, demostraron que los tallos de rosa tienen una capacidad máxima de remoción de 41% de cadmio a pH 7 a los 20 minutos de tiempo de contacto para un caudal de $19.5 \text{ cm}^3/\text{s}$, con una granulometría entre 0.5 mm a 1 mm. Considerando en su trabajo de investigación que la biomasa residual brinda una alternativa práctica, debido a su bajo costo y fácil implementación, recomendando analizar su efectividad para otros metales pesados.

La investigación de Marín (2017) orientada a la remoción de un compuesto orgánico en tallos de rosas y posos de café a escala de laboratorio, demostraron buenos resultados en la biosorción de ibuprofeno alcanzando una remoción 94.74 % y 60.42% para los posos de café y tallos de rosa, respectivamente.

En el trabajo realizado por Sánchez y Cameselle (2017) referente a la biosorción de mercurio (II) usando materiales solidos residuales, fueron evaluados doce diferentes residuos agroindustriales y otros materiales de origen orgánico que puedan tener capacidad potencial de adsorción de mercurio (II). La metodología empleada tuvo énfasis en evaluar la cinética de adsorción y la determinación de

las velocidades de adsorción, considerando al pH y la relación adsorbente/adsorbato como los factores más influyentes.

La utilización de adsorbentes lignocelulósicos como de cáscara de naranja (*Citrus sinensis*) y zuro de maíz (*Zea mays*) por Tejada et al. (2016), tuvo como objetivo comparar la capacidad de adsorción de plomo (II) entre ambas biomásas, con activación química y sin modificar. Observando que la cáscara de naranja y el zuro de maíz presentaron un porcentaje elevado de remoción de plomo (II) en disolución acuosa, 99.2% y 67.5%, respectivamente; sin embargo, una vez modificadas, la cáscara de naranja con cloruro de calcio y el zuro de maíz con ácido cítrico, obtuvieron resultados ligeramente bajos con respecto a las biomásas sin tratamiento. Esta Investigación corrobora que los tratamientos químicos no siempre modifican positivamente la superficie de los adsorbentes.

Comportamientos similares se reportan en la investigación realizada por Manzoor et al. (2013) referente al pretratamiento de ácidos orgánicos sobre la fito-biomasa de *Rosa bourbon* para la eliminación de Pb (II) y Cu (II) en medios acuosos”, en donde el tratamiento químico fue un factor desfavorable. Los estudios se desarrollaron en sistema batch, evaluando la capacidad de adsorción en función de la dosificación de biosorbente, concentración inicial de iones metálicos y tiempo de contacto. Los tratamientos empleados fueron a través del uso de ácido acético, ácido benzoico y ácido cítrico. Los autores concluyeron que el pretratamiento con ácidos orgánicos disminuyó la capacidad de adsorción para ambos casos.

El trabajo de Carro de Diego (2012) orientado a evaluar la adsorción eficiente de diferentes contaminantes aplicando modificación química a biomásas

provenientes de fuentes vegetales terrestres y algas marinas, demostrando alta eficiencia de adsorción de mercurio a pH mayor a 5.

Las biomásas residuales de orígenes agrícolas o agroindustriales son un eficiente material adsorbente para la remoción de metales pesados y otros contaminantes, sin embargo, aún no se han evaluado de manera enfática el efecto de los parámetros operacionales en la capacidad de adsorción de mercurio (II) a través de tallos de rosa modificados, por lo que se considera que el presente trabajo de investigación está orientado a utilizar una matriz lignocelulósica de bajo costo, aprovechando su disponibilidad como recurso sustentable y promoviendo un valor agregado a la comercialización de rosas a través de una económica circular del sub producto orgánico.

2. Mercurio

2.1. *Características generales*

El mercurio es un elemento químico natural que se encuentra en la corteza de la tierra. En la tabla periódica, está representado con el símbolo "Hg" y su número atómico es 80. Las principales características mencionadas por la US EPA (s.f), son (tabla 1):

Tabla 1

Principales características del mercurio

	Mercurio
Número CAS	7439-97-6
Punto de Fusión	-38.829 ° C, -37.892 ° F, 234.321 K
Punto de ebullición	356.619 ° C, 673.914 ° F, 629.769 K
Densidad (g cm ⁻³)	13.5336
Masa atómica relativa	200.592

Estado a 20 °C	Líquido
Radio covalente	1.32
Radio atómico	2.23
Valencia	1,2
Electronegatividad	1.9
Configuración electrónica	[Xe] 4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6s ²

Fuente: Haynes, 2015

El mercurio en el medio acuático se puede encontrar de tres diferentes formas: mercurio elemental (Hg₀), mercurio inorgánico (Hg²⁺), el cual puede presentarse hidratado o formando un compuesto de coordinación con cloruros, sulfuros, hidróxidos o con materia orgánica disuelta y mercurio orgánico, en forma de monometil mercurio, siendo esta última la más perjudicial (ATSDR, 2016).

Es considerado como un contaminante de mayor riesgo para el ser humano y el ambiente debido a su alta acumulación y persistencia en todos los ecosistemas (Beldowska et al., 2016). En el ser humano suele producir desequilibrios en el sistema nervioso, afectación de la función renal y tiene la capacidad de causar alteraciones cromosómicas (OMS, 2011). En cuanto a su impacto ecológico, los peces y las aves son las más afectadas, debido a la capacidad de biomagnificación a través de la cadena alimentaria y los principales efectos son las bajas tasas de crecimiento y desarrollo, disminución de la supervivencia y comportamiento errático (Servicio Nacional de Parques, s.f.).

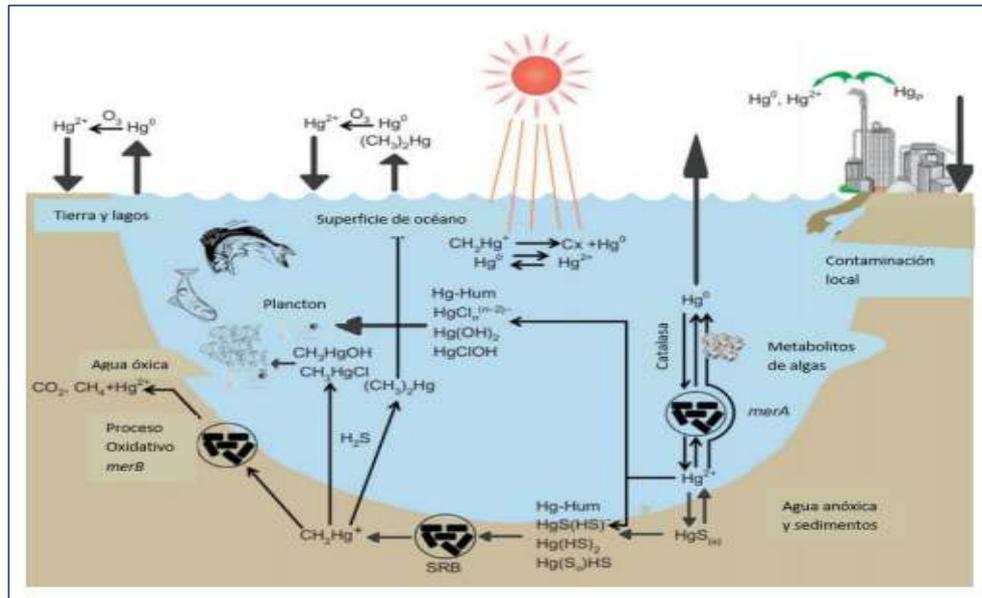
2.2. *Ciclo biogeoquímico del mercurio*

En este ciclo se busca explicar los diferentes intercambios producidos entre la atmósfera, suelo y agua, bajo los diversos estados físicos y especies químicas. En la figura 1 se observa que su actividad se inicia después de ser emitido en la corteza terrestre, pasando al aire, agua y suelo, en donde finalmente llega a los

organismos vivos, escalando en la cadena alimentaria para terminar en el ser humano(Bustamante,2020).

Figura 1

Ciclo biogeoquímico del mercurio



Fuente: De, Dash, y Das, 2014

3. Normativa local

- **Ley General Del Ambiente, Ley N° 28611.** Tiene como objeto establecer un marco legal para la gestión ambiental en el Perú, estableciendo lineamientos para garantizar un ambiente sano y equilibrado para el desarrollo humano (Ley N° 28611, 2005).
- **Valores Máximos Admisibles de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario, D.S. N° 010-2019-VIVIENDA y sus respectivas modificatorias.** Tiene como objeto reglamentar las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario para contribuir al cuidado de la infraestructura sanitaria en general, asegurando así el tratamiento de aguas residuales. El

valor máximo admisible para mercurio de 0.02 mg/L (Decreto Supremo N° 010-2019-VIVIENDA, 2019).

- **Decreto Supremo N°020-2021-MINAM del Ministerio del Ambiente. Plan de Estándares de Calidad Ambiental (ECA) y Límites Máximos Permisibles (LMP) para el periodo 2021-2023.** Los primeros basados en valores de concentración de ciertos contaminantes en el cuerpo receptor, incluyendo al mercurio en cada una de sus categorías, mientras que los segundos, permiten establecer la concentración de distintos parámetros que al ser excedida podría causar daños al ser humano y ambiente. (Decreto Supremo N°020-2021-MINAM,2021)

4. Métodos para la eliminación de metales pesados

4.1. *Métodos convencionales*

Con el objetivo de eliminar los metales pesados del agua, se han utilizado diversas tecnologías (tabla 2), sin embargo, en la mayoría de los casos, resultan poco viables debido a su baja eficiencia y/o alta generación de lodos (Sarria-Villa et al., 2020).

Tabla 2

Tecnologías convencionales para la remoción de metales pesados

Tratamiento	Descripción	Referencia
Intercambio iónico	Permite una separación física de iones, los cuales no se alteran químicamente. Estos se transfieren a una matriz, se liberan iones de un tipo diferente, pero de igual carga. Implica altos costos de instalación y las resinas son	Yousef y Zewail, 2015

	<p>susceptibles a la oxidación, formación de precipitados y compuestos orgánicos.</p>	
Electrodiálisis	<p>Uso de membranas intercambiadoras para separar sustancias iónicas en disolución a través de una diferencia de potencial. Presenta problemas por obstrucción de la membrana a causa de la materia coloidal y la precipitación química de sales.</p>	Grijalva et al.,2020
Extracciones orgánicas	<p>Permite la separación de moléculas específicas, es aplicado cuando las concentraciones del metal son elevadas, la principal desventaja es la necesidad de grandes volúmenes de agentes disolvente y su poca eficiencia a bajas concentraciones.</p>	Miranda,2017
Tecnología de membranas	<p>Se basa en la presión hidrostática, generando el paso del líquido hacia una membrana semipermeable, separando las sustancias contaminantes. Tiene una alta eficiencia de remoción, pero también elevados costos de operación y mantenimiento.</p>	Sarria-Villa et al.,2020
Precipitación química	<p>Reside en la adición de algún reactivo iónico a la disolución metálica, con el objetivo de formar un compuesto insoluble con el ion metálico. Se genera un gran volumen de lodos.</p>	Rosique, 2013

4.2. Biosorción

La biosorción se define como la retención de diferentes especies químicas por una determinada biomasa (inerte o viva), a través de distintos mecanismos. Consta de una fase sólida, conocida como biosorbente y una fase líquida en donde se encuentran las especies disueltas, las cuales serán retenidas por el sólido hasta establecer un equilibrio entre las dos fases (Volesky y Holan, 1995; Rosique, 2013). Desde la década de los 90, se han desarrollado estudios con énfasis en la eliminación de metales pesados, determinando que cada biomasa tiene características específicas para la biosorción y que esta se ve influenciada por distintos parámetros como el pH o la presencia de otros iones (Schiewer y Volesky, 1995). Lo más atractivo es su bajo costo operativo frente a los tratamientos convencionales, su alta eficacia y su baja producción de lodos (Afroze y Sen, 2018). En la tabla 3 se mencionan las ventajas y desventajas de las biomazas en el proceso de adsorción de iones metálicos.

Tabla 3

Ventajas y desventajas en los procesos de biosorción

Ventajas	Desventajas
Biomasa Inerte	
No necesita nutrientes	Rápida saturación.
No tiene influencia metabólica	Muy sensible al pH.
No se encuentra limitada por la toxicidad	El estado de valencia no puede ser alterado biológicamente.

Los metales pueden recuperarse de manera sencilla.	Las especies organometálicas no son degradadas.
Adsorción rápida y eficiente	La eficiencia es limitada debido a la carencia de metabolismo.
Biomasa viva	
Los compuestos organometálicos cambian su estado de valencia y se pueden degradar.	Necesidad de nutrientes para el crecimiento.
Posibilidad de manipulación genética para mejorar la eficiencia.	Es limitado debido a la formación de uniones intracelulares.
Se puede usar más de un organismo simultáneamente.	Al ser un proceso que implica el uso de biomasa viva, el modelo resulta difícil.

Fuente: Tejada-Tovar et al. 2015

5. Mecanismos en los procesos de biosorción

5.1. *Intercambio iónico*

Este mecanismo se manifiesta debido a la carga eléctrica del adsorbato, la cual permite el enlace de otros iones sobre los sitios activos presentes en la superficie del adsorbente (Ortiz, 2020). En este proceso, la fuerza de enlace de los cationes dependerá de su valencia, tamaño molecular y de las características del adsorbente (Driss, 2010).

5.2. *Fisiorción y Quimisorción*

La adsorción física o fisiorción resulta ser un proceso rápido y reversible, contemplando interacciones intermoleculares entre el ión y la superficie del

adsorbente, en donde predominan las fuerzas de Van der Waals. (Ortiz, 2020). En cuanto a la adsorción química o quimisorción, existe una interacción muy específica y fuerte entre los centros activos del adsorbato y adsorbente, en donde se precisa una transferencia de electrones (Pastrana y Mora, 2017). Para una mejor diferenciación de los mecanismos, se presenta la tabla 4. En el caso de iones metálicos, es posible que ocurran mecanismos que involucren interacciones tanto físicas como químicas. Además, la disponibilidad del ion metálico para formar algún tipo de estas interacciones dependerá de su especiación química (Cuizano, 2018).

Tabla 4

Diferencias entre la adsorción física y química

Adsorción física	Adsorción química
Dominio de fuerzas de Van der Waals	Interacciones químicas
Adsorción inferior a 20 KJ.mol ⁻¹	Adsorción superior a 20 KJ.mol ⁻¹
Fácil desorción	Desorción compleja
Baja especificidad	Alta especificidad
Energía de activación baja	Energía de activación alta
Depende más del adsorbato	Depende más del adsorbente.

Fuente: Adaptado de Wagner, 2007.

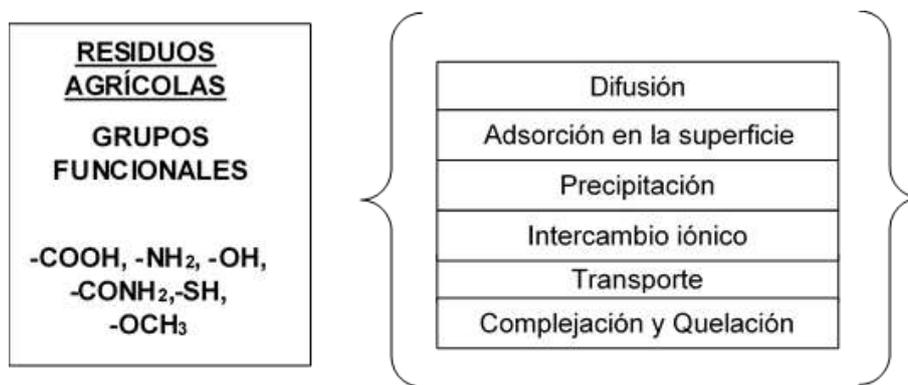
5.3. Otros mecanismos

Adicionalmente a los mecanismos mencionados, deben considerarse también, la precipitación y complejación. El primero de ellos, está asociado a un mecanismo de defensa de algunos microorganismos, los cuales originan sustancias que producen la precipitación de los contaminantes de interés (Volesky y Holan, 1995) y la segunda, la complejación, se define como la unión

entre el adsorbente y el metal mediante la formación de complejos en la superficie del material (Miranda, 2017). Según Thomas et al. (2009), la mayor parte de los procesos de adsorción se dan de manera simultánea, por lo que resulta difícil determinar cuál predomina en cada caso. No obstante, la presencia de algunos mecanismos particulares dependerá del tipo de adsorbente utilizado, en la figura 2 se presenta los mecanismos observados en la adsorción mediante residuos agrícolas.

Figura 2

Mecanismos de adsorción asociados a residuos agrícolas



Fuente: Adaptado de Farooq et al., 2010.

6. Factores que influyen en el proceso de biosorción

El proceso de biosorción se ve influenciado por diversos factores, a continuación, se detallan los más importantes.

6.1. pH

Se considera clave en el proceso de adsorción, debido a que tiene la capacidad de afectar la especiación del metal ya que los iones hidrógeno son fuertes competidores de los adsorbatos e influyen en la ionización de los grupos funcionales superficiales. El efecto es distinto en cationes y aniones. En el caso

de los cationes, el proceso de biosorción se ve favorecido cuando el valor de pH es superior a 4.5 (Schiewer y Volesky, 1995; Schiewer y Volesky, 1996); mientras que, para los aniones, el proceso de biosorción se ve favorecido cuando el valor de pH se encuentra entre 1.5 y 4 (Kuyucak y Volesky, 1989).

Existen tres diferentes formas en las que el pH logra influenciar el proceso de biosorción de metales: la primera de ellas, es la modificación del estado químico del sitio activo en la superficie del biosorbente debiéndose a que los grupos ácidos tienen la tendencia de liberar protones, sobre todo en medios básicos, mientras que los grupos básicos tienen a captarlos cuando el medio es ácido, originándose tanto cargas positivas como negativas en la superficie del biosorbente. La segunda, se ve relacionada al deterioro de la estructura del biosorbente debido a valores extremos del pH, produciendo una reducción de la capacidad de biosorción. La tercera, está relacionada directamente a la especiación del metal (Schiewer, 1996).

6.2. *Tiempo de equilibrio*

Se define al tiempo de equilibrio como aquel tiempo en el cual el biosorbente llega a la saturación, por lo cual, resulta primordial alcanzar dicho momento antes de evaluar la cinética del proceso (Ortiz, 2019). El mecanismo de eliminación del metal contempla cuatro pasos: la migración del ión metálico hasta la superficie del adsorbente, la difusión en la capa superficial, la fijación en el grupo activo y la difusión dentro de la estructura adsorbente (Miranda, 2017).

6.3. *Temperatura*

El efecto de la temperatura depende directamente de la termodinámica del proceso, la adsorción física (entalpía <0) es exotérmica y se ve beneficiada por

bajas temperaturas, en cambio, la adsorción química (entalpía >0) resulta ser una reacción endotérmica y por ende, se ve favorecida por altas temperaturas. (Sánchez et al., 2020)

6.4. *Tamaño de partícula*

El tamaño de las partículas de la biomasa es otro parámetro a considerar, ya que las partículas de granulometría menor, es decir, las partículas con un menor diámetro de partícula realizan la adsorción del metal de una manera más rápida y en mayor medida, esto se debe a que se origina una mayor área superficial específica disponible para la retención de los iones metálicos (García, 2014).

6.5. *Concentración de adsorbente y adsorbato*

El incremento de la concentración de adsorbente aumenta la cantidad de sitios activos incrementando la cantidad de iones removidos, sin embargo, reduce el Q_{max} . Cuanto menor es la concentración del adsorbente, la relación catión /biosorbente será mayor, generando una alta cantidad de catión retenido hasta alcanzar la saturación. Por lo contrario, al aumentar la concentración del adsorbente existe la posibilidad de que se cubran los sitios activos por lo que disminuiría los cationes retenidos. En cuanto a la concentración del adsorbato, cuando esta aumenta, también aumenta la capacidad de adsorción debido al gradiente de concentración del metal, pero disminuye la eficiencia de remoción (Driss, 2010; Afroze y Sen, 2018).

6.6. *Tratamiento de la biomasa*

El tratamiento de la biomasa juega un papel notable durante los procesos de adsorción. Una de las metodologías utilizadas es la limpieza de la biomasa, en donde se busca eliminar las impurezas presentes en la superficie del

biosorbente, evitando que interfieran el acceso de los cationes a los centros activos. Se realiza por medio de ácidos, bases y compuestos orgánicos (Kapoor y Viraraghavan, 1998).

Otra forma de aumentar la capacidad del adsorbente es a través de su modificación química, alterando su composición y transformando compuestos específicos. Se obtiene gracias a la acción de detergentes, bases, diferentes compuestos orgánicos y temperatura, logrando eliminar aquellos compuestos que entorpecen el acceso del catión a los centros activos (Kuyucak y Volesky, 1989). Así mismo, existen métodos enfocados a la unión con el metal en el centro activo aplicando bases o sales, los cuales se basan en la facilitación de procesos de intercambio iónico a través de la unión de distintos cationes a los centros activos favoreciendo la adsorción de cationes metálicos (Satiroglu et al., 2002).

6.7. Sistema de contacto

Para el estudio de procesos de biosorción, se tienen dos técnicas, ambas para la determinación en laboratorio: experimentos en batch o sistemas discontinuos y los experimentos en columnas o sistemas continuos. La elección de una u otra técnica dependerá del objetivo de la investigación. En la mayoría de los casos, se opta por trabajar en sistema batch, debido a la velocidad del proceso y la facilidad de trabajo en una escala muy pequeña. En cuanto, a los experimentos en columnas, se usan para determinar las mejores condiciones de operación del proceso real (Driss, 2010).

7. Biosorbentes

Existen numerosos materiales que pueden ser utilizados como biosorbentes, en la tabla 5 se detallan los principales biosorbentes según su origen.

Tabla 5

Principales biosorbentes según su origen

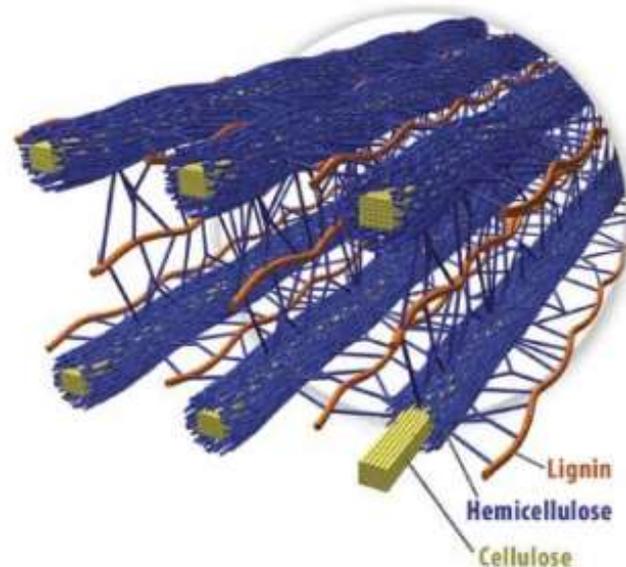
Biosorbentes	Descripción
Bacterianos, a base de algas u hongos	Su alta eficiencia radica en la presencia de distintos grupos funcionales en la pared celular. Su principal obstáculo se encuentra en los costos generados para alcanzar las condiciones de crecimiento y nutrientes (Rosique, 2013).
Residuos lignocelulósicos (orgánicos y/o agroindustriales)	Se generan en la industria agrícola y provienen de partes vegetales como los tallos, hojas y cáscaras. Compuestos principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina, las que, a su vez, contienen diferentes grupos funcionales como el alcohol, aldehídos, fenoles, éteres y cetonas (Carbajal-Flórez y Marulanda, 2020). Se consideran una alternativa más económica pero igual de eficiente que los carbones activados comerciales (Malik et al., 2016).
Convencionales	En esta categoría se encuentran los carbones activados, alúmina activada, arenas y zeolitas. Requieren tratamiento previo y, una vez usados, necesitan regenerarse para recuperar todas sus propiedades. Se caracterizan por formar interacciones del tipo van der Waals. Su costo y acceso aún es elevado (Valladares-Cisneros et al., 2016).

7.1. *Residuos lignocelulósicos*

La biomasa lignocelulósica está conformada por tejidos cuyas células se caracterizan por tener una pared celular formada por fibrillas de celulosa formando capas incrustadas de hemicelulosa y lignina (figura 3). Además, existen componentes inorgánicos y otras moléculas como: hidratos de carbono simples, alcaloides, pectinas, terpenos, saponinas, polifenoles, gomas, resinas, grasas y ácidos grasos. (Rubin, 2008).

Figura 3

Disposición espacial de hemicelulosa, celulosa y lignina



Fuente: Brandt et al., 2013

a. Lignina

La lignina se encuentra entre un 15 - 40 % dependiendo de la especie vegetal, siendo el tercer biopolímero más abundante. Tiene como función estructural la consolidación de las fibras de celulosa y está conformada por un alto número de grupos hidroxilo (Gutiérrez et al., 2020).

b. Celulosa

La celulosa es un polímero cristalino que cumple una función estructural en la pared celular primaria de las plantas y representa aproximadamente entre el 35% a 50% del peso seco de toda materia vegetal. Está compuesta por unidades de glucosa unidas entre sí por enlaces β -1,4-O-glucosídicos y se caracteriza por tener un grado alto de polimerización (Wojtusik, 2019).

c. Hemicelulosa

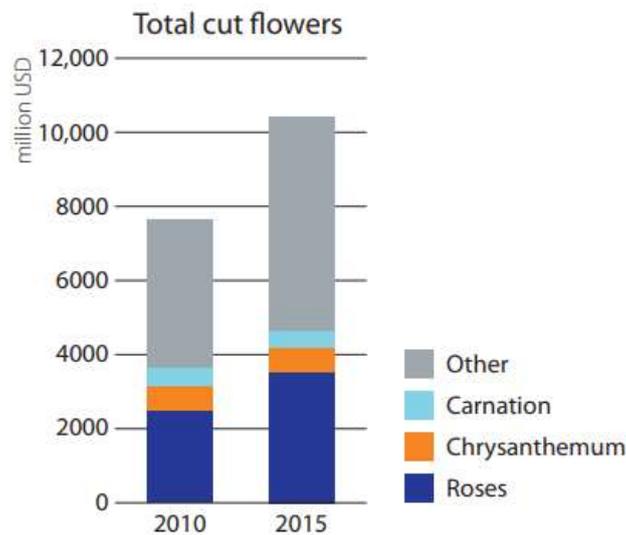
Se considera el polisacárido más común después de la celulosa, representando alrededor del 20-35% de la biomasa. Está conformado por unidades de D-xilosa, D-manosa, D-galactosa, D-glucosa, L-arabinosa, entre otros. Estos azúcares se caracterizan por tener cadenas más cortas y ramificadas, lo que facilita su hidrólisis. Tiene un grado de polimerización no mayor a los 200 monómeros (Malik et al., 2016).

8. Tallos de rosas como biosorbente

Cuando se contempla el uso de tallos de rosa como biosorbente es primordial verificar su generación y disponibilidad en el mercado en forma de residuo. Según Malik et al. (2017), los residuos o sub productos orgánicos resultan muy prometedores para el tratamiento de aguas residuales, principalmente a su abundancia y renovabilidad. El Mapa Mundial de la Floricultura de Rabobank, publicado el 2016, en colaboración con Royal Flora Holland, muestra las tendencias globales en la floricultura. En la figura 4, se detalla las exportaciones mundiales de acuerdo con los principales tipos de flores en el periodo 2010-2015.

Figura 4

Exportación por tipo de flor a nivel mundial, 2010 vs. 2015



Fuente: Rabobank Food and Agribusiness, 2016

Se logra evidenciar a la rosa como el género predominante en el mercado mundial. De acuerdo con el último censo de floricultores realizado por el Ministerio de Agricultura y Riego en 1998, había 445 hectáreas orientadas exclusivamente a la producción de flores, pertenecientes a 3180 productores, sin embargo, hoy en día no se tiene un número exacto (Olazábal et al., 2013). El 2016, según Vásquez y Montoya (2018), se exportó solo a Estados Unidos un total de 40402.37 toneladas de rosas correspondientes a un valor de 222462.98 dólares frente a un total de 11894.37 toneladas de otras flores. En cuanto a la taxonomía, el género rosa pertenece a la clase de las magnoliopsidas, su clasificación se detalla en la tabla 6.

Tabla 6

Taxonomía de la Rosa sp.

Rosa sp	
Reino:	Plantae
División:	Magnoliophyta
Clase:	Magnoliopsida.
Subclase:	Rosidae
Orden:	Rosales.
Familia:	Rosaceae
Subfamilia:	Rosoideae
Género:	Rosa.
Especie:	Rosa híbrida
Nombre científico:	Rosa sp.

Fuente: Adaptado de Jácome (2011)

9. Modelización de los procesos de equilibrio

Para comparar las capacidades de adsorción de distintos biosorbentes, el proceso es expresado a través de las isothermas de adsorción, las cuales representan la cantidad de adsorbato en la superficie del adsorbente, en función de su concentración en la solución o fase gaseosa, a temperatura constante y en equilibrio (Cuizano, 2018). La determinación de la capacidad de adsorción (Q_e) es usando la siguiente ecuación:

$$Q_e = \frac{V \cdot (C_o - C_e)}{S}$$

En donde, Q_e es la Capacidad de adsorción (mg/g), V es el volumen de la solución (L), S es cantidad de biosorbente (g), C_o es la concentración inicial del

adsorbato en la solución (mg/L) y C_e es concentración en el equilibrio del adsorbato en la solución (mg/L).

9.1. *Isoterma de Langmuir*

En este modelo se asume que todos los centros activos de adsorción son equivalentes y que la unión del adsorbato a la superficie es independiente de la existencia de espacios próximos disponibles. Además, el proceso se limita a una monocapa y no se muestra interacciones entre las moléculas adsorbidas (Jain et al., 2016; Pastrana y Mora, 2017).

Se representa mediante:

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{Q_{\max} \cdot K_L} + \frac{1}{Q_{\max}} \cdot C_e$$

En donde, C_e es la concentración del adsorbato en solución en el equilibrio (mg/L), Q_{\max} es la máxima capacidad de adsorción (mg/g) y K_L es la constante de equilibrio, expresada en L/mg.

Para una mejor evaluación del modelo, se utiliza el parámetro de Langmuir (R_L), el cual indica si el proceso es reversible, favorable o desfavorable y debe ser cuantificado a través de las concentraciones iniciales (C_0) del proceso de adsorción (Kaman et al., 2017).

$$R_L = \frac{1}{(1 + k_L \cdot C_0)}$$

En donde, si $R_L = 0$ el proceso es irreversible; si $0 < R_L < 1$ el proceso es favorable; y si $R_L > 1$ el proceso es desfavorable.

9.2. *Isoterma de Freundlich*

Este modelo permite describir el proceso no ideal y reversible para adsorbentes con superficies heterogéneas. Es usada para describir la adsorción en multicapa sin distribución uniforme de energía en una superficie heterogénea (Jain et al., 2016; Nikiforova y Kozlov, 2016). Se expresa linealmente a través de:

$$\text{Log } Q_e = \text{Log } K_f + \frac{1}{n} \text{Log } C_e$$

En donde, Q_e es la cantidad del adsorbato por gramo de adsorbente en equilibrio (mg. g^{-1}); C_e es la concentración del adsorbato en equilibrio (mg. L^{-1}); K_f es la constante de Freundlich (mg. g^{-1}) y n es la intensidad de adsorción.

El parámetro K_f es una constante que representa la capacidad de adsorción y n describe que tan favorable es el proceso de adsorción, ambos deben ser cuantificados mediante los datos de ajuste de la regresión lineal (Dada et al., 2012).

10. Modelos cinéticos de adsorción

Los modelos cinéticos posibilita explicar la adsorción dentro de un proceso específico, a través del cálculo de la velocidad de la adsorción de contaminantes en el medio acuoso (Tejada-Tovar et al., 2015).

10.1. *Modelo pseudo-primer orden*

Este modelo fue propuesto por Lagergren y es utilizado comúnmente para la fase líquida, está basado en la diferencia de concentraciones de adsorbato existentes entre la fase líquida y en la superficie del adsorbente en el equilibrio (Jafari y Cheraghi, 2014).

Se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Log}(Q_e - Q) = \log(Q_e) - \frac{k_1}{2.303} t$$

En donde, t es el tiempo en minutos, Q_e es la cantidad de adsorbato sorbido en el equilibrio y k_1 es la constante de equilibrio en min^{-1} .

10.2. *Modelo pseudo-segundo orden*

La cinética de adsorción puede ser descrita también a través del modelo de pseudo-segundo orden de Ho y McKay, en el cual la adsorción ocurre predominantemente en centros activos quimisorbidos y supone que los iones metálicos son adsorbidos en dos sitios activos. Al igual que el modelo de pseudo primer orden, se aplica para soluciones acuosas (Pastrana y Mora, 2017).

El modelo se expresa linealmente como:

$$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{k_2 Q_e^2} + \frac{t}{Q_e}$$

En donde, k_2 es la constante de equilibrio de la adsorción de pseudo-segundo orden ($\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$); Q_t y Q_e , son las capacidades de adsorción en un tiempo t y en equilibrio, respectivamente ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$).

10.3. *Modelo cinético de Weber y Morris*

El modelo de difusión intraparticular es aplicable para describir el proceso de adsorción cuya velocidad está limitada por la difusión del adsorbato en los poros de adsorbente, no dependiendo de la velocidad de agitación, pero sí de la granulometría y de la concentración inicial de adsorbato (Hassan,2016).

Este modelo se ve representado por:

$$Q_e = K_d \times t^{0.5}$$

En donde, K_d es la constante de difusión intraparticular ($\text{mg.g}^{-1}.\text{min}^{-0.5}$), la cual puede ser calculada a través de la pendiente de las regiones lineales de las gráficas Q_e vs $t^{0.5}$, si la línea recta pasa por el origen, señala que la velocidad del proceso está limitada únicamente por la difusión intraparticular.

III. OBJETIVOS

11. Objetivo general

- Evaluar la biosorción estática de mercurio (II) mediante biomasa residual de tallos de rosa modificada (*Rosa* sp.) en disoluciones acuosas.

12. Objetivos específicos

- Caracterizar la biomasa residual de tallos de rosa modificada para su potencial uso como biosorbente de mercurio (II).
- Determinar el tratamiento químico más eficiente sobre la biomasa residual de tallos de rosa para la biosorción de mercurio (II) en disoluciones acuosas.
- Determinar el efecto de la concentración de adsorbato y pH en la capacidad de adsorción de mercurio (II) por la biomasa residual de tallos de rosa modificada en disoluciones acuosas.
- Evaluar la cinética del proceso de adsorción de mercurio (II) por la biomasa residual de tallos de rosa modificada en disoluciones acuosas, ajustando los resultados a los modelos de pseudo-primer orden, pseudo-segundo orden y al modelo cinético de Weber y Morris.

- Comparar la eficiencia de desorción de mercurio (II) mediante HNO_3 y HCl a distintas concentraciones en la biomasa residual de tallos de rosa modificada.

IV.METODOLOGÍA

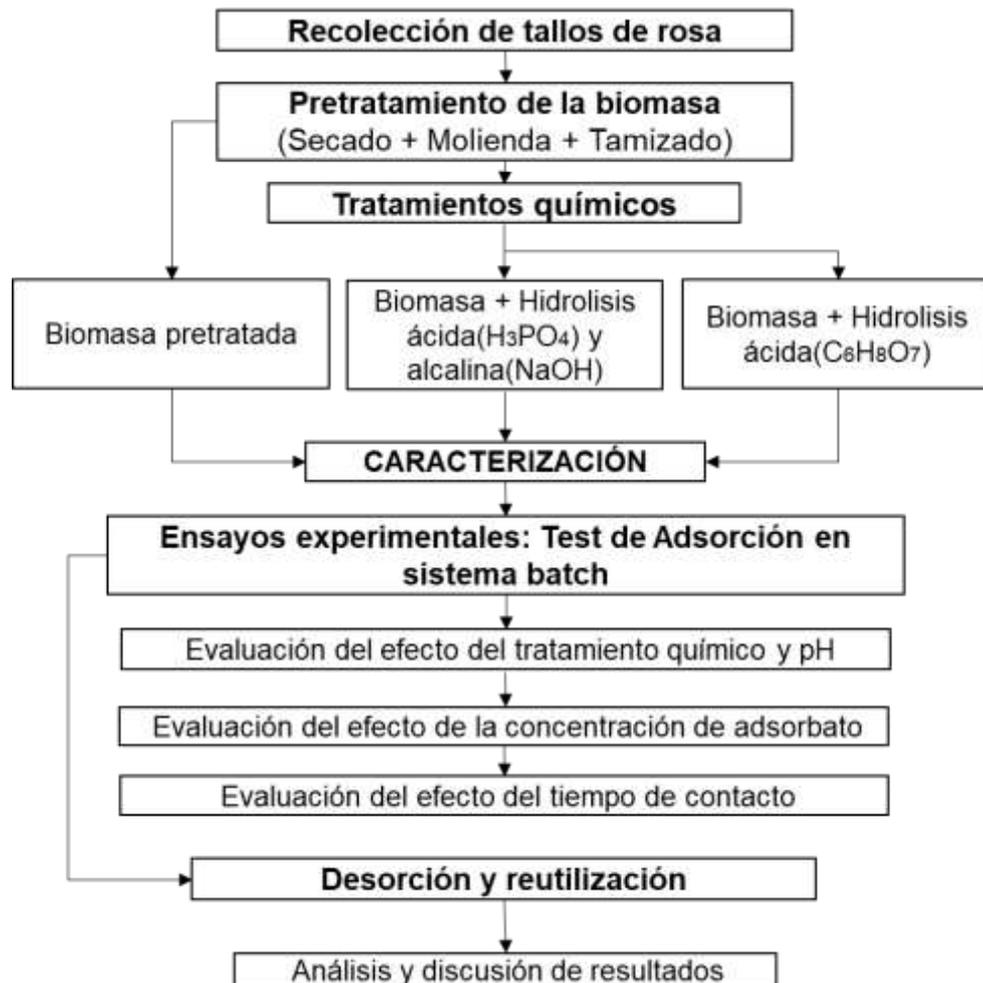
El presente trabajo tuvo como unidad de estudio al tallo de rosas, residuo común en el comercio de flores, como biosorbente en la remoción de mercurio (II) en disoluciones acuosas. El diseño de la investigación es experimental y tiene un nivel explicativo. Se empleó la prueba de normalidad Shapiro–Wilk (tamaño de muestra < 40) y homogeneidad de varianzas de Levene, para determinar el uso de pruebas paramétricas o no paramétricas (anexo 11). Posteriormente, estos datos fueron evaluados por medio de la prueba de análisis de varianza (ANOVA) para determinar diferencias significativas entre los distintos tratamientos y luego fue contrastado a través de la prueba POST HOC de Tukey. Cuando no se cumplió con las condiciones de normalidad y homocedasticidad, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. En la figura 5 se presenta la metodología empleada, la cual se desarrolló en los laboratorios de Ingeniería Ambiental y Forestal de la Universidad Científica del Sur, con excepción de la cuantificación de mercurio (II).

El análisis estadístico fue aplicado tanto para la etapa de caracterización de biomásas como para los ensayos de adsorción y desorción, desarrollándose mediante el programa estadístico SPSS 22. Para la correcta ejecución experimental se siguió la Instrucción Operativa IOP SQ 36(Manejo de Mercurio, sus derivados y residuos) del Servicio Integrado de Prevención y Salud laboral de la Universidad Politécnica de Valencia, en donde se detalla las precauciones

durante la manipulación de mercurio y las condiciones para el manejo seguro (Oficina verde, s.f.).

Figura 5

Metodología experimental empleada



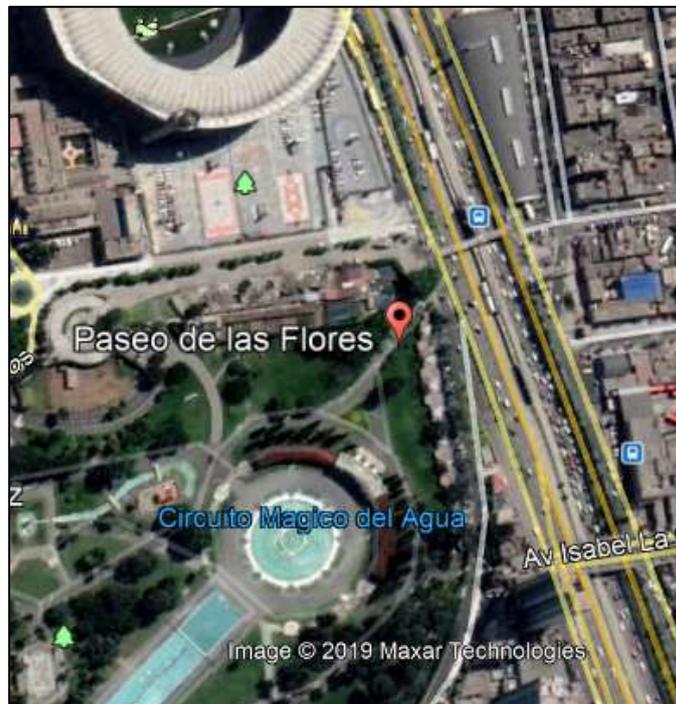
13. Recolección de tallos de rosa

La recolección de la biomasa se realizó a partir de los residuos de tallos de rosa (*Rosa* sp.) generados por la florería “Amalia” ubicada en el stand N° 05 del Paseo de flores en la urbanización de Santa Beatriz, distrito de Cercado de Lima, con coordenadas: Latitud:12° 4'10.03"S, Longitud:77° 1'55.73"O, Lima – Perú (figura

6). Una vez recolectados, se eliminaron las partes de la planta que no son parte de la unidad de estudio, y se procedió a la determinación del peso.

Figura 6

Ubicación de la Florería “Amalia”



Fuente: Extraído de Google Earth Pro

14. Pretratamiento de la biomasa

Se adaptó la secuencia utilizada por Ordóñez y Moreno (2013), utilizando un tamaño de partícula inferior a 1 mm.

Los tallos de rosa fueron secados durante 7 días a temperatura ambiente, tomando como referencia de un secado óptimo inicial a la facilidad de ruptura del tallo, una vez secado, se cortaron en trozos de un tamaño no mayor a 10 cm por medio de tijeras de poda y se continuó con el secado en estufa (Thermo Scientific) durante 3 horas a 102°C. Una vez secos, se realizó la molienda en una licuadora multifunción marca Thomas y se llevó nuevamente a estufa durante 2 horas a 102°C para asegurar un secado óptimo. Finalmente, se

estabilizó en un desecador a temperatura ambiente. Se procedió al tamizado, mediante un juego de tamices A.S.T.M. (2 mm, 1 mm, 0.3 mm, 0.212 mm y 0.125 mm) para la obtención de la granulometría deseada. A partir de allí, la biomasa residual de tallos de rosa fue guardada en contenedores herméticos, con el fin de evitar el aumento del contenido de humedad. Con los datos obtenidos se llevó a cabo un análisis diferencial para determinar la eficiencia en el proceso de obtención de biomasa. Tras realizar el pretratamiento a la biomasa de tallos de rosa se le denominó “BRTP”.

15. Tratamientos químicos de la biomasa

La BRTP fue modificada con dos diferentes tratamientos químicos: hidrolisis ácida y alcalina.

15.1. Hidrolisis ácida y alcalina

El primer tratamiento estuvo basado en la activación química mediante ácido fosfórico (H_3PO_4) e hidróxido de sodio (NaOH), propuesta por Stella (2014).

El segundo tratamiento también es activación química solo utilizando ácido cítrico.

- **Hidrolisis ácida:** La BRTP fue modificada mediante una reacción de hidrolisis ácida. Se le añadió una disolución de ácido fosfórico (G.T ,85%, de Aris) a una concentración 2.0 M a 80°C en agitación a 360 RPM (agitadores magnéticos Cimarec marca Thermo Scientific) durante una hora. Posteriormente, se procedió al filtrado en vacío, para luego ser secada durante 24 horas en estufa a 100°C, estabilizando la temperatura ambiente en el desecador.
- **Hidrolisis alcalina:** La BRTP obtenida tras la hidrolisis ácida se lavó consecutivas veces (hasta alcanzar pH neutro) y se trató con NaOH (P.A ,99%,

de Merck) a una concentración de 0.1 M durante 60 minutos. Posteriormente, se filtró y el exceso de NaOH se eliminó enjuagando la biomasa reiteradas veces con agua destilada hasta lograr un pH neutro. Finalmente, se secó a 50°C en estufa durante 24 horas para luego ser estabilizada en el desecador. A partir de aquí, a la biomasa obtenida se le denominará “BRTM02”.

15.2. Hidrolisis ácida

El segundo tratamiento estuvo basado en la aplicación de ácido cítrico ($C_6H_8O_7$), metodología propuesta por Pitsari et al. (2013). Se añadió la BRTM02 en una solución de ácido cítrico (USP, 99.5%, de Kceli) a una concentración de 0.6 M, usando una relación: sólido / líquido de 1 g: 5 mL, se dejó en agitación a 360 RPM durante 2 horas a una temperatura de 60°C (Cimarec marca Thermo Scientific). Finalmente, se filtró a través de un matraz Kitasato y una bomba de vacío, enjuagándose con agua destilada hasta obtener un pH neutro y secándose en estufa durante 24 horas a 55 °C. Denominado a la biomasa obtenida “BRTM01”.

16. Caracterización de las biomásas

16.1. Método Klason: Lignina

Es uno de los métodos más usados para la cuantificación de Lignina y se basa en la utilización de ácido sulfúrico para la hidrolisis de la celulosa y otros polisacáridos. Se siguió el procedimiento indicado por Hatfield et al. (1994). Se realizaron 3 réplicas por ensayo. Primero, se realizó el lavado de 0.5 g de la biomasa con 5 mL de etanol al 80% a 80°C en periodos de 30 minutos, hasta obtener un sobrenadante incoloro. El objetivo de este lavado es lograr la eliminación de compuestos que puedan interferir en el proceso de hidrolisis. Se dejó secar en estufa a baja temperatura y luego se pesó 0.1 g en tubos de

ensayo. Seguidamente, a cada tubo se le agregó 3 mL de H₂SO₄ al 72% y se dejó incubar en baño maría a 30°C durante 1 hora. Posteriormente, las muestras se diluyeron hasta una concentración de 5% y se calentaron a 120°C durante 1 hora. Transcurrido el tiempo, las muestras se enfriaron a temperatura ambiente. Luego, se filtró el sobrenadante a través de un papel filtro de microfibra de vidrio de 5 cm (marca Samiex). Se secó el papel filtro en estufa a 90°C y se procedió a pesar el material. El contenido de lignina (%) se cuantificó mediante la diferencia porcentual entre el peso seco final del papel filtro y el peso seco inicial.

16.2. Método de Van Soest y Robertson: hemicelulosa y celulosa

Se siguió el procedimiento descrito por D'Acunha (2015), metodología propuesta por Van Soest y Robertson (1991). Se realizaron 3 réplicas por ensayo.

- **Detergente neutro (DN)**: Para la obtención del detergente neutro se mezclaron 1.36 g de borato de sodio decahidratado y 3.72 g de EDTA en 100 mL de agua destilada a 50°C bajo agitación constante. Posteriormente, se agregaron 6 g de lauril sulfato de sodio y 2 mL de etilenglicol. Paralelamente, en otro vaso de precipitación, se disolvió 0.912 g de fosfato de sodio anhidro en 50 mL de agua destilada a 50°C. Finalmente, ambas disoluciones se mezclaron y se añadió 50 mL de agua destilada, encontrándose el pH en un rango de entre 6.8 y 7.
- **Detergente ácido (DA)**: Para la obtención del detergente ácido se disolvió 4 g de bromuro de cetiltrimetilamonio (99%, de HIMedia) en 200 mL de ácido sulfúrico 2 M bajo agitación constante. Para la cuantificación de hemicelulosa se agregaron 50 mg de la biomasa en tubos de ensayo (10mL), se añadió 5 mL de una disolución de DN y se dejó en agitación constante por 1 h a 100°C.

Transcurrido el tiempo, se separó el sobrenadante y se enjuagó el residuo con 5 mL de agua destilada y con 3 mL de acetona para luego ser secado en estufa a 105°C. El residuo obtenido fue pesado y se le añadió 5 mL de una disolución de DA y se ejecutó el mismo procedimiento realizado con el DN. El contenido de hemicelulosa (%) se determinó a través de la diferencia entre los pesos de los residuos del DN y DA.

Para la cuantificación de celulosa se colocó el residuo seco obtenido después del lavado con el DA y se adicionó 3 mL de H₂SO₄ al 72%. Se realizó una extracción durante 3 horas (renovando el ácido a cada hora). Finalmente, se enjuagó el residuo con 3 mL de agua y acetona para su posterior secado en estufa a 100°C. La celulosa (%) se determinó a través de la diferencia de los pesos de los residuos del DA y H₂SO₄.

16.3. Determinación de la cantidad de humedad y cenizas

Se empleó la norma ASTM F2103-01(2003). Se pesó 0,5 g de la muestra y se secó en estufa a 105°C, hasta obtener un peso constante, posteriormente se dejó enfriar en el desecador:

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

Donde: m_i es la masa inicial absorbente antes de ingresar a la estufa y m_f es la masa después de enfriar la muestra.

En la determinación del contenido de cenizas, la muestra seca obtenida después de la determinación de la humedad se sometió a combustión a 800°C durante 6 horas en la mufla(Thermo Scientific), posteriormente la muestra se procedió a enfriar para luego pesarse. Se realizaron 3 réplicas por ensayo.

16.4. Densidad aparente y real

La densidad aparente se determinó por medio del método de la probeta (Atarés, s.f.). Se colocó una cantidad de biomasa conocida en una probeta de 100 mL y se golpeó la probeta para eliminar el aire. Finalmente, se midió el volumen ocupado por la biomasa en la probeta:

$$\delta_{aparente} = \frac{m}{v}$$

Donde: m es la masa (g) y v es el volumen del biosorbente dentro de la probeta en mL.

Para el cálculo de la densidad real, inicialmente se pesó el picnómetro vacío (balanza analítica NBL214i marca Adam, d: 0.0001 g) para luego ser llenado con 1 g de biomasa y realizar un segundo pesaje. Posteriormente, el picnómetro fue llenado hasta el enrase con agua destilada y se pesó nuevamente. Finalmente, se pesó el picnómetro únicamente con el líquido (CEDE, s.f.):

$$\delta_{real} = \frac{m}{(P_1 - P_2) + m} \times \delta L$$

Donde: m es la masa del biosorbente (g); P₂ es el peso del picnómetro más el líquido (g); P₁ es el peso del picnómetro más la biomasa y el líquido (g) y δL es la densidad del líquido (agua destilada) (g/mL).

16.5. Porosidad

Es primordial porque el tamaño de los poros determina la facilidad de paso del adsorbato hacia la superficie interna del adsorbente. La porosidad % se determina mediante la siguiente fórmula (Rodríguez, 2010):

$$\varepsilon = \frac{\delta_{real} - \delta_{aparente}}{\delta_{real}} \times 100 \%$$

16.6. Punto de carga cero (PZC)

Los análisis de PZC se desarrollaron de acuerdo con la metodología descrita por Amaringo y Hormaza (2013). Se colocaron 50 mL de agua destilada en Erlenmeyers, ajustando el pH entre 3 y 11, mediante HCl 0.1 M e NaOH 0.1 M. Seguidamente, se agregó 0.5 g de cada una de las biomasas y se agitó durante 48 horas (Vortex PSU-10i marca Boeco) a temperatura ambiente. Finalmente, se determinó el valor del pH final (Gro line HI9814 marca Hanna). El PZC es el punto donde la curva generada en el gráfico de pH final vs pH inicial corta a la diagonal. Se realizaron 3 réplicas por ensayo.

16.7. Determinación de grupos funcionales (método Boehm)

El procedimiento se realizó de acuerdo a la metodología de Boehm (Driss, 2010). Este método tiene como objeto la determinación de grupos funcionales oxigenados presentes en la superficie del adsorbente a través de titulaciones ácido-base, basándose en la neutralización de grupos ácidos a través de distintas bases como NaHCO_3 , Na_2CO_3 y NaOH. Se realizaron 3 réplicas por ensayo. Se colocó un 1 gramo de cada una de las biomasas con 50 mL de las bases nombradas en el párrafo anterior, a una concentración de 0.1 N para la neutralización. Las muestras fueron agitadas durante 48 horas en frascos completamente herméticos. Posteriormente, después de filtrar las disoluciones, se valoraron 10 mL de la disolución filtrada con ácido clorhídrico 0.1 N en presencia de naranja de metilo para la valoración de NaHCO_3 , Na_2CO_3 y de fenolftaleína para el caso de NaOH. El cálculo de la base neutralizada se obtuvo a partir de:

$$\text{Grupo funcional} \left(\frac{\text{Meq}}{\text{biomasa(g)}} \right) = \left(N_{\text{base}} - \left(\frac{NHCl \times VHCl}{10} \right) \times 50 \right)$$

En donde V_{HCl} se encuentra en cm^3 . Para el cálculo de las concentraciones de cada grupo funcional:

- Grupos carboxílicos fuertes = $[NaHCO_3]$
- Grupos carboxílicos débiles = $[Na_2CO_3] - [NaHCO_3]$
- Grupos fenólicos = $[NaOH] - [Na_2CO_3]$

Para la determinación de los grupos básicos se siguió la misma secuencia, poniendo en agitación 1 gramo de biomasa en 50 mL de HCl a 0.1N y se tituló 10 mL del filtrado con hidróxido de sodio a 0.1 N en presencia de fenolftaleína.

17. Ensayos de adsorción

Los ensayos se realizaron en discontinuo (sistema batch). Para la elaboración de disoluciones de mercurio se preparó inicialmente una disolución stock de 1000 mg/L de iones de Mercurio a partir de Cloruro mercúrico ($HgCl_2$) de grado analítico (Merck) con agua bidestilada (Aquaplast Technologies Perú S.A.C). Las disoluciones de mercurio a utilizar fueron preparadas por dilución a partir de la solución stock. Para los ensayos de adsorción, se adaptó la metodología propuesta por Cabrera (2018). Primero, se colocó en vasos de precipitado (capacidad de 250mL) 150 mL de una disolución de mercurio (II). A cada disolución se le agregó 0.25 gramos de biomasa y se midió el pH (Gro line HI9814 marca Hanna) para luego ser ajustado al valor correspondiente. La mezcla se agitó a 150 RPM y a una temperatura de 298 K durante un tiempo determinado. Transcurrido el tiempo, se dejó sedimentar durante 10 minutos y se filtró a través de papel filtro N°4 (Whatman N° 4 de 125mm). Una vez obtenida la solución filtrada, se cuantificó la concentración de mercurio (II) residual. Cada ensayo se realizó por triplicado.

La cuantificación de mercurio (II) estuvo a cargo del laboratorio INCALAB DEL PERU S.A.C., bajo la norma SMEWW-APHA-AWWA-WEF 3030 K, 3125B, 23rd Ed. 2017 Preliminary Treatment of Samples. Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry (ICP-MS) Method (anexo 4). Las muestras fueron recolectadas en contenedores plásticos, rotuladas y refrigeradas a menos de 6°C. Una vez cuantificada la concentración residual, se determinó el porcentaje de remoción:

$$\text{Remoción \%} = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100$$

Donde: C_o es la concentración inicial de mercurio (II) y C_f es la concentración final de mercurio (II) (residual) después del proceso de adsorción. Así mismo, se calculó la capacidad de adsorción (Q_e).

17.1. Evaluación del efecto del tratamiento químico y pH

Para el estudio de la influencia de los tratamientos químicos y el pH, se trabajó con las 3 diferentes biomasas (BRTP, BRTM01 y BRTM02) y a distintos valores de pH (3.5, 4.5 y 5.5). Para esta etapa, se consideró una concentración inicial de mercurio (II) de 10 mg/L y un tiempo de contacto de 60 minutos. Los resultados obtenidos se consideraron para los ensayos posteriores.

17.2. Evaluación del efecto de la concentración de adsorbato

Con el objeto de determinar el efecto de la concentración de adsorbato sobre el proceso de biosorción, esta prueba se realizó con cinco distintas concentraciones iniciales de mercurio (II): 1, 5, 10, 15, 20, 25 y 30, mg/L respectivamente. Tras los ensayos, los datos obtenidos se ajustaron a los modelos de Langmuir y Freundlich. Los resultados obtenidos se consideraron para los ensayos posteriores.

17.3. Evaluación del efecto del tiempo de contacto

Con el fin de evaluar el efecto del tiempo de contacto se realizaron ensayos a diferentes intervalos de tiempo (15, 30, 60, 120 y 240 minutos), asegurando así el equilibrio. Tras los ensayos, los datos obtenidos se ajustaron a los modelos de pseudo-primer orden, pseudo-segundo orden y al modelo cinético de Weber y Morris. Los resultados obtenidos se consideraron para los ciclos adsorción/desorción.

18. Desorción y reutilización

Para evaluar la reutilización de la biomasa a base de tallos de rosa en futuros procesos de adsorción, se adaptó la metodología de ciclos de adsorción y desorción planteada por Li (2019) y Bisla et al. (2020). Para el presente estudio, se cuantificó únicamente la remoción de mercurio (II) después de cada proceso de adsorción. Se realizaron 4 ciclos de adsorción/desorción. Los ensayos se desarrollaron bajo las condiciones operacionales más eficientes obtenidas en las etapas previas. Para el proceso de desorción, se colocó 20 mL del compuesto químico en contacto con la BRTM01 en un vaso de precipitado de 50 mL durante 60 minutos y bajo agitación a 175 RPM. Se trabajó con HNO₃ y HCl a diferentes concentraciones, 1 y 0.5 mol/L, respectivamente. Después de cada ciclo, la biomasa fue lavada con agua destilada y secada a 50°C. Se realizaron 3 réplicas por ensayo.

V. RESULTADOS

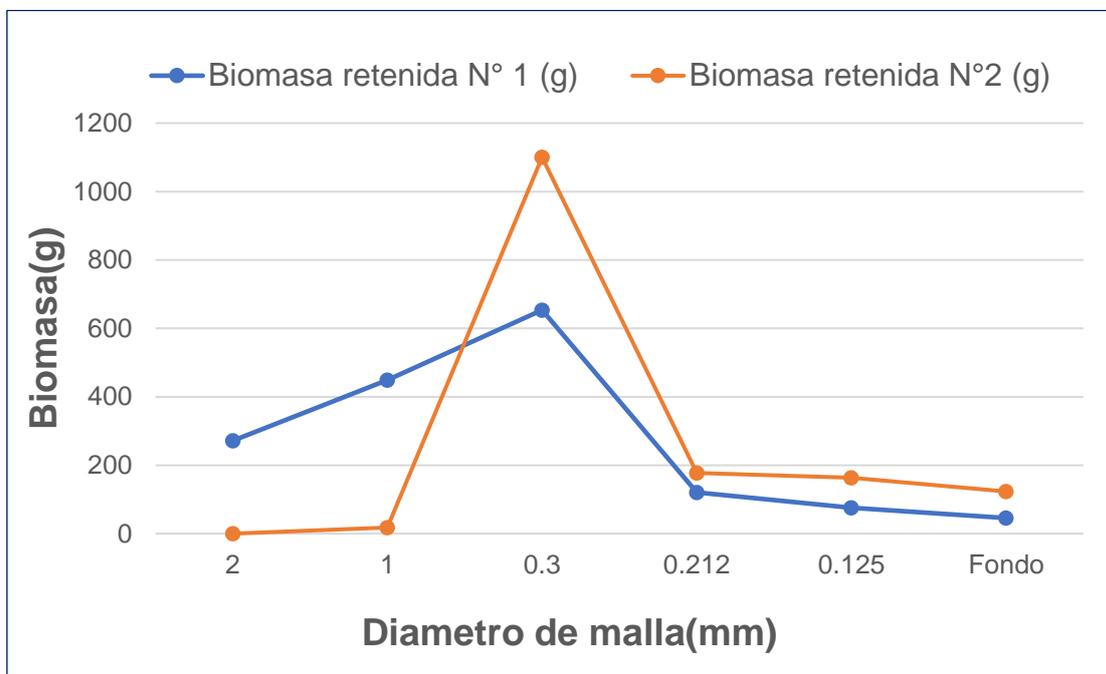
19. Caracterización

19.1. *Análisis diferencial*

Para obtener mayor biomasa residual de tallos de rosa con un diámetro menor a 1 mm se realizaron dos operaciones de tamizado de manera secuencial. La biomasa residual de tallos de rosa total con diámetro menor a 1 mm tras las operaciones de secado, molienda y tamizado fue de 1563.72 gramos, existiendo una pérdida total de 63.79 % (60.54% correspondiente al pretratamiento y tamizado N°1, y 3.25% correspondiente al tamizado N°2) respecto a la biomasa inicial recolectada. En la figura 7 se muestra los análisis diferenciales efectuados.

Figura 7

Análisis por tamizado (biomasa retenida en gramos)



La composición granulométrica de la biomasa obtenida (tabla 7) fue de 69.5% para partículas con diámetro entre 1 mm y 0.3 mm, 11.2% para un diámetro entre

0.3 mm y 0.212 mm, 10.3% para un diámetro entre 0.212 mm y 0.125 mm y 7.8% para diámetros inferiores a 0.125 mm.

Tabla 7

Análisis diferencial N°2

Análisis diferencial N°2				
Diámetro de malla (mm)	Biomasa retenida N°2 (g)	% retenido	% acumulado retenido	% que pasa
2	0	0.0%	0%	100%
1	18.12	1.1%	1%	98.9%
0.3	1100.1	69.5%	71%	30.5%
0.212	177.6	11.2%	82%	88.8%
0.125	163.18	10.3%	92%	89.7%
Fondo	122.84	7.8%	100%	-
Total	1581.84			

En la figura 8, se observa una vista (3.5X) de la biomasa residual de tallos de rosa después del pretratamiento a través del estereoscopio NIKON SMZ445, evidenciándose una aparente alta porosidad.

Figura 8

Vista 3.5x de la biomasa residual de tallos de rosa pretratada



19.2. Tratamientos químicos

Tras la obtención de BRTP, se procedió a la ejecución de los tratamientos químicos. En la figura 9 se observa un rendimiento de 26.68 % (90.46% respecto a la BRTP) y 4.72% (68.51% respecto a la BRTP) para el tratamiento con ácido cítrico (BRTM01) y tratamiento con hidrolisis ácida y alcalina (BRTM02), respectivamente. Se observó también una variación en la coloración en cada una de ellas (figura 10).

Figura 9

Rendimiento en la generación de BRTP, BRTM01 y BRTM02

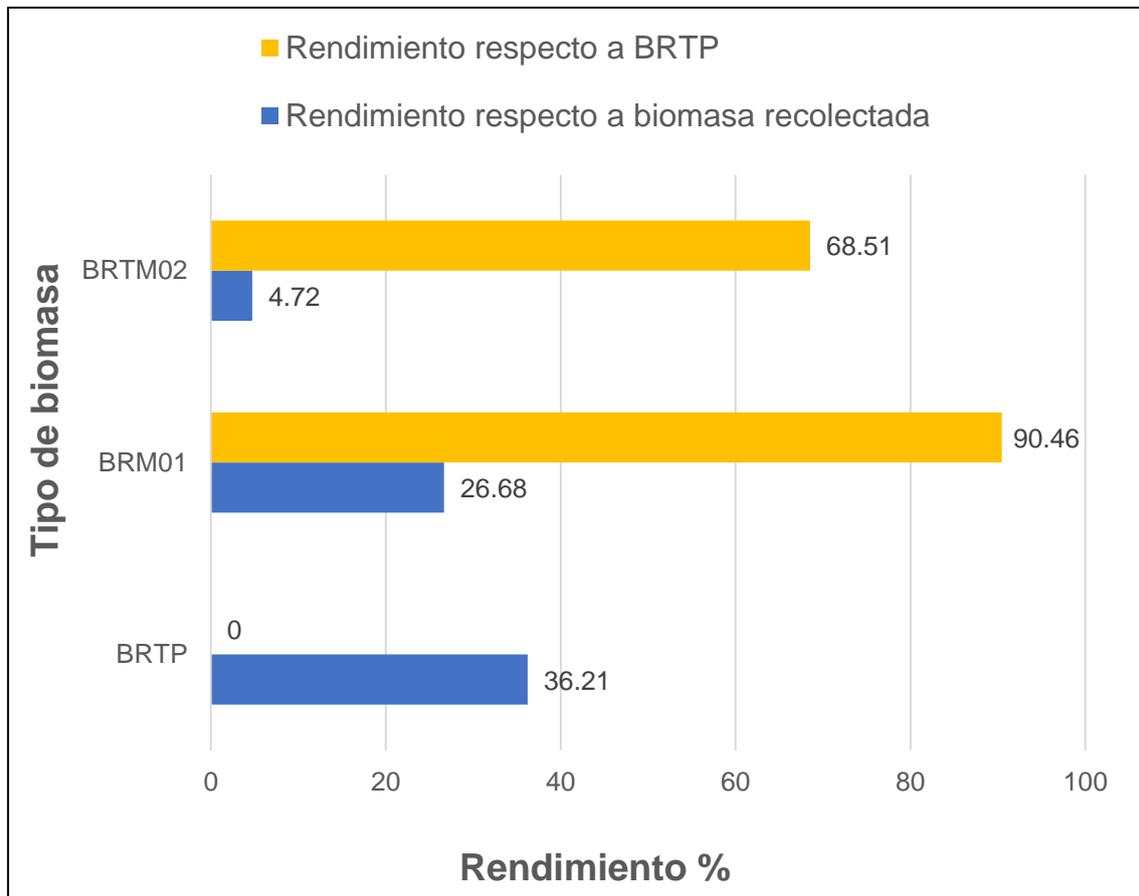
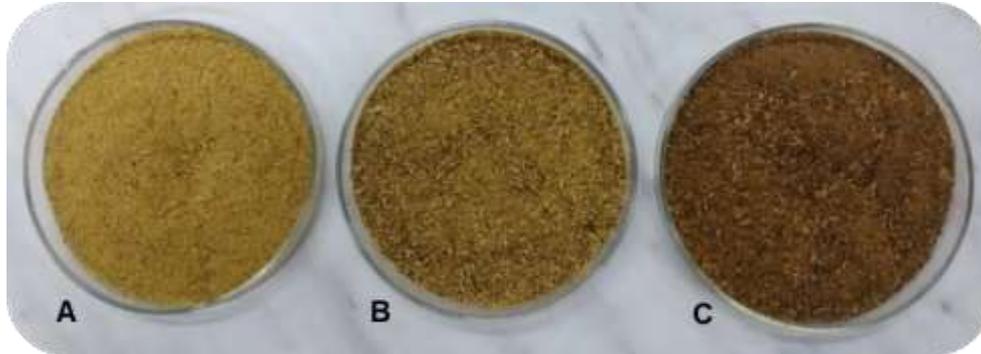


Figura 10

Diferencias de coloración entre BRTP, BRTM01 y BRTM02



Nota. A: BRTP, B: BRTM01 y C: BRTM02

19.3. Contenido de humedad y cenizas

En la tabla 8 se detalla el contenido de humedad % y cenizas % de cada una de las biomásas. El análisis mostró diferencias significativas para la BRTP, tanto para el contenido de humedad como cenizas, encontrándose valores superiores respecto a las otras dos biomásas.

Tabla 8

Contenido de humedad y cenizas

Biomasa	Humedad %	Cenizas %
BRTP	5.12 ± 0.75	1.56 ± 0.19
BRTM01	2.12 ± 0.84	0.42 ± 0.10
BRTM02	1.54 ± 0.37	0.22 ± 0.04

19.4. Densidad aparente, densidad real y porosidad

Los resultados de densidad aparente (g/mL), densidad real (g/mL) y porosidad (%) se reportan en la tabla 9. Se evidencia una mayor porosidad para BRTM01, seguida de BRTM02 y, por último, BRTP. El análisis demostró que existen

diferencias significativas entre la BRTP y la BRTM01 para los parámetros mencionados.

Tabla 9

Densidad aparente, densidad real y porosidad

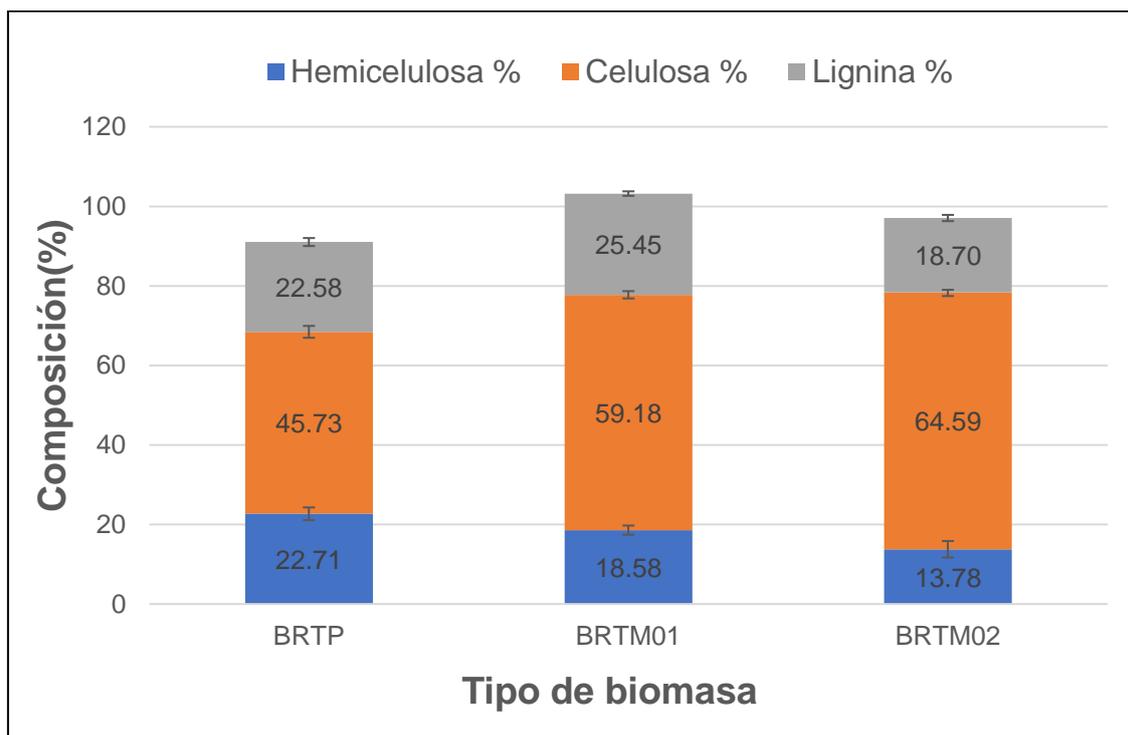
Biomasa	Densidad aparente (g/mL)	Densidad real (g/mL)	Porosidad (%)
BRTP	0.24 ± 0.003	1.19 ± 0.020	80.25 ± 0.10
BRTM01	0.20 ± 0.001	1.32 ± 0.016	85.11 ± 0.27
BRTM02	0.21 ± 0.003	1.23 ± 0.011	82.96 ± 0.08

19.5. Contenido de hemicelulosa, celulosa y lignina

En la figura 11 se presenta el contenido de hemicelulosa, celulosa y lignina para cada una de las biomásas.

Figura 11

Contenido de hemicelulosa, celulosa y lignina



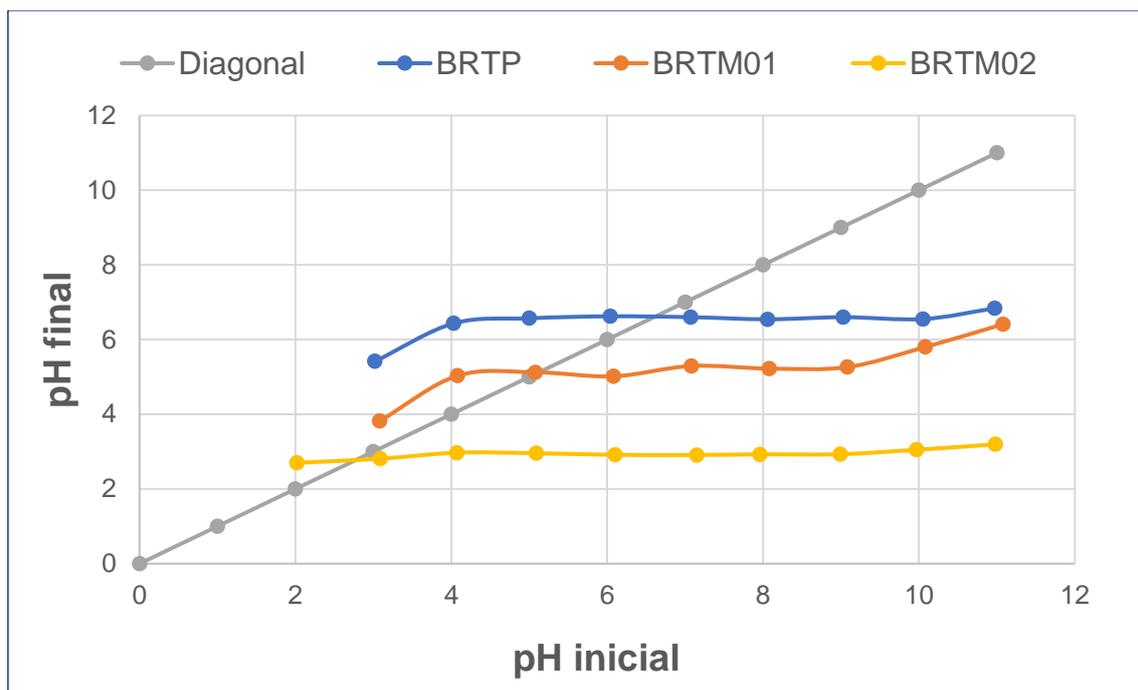
El análisis detallado se presenta en el anexo 5. Se encontraron diferencias significativas entre la BRTP y BRTM02 para hemicelulosa % y en cada una de las biomásas para celulosa % y lignina %.

19.6. Punto de carga cero (PZC)

La finalidad de determinar el punto de carga cero es conocer el pH en el que la remoción de iones mercurio (II) se ve beneficiada. En la figura 12 se observa los puntos de carga cero de cada una de las biomásas, obteniéndose un valor de PZC de 6.4, 5.04 y 2.09 para la BRTP, BRTM01 y BRTM02, respectivamente.

Figura 12

Punto de carga cero (PZC)



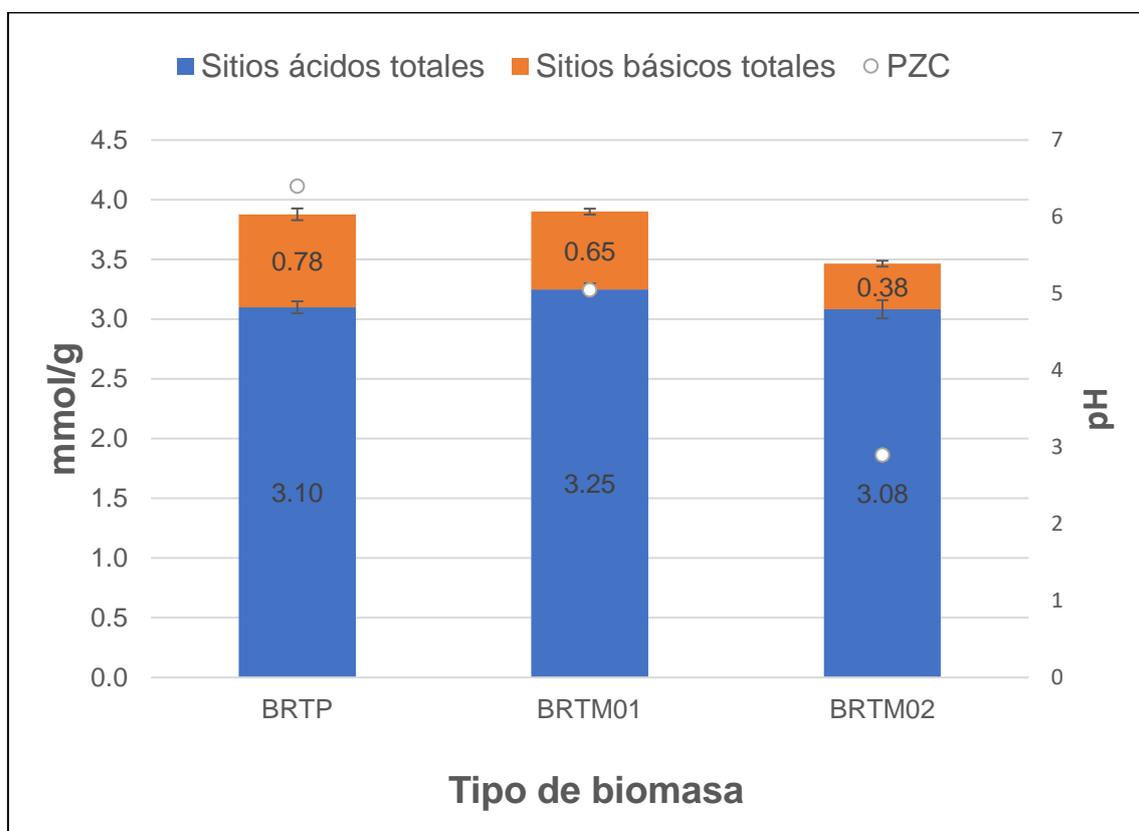
19.7. Sitios ácidos y básicos

En la figura 13 se describe el total de sitios ácidos y básicos de cada una de las biomásas. El análisis demostró diferencias significativas entre la BRTM01 y la BRTM02 para el total de sitios ácidos. En cuanto al total de sitios básicos, se

evidenció diferencias significativas entre la BRTP y BRTM02. Los resultados confirman un carácter ácido para las tres biomásas. La BRTP contiene un 20.1% de grupos básicos y 79.9% de grupos ácidos, la BRTM01 un 16.67% de grupos básicos y 83.33% de grupos ácidos, mientras que la BRTM02 contiene un 10.98% y 89.02% para grupos básicos y ácidos, respectivamente.

Figura 13

Sitios ácidos y básicos totales



En la tabla 10 se muestra la composición de los grupos funcionales dentro del total de grupos ácidos de cada una de las biomásas, evidenciando diferencias significativas entre la BRTP y BRTM02 para los grupos carboxílicos fuertes. No se encontraron diferencias significativas para los grupos carboxílicos débiles ni fenólicos.

Tabla 10

Composición de grupos ácidos

Biomasa	Grupos carboxílicos fuertes(mmol/g)	Grupos carboxílicos débiles(mmol/g)	Grupos fenólicos(mmol/g)
B RTP	0.07 ± 0.03	1.52 ± 0.06	1.52 ± 0.12
B RTM01	0.35 ± 0.05	1.47 ± 0.03	1.43 ± 0.06
B RTM02	0.42 ± 0.03	1.58 ± 0.08	1.08 ± 0.12

20. Ensayos de adsorción

20.1. *Efecto del tratamiento químico y pH*

Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 11 y figura 14. El análisis completo se encuentra detallado en el anexo 6. Se encontraron diferencias significativas entre B RTM02: pH 3.5 y B RTM01: pH 4.5, B RTM02: pH 3.5 y B RTM01: pH 5.5 y B RTP: pH 3.5 y B RTM01: pH 5.5.

Tabla 11

Remoción de mercurio (II) % a diferentes valores de pH para B RTP, B RTM01 y B RTM02.

Biomasa	pH	Remoción %	σ_R	Q_e (mg/g)	σ_{Q_e}
B RTM01	5.5	95.79	0.3	5.75	0.02
	4.5	93.39	0.6	5.60	0.04
	3.5	87.81	0.2	5.27	0.01
B RTM02	5.5	87.95	0.4	5.28	0.02
	4.5	86.93	0.9	5.22	0.05
	3.5	43.23	1.8	2.59	0.11

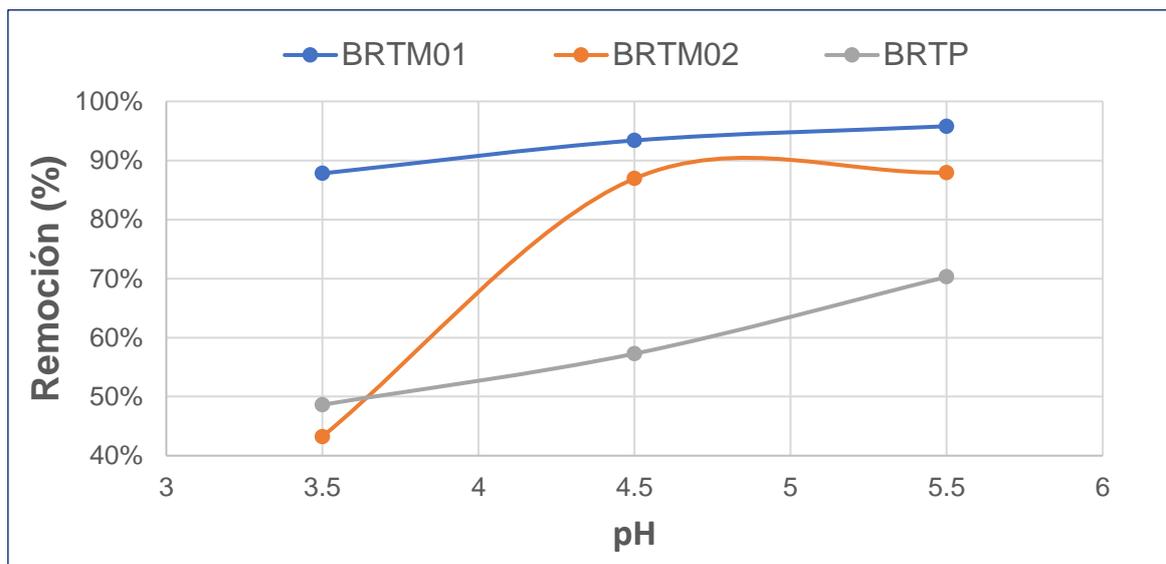
	5.5	70.28	0.9	4.22	0.06
B RTP	4.5	57.27	3.9	3.44	0.23
	3.5	48.63	0.7	2.92	0.04

Nota. Condiciones de ensayo: $C_0=10$ mg/L, RPM=150, biomasa= 0.25 gramos, $V_{solución}= 150$ mL, tiempo de contacto= 60 minutos. En donde, σ_R = desviación estándar de remoción %, Q_e = capacidad de adsorción y σ_{Q_e} = desviación estándar de capacidad de adsorción.

La remoción más eficiente se dio a través de la BRTM01, alcanzando valores de $95.8 \pm 0.3\%$ y una capacidad de adsorción de 5.75 ± 0.02 mg/g a un pH de 5.5.

Figura 14

Evaluación del efecto de pH y tratamiento químico en la remoción de mercurio (II)



20.2. Efecto de la concentración de adsorbato

La mayor remoción de mercurio (II) $93.22 \pm 0.3 \%$ corresponde a una concentración inicial de 5 mg/L y una capacidad de adsorción (Q_e) de 2.8 ± 0.01 mg/g (tabla 12 y figura 15). El análisis completo se detalla en el anexo 7. Se encontraron diferencias significativas entre los grupos de 30 mg/L y 5 mg/L.

Tabla 12

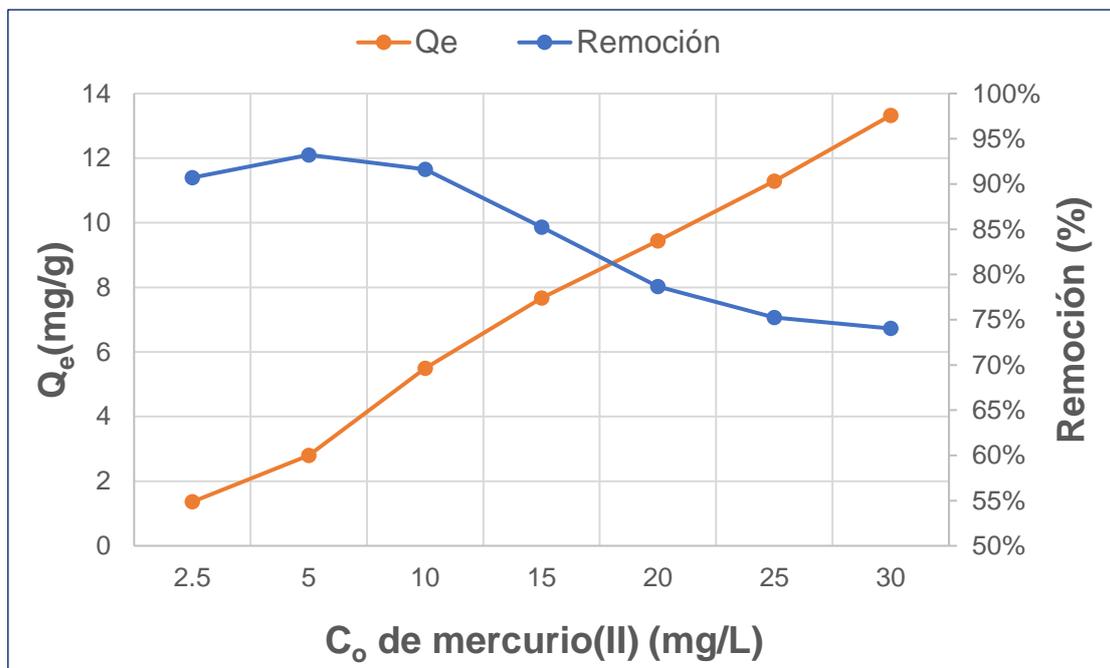
Remoción de mercurio (II) % a diferentes concentraciones iniciales de adsorbato

C_o (mg/L)	Remoción %	σ_R	Q_e (mg/g)	σ_{Q_e}
2.5	90.72	0.4	1.36	0.01
5	93.22	0.3	2.80	0.01
10	91.63	0.1	5.50	0.01
15	85.24	0.1	7.67	0.01
20	78.68	0.4	9.44	0.05
25	75.26	0.3	11.29	0.04
30	74.03	1.2	13.32	0.21

Nota. Condiciones de ensayo: pH=5.5, RPM=150, biomasa= 0.25 gramos, $V_{solución}$ = 150 mL, tiempo de contacto = 60 minutos

Figura 15

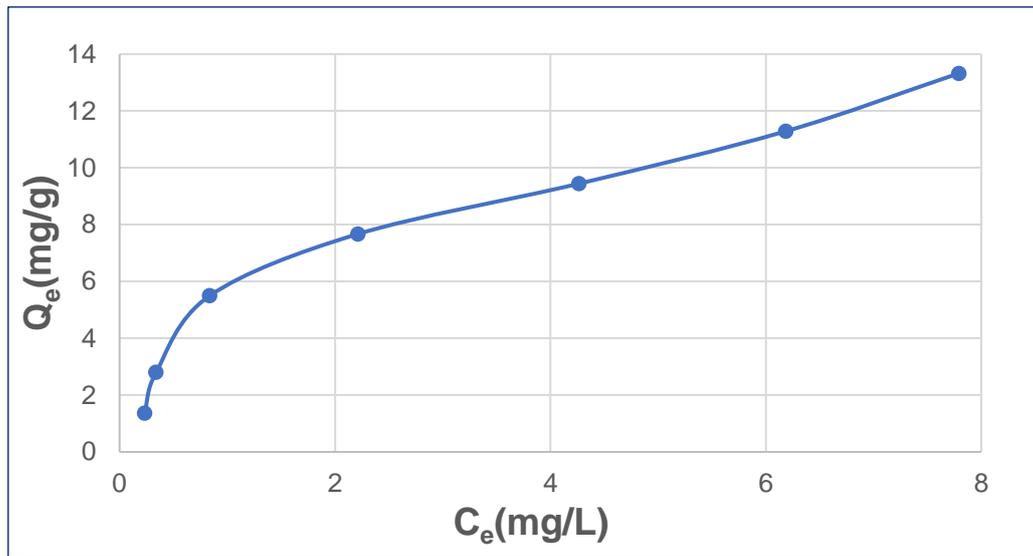
Evaluación del efecto de concentración de adsorbato en la remoción de mercurio (II)



A partir de los datos, se elaboró la isoterma de adsorción en el equilibrio (figura 16) y, posteriormente, se ajustó a los modelos de Langmuir y Freundlich.

Figura 16

Isoterma de adsorción de mercurio (II)



a. Isoterma de Langmuir

En la figura 17 se presenta el modelo linealizado de Langmuir y en la tabla 13 los parámetros obtenidos a partir de este.

Figura 17

Modelo linealizado de la Isoterma de Langmuir

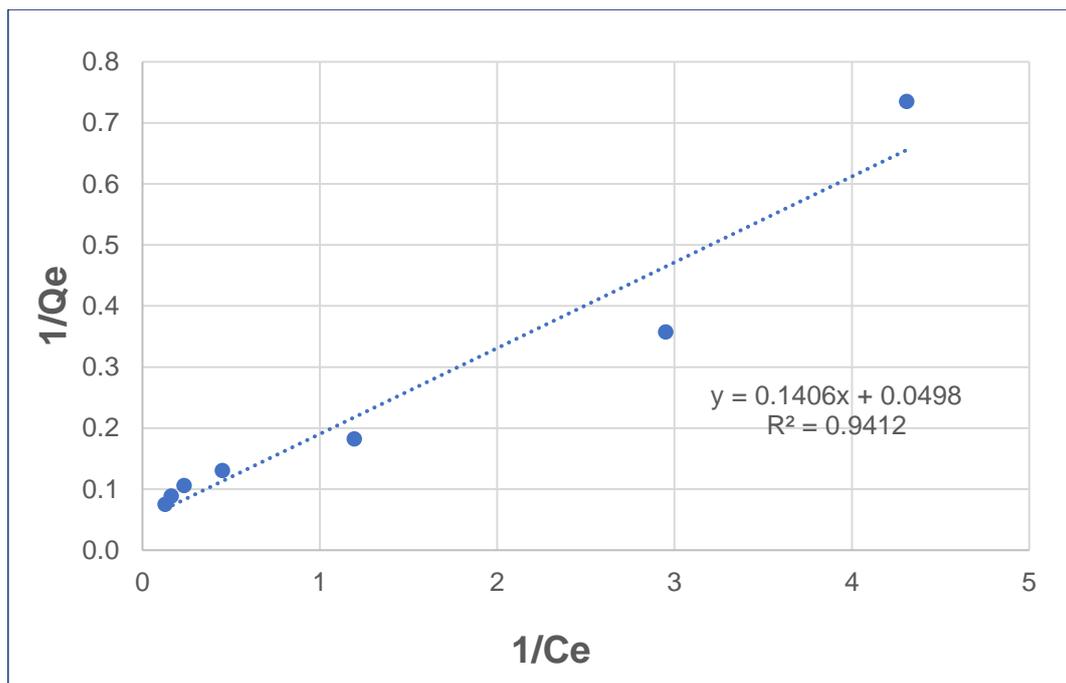


Tabla 13

Parámetros de adsorción de Langmuir

Muestra	Parámetros de adsorción		
	$Q_{max}(mg/g)$	$K_L(L/mg)$	R^2
BRTM01	20.08	0.354	0.9412

b. Isoterma de Freundlich

En la figura 18 se presenta el modelo linealizado y en la tabla 14 los parámetros obtenidos a partir de este.

Figura 18

Modelo linealizado de la Isoterma de Freundlich

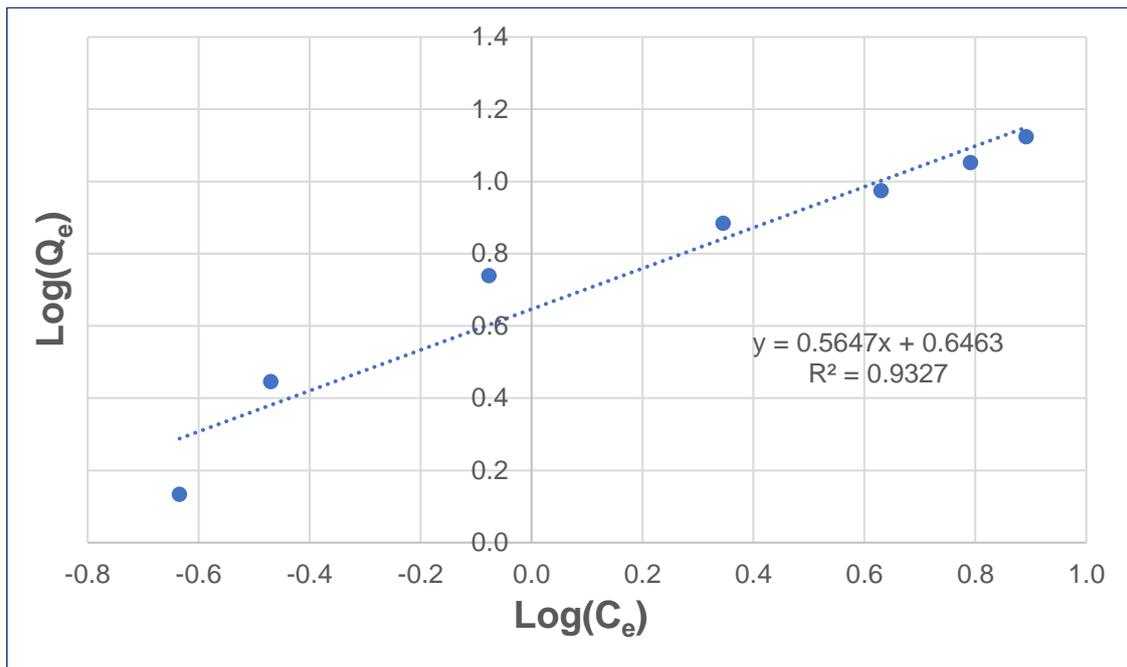


Tabla 14

Parámetros de adsorción de Freundlich

Muestra	Parámetros de adsorción		
	n	$K_F(L/g)$	R^2
BRTM01	1.77	4.43	0.9327

20.3. Efecto del tiempo de contacto

El analizar de la cinética de adsorción permite entender el comportamiento del adsorbente y el mecanismo que rige el proceso. La tabla 15 y figura 19 muestran el comportamiento de la adsorción de mercurio (II) hasta los 240 minutos. Se evidencia una curva exponencial, comportamiento típico de biosorbentes lignocelulósicos. En la primera etapa se observa una adsorción muy rápida (hasta los primeros 60 minutos), seguida de una adsorción mucho más lenta hasta llegar al equilibrio a los 120 minutos con una remoción de $99.57 \pm 0.04 \%$ y una Q_e de 2.99 ± 0.0011 mg/g. El análisis completo se encuentra detallado en el anexo 8. Se encontraron diferencias significativas entre los grupos 15 minutos y 240 minutos.

Tabla 15

Remoción de mercurio (II) % a diferentes tiempos de contacto.

T(min)	Remoción %	σ_R	Q_e (mg/g)	σ_{Q_e}
15	57.32	1.09	1.72	0.0327
30	68.15	0.15	2.04	0.0045
60	92.20	0.07	2.77	0.0021
120	99.57	0.04	2.99	0.0011
240	99.60	0.01	2.99	0.0004

Nota. Condiciones de ensayo: pH=5.5 mg/L, RPM=150, biomasa= 0.25 gramos, $V_{\text{solución}}= 150$ mL, $C_o= 5$ mg/L.

Tras los ensayos del efecto del tiempo de contacto se ajustaron a los modelos de pseudo primer orden, pseudo segundo orden y Weber – Morris, para esto, se utilizaron los datos de la tabla 16.

Figura 19

Evaluación del efecto del tiempo de contacto en la remoción de mercurio (II)

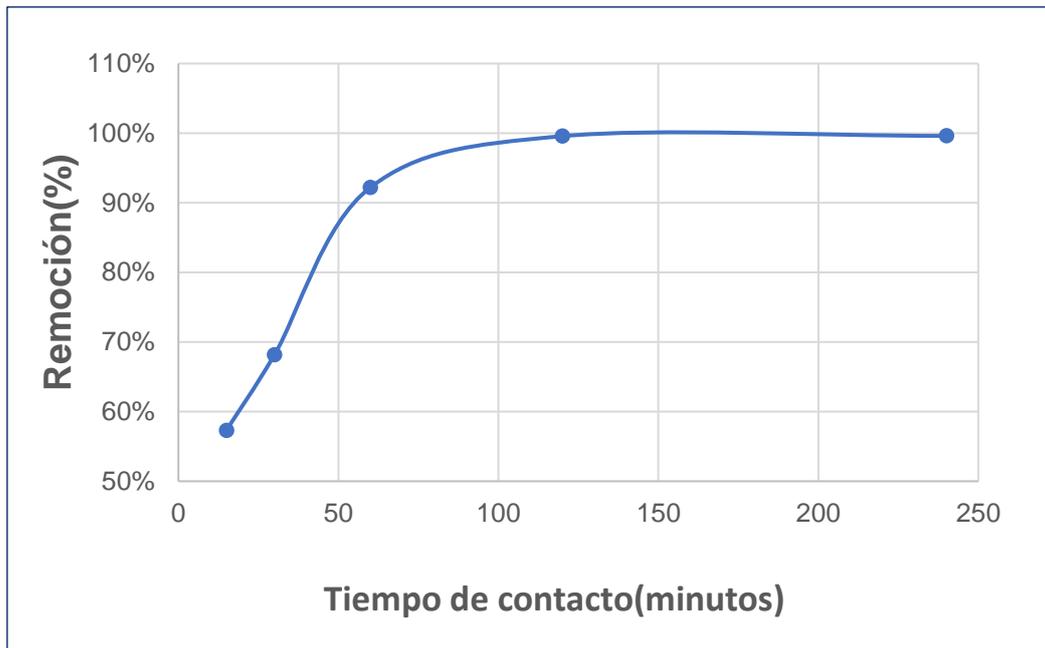


Tabla 16

Datos usados para el ajuste de modelos de cinética para la adsorción de mercurio (II) a través de BRTM01

T(min)	Log (Q _{max} -Q _e)	T/Q _e	T ^{0.5}
15	1.264	8.72	3.87
30	1.256	14.67	5.48
60	1.238	21.69	7.75
120	1.233	40.17	10.95
240	1.233	80.32	15.49

a. Modelo de pseudo-primer orden

Figura 20

Ajuste al modelo de pseudo-primer orden

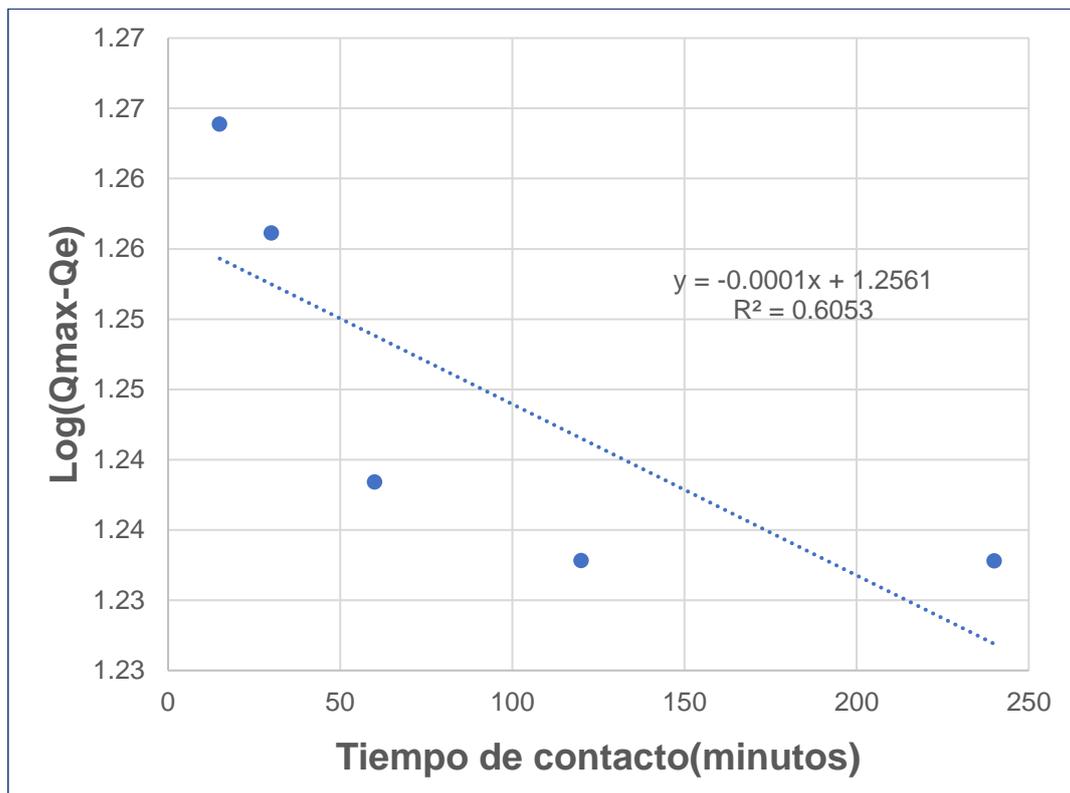


Tabla 17

Parámetros del modelo de pseudo-primer orden

Muestra	Parámetros de cinética de adsorción			
	$Q_{e(exp)}$ (mg/g)	$Q_{e(cal)}$ (mg/g)	K_1 (L/min)	R^2
BRTM01	2.99	18.03	0.0001	0.6053

b. Modelo de pseudo-segundo orden

Figura 21

Ajuste al modelo de pseudo-segundo orden

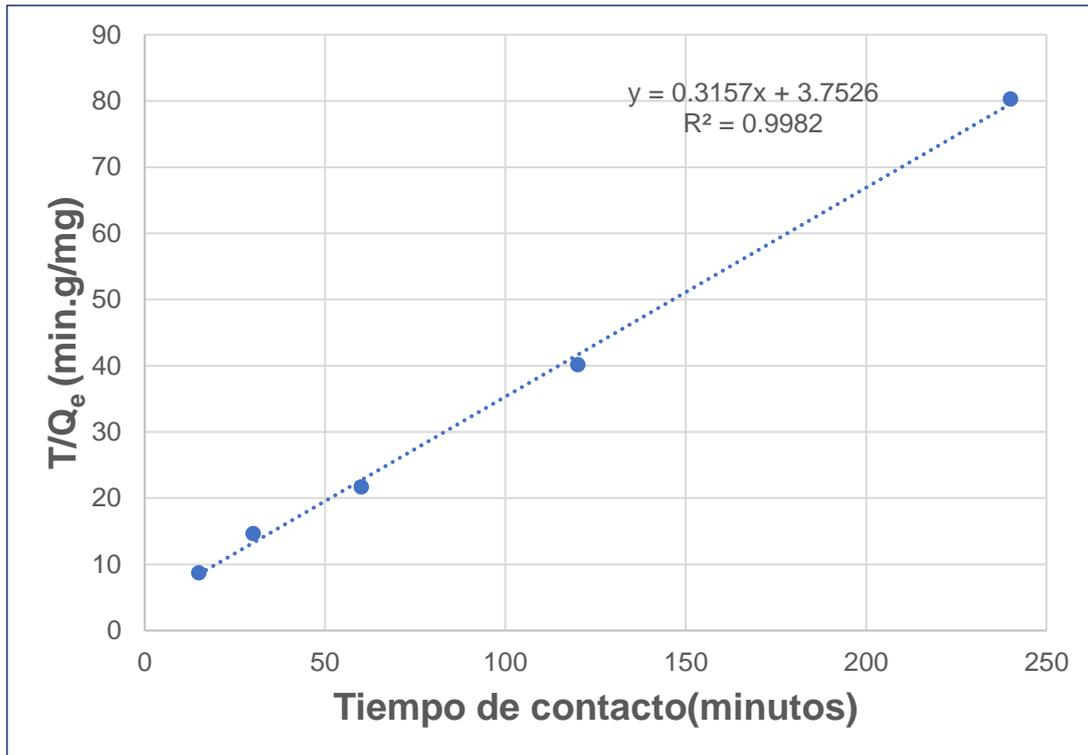


Tabla 18

Parámetros del modelo de pseudo-segundo orden

Muestra	Parámetros de cinética de adsorción			
	Q _{e(exp)} (mg/g)	Q _{e(cal)} (mg/g)	K ₂ (g/mg.min)	R ²
BRTM01	2.99	3.168	0.027	0.9982

c. Modelo Weber y Morris

Figura 22

Ajuste al modelo de Weber y Morris

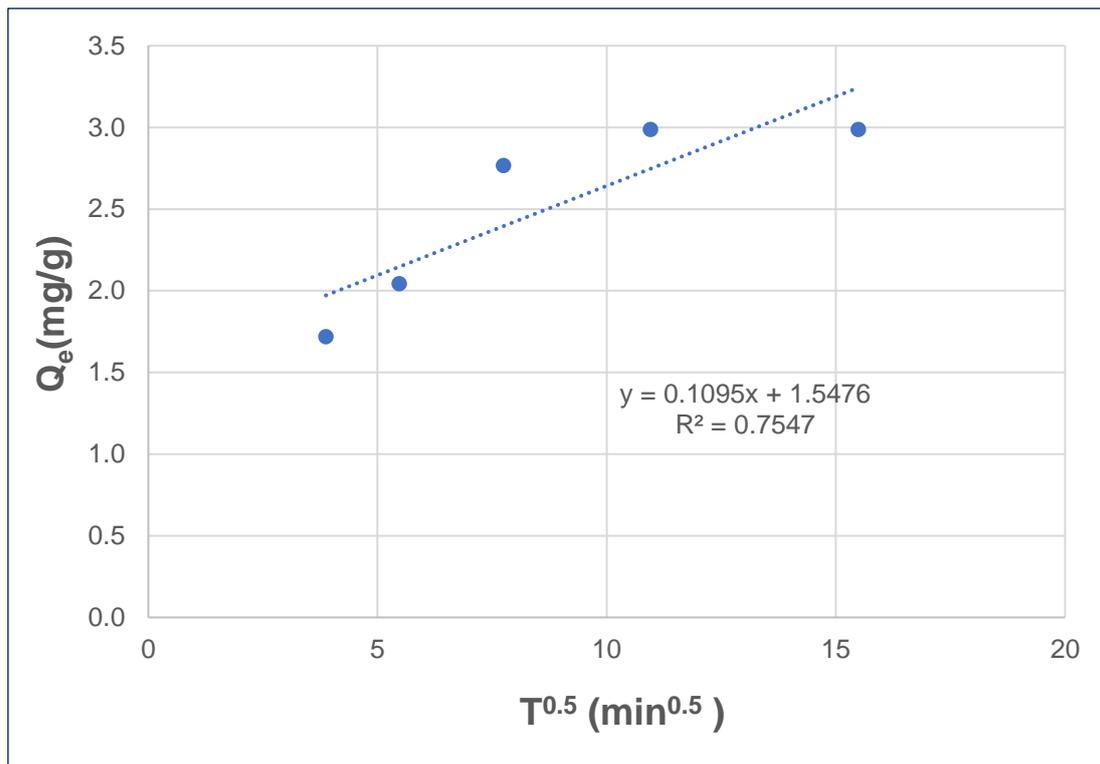


Tabla 19

Parámetros del modelo de Weber y Morris

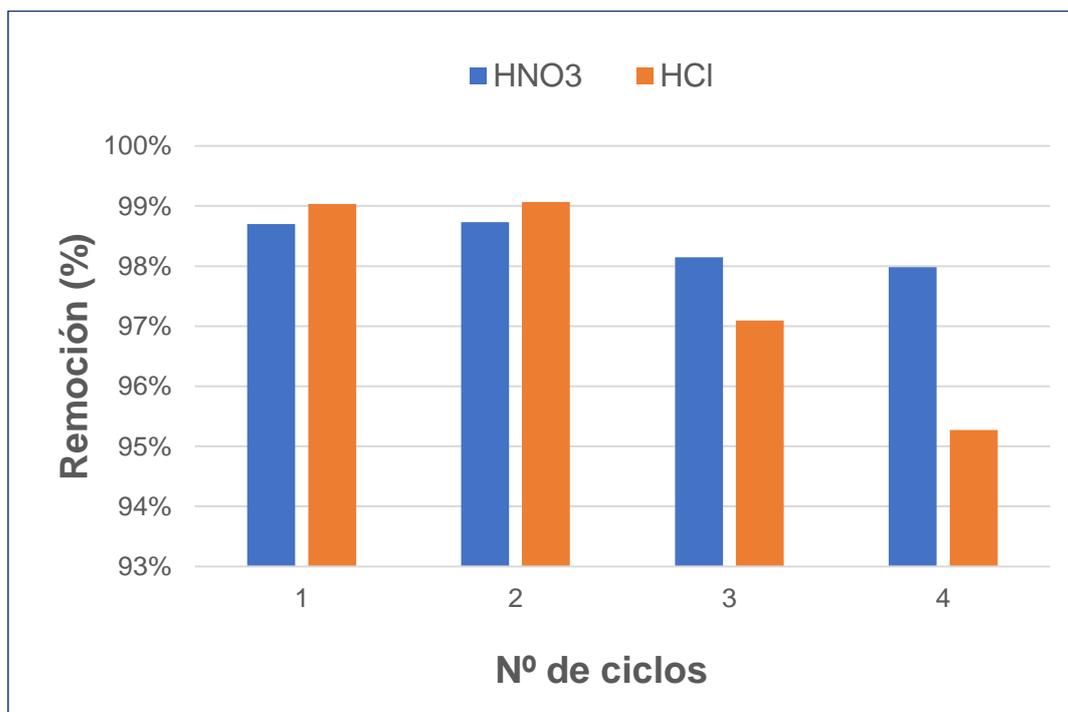
Muestra	Parámetros de cinética de adsorción			
	$Q_{e(\text{exp})} \text{ (mg/g)}$	$C \text{ (mg/g)}$	$K_{di} \text{ (mg/g}\cdot\text{min}^{0.5}\text{)}$	R^2
BRTM01	2.99	1.55	0.11	0.7547

21. Desorción y reutilización del adsorbente

La regeneración del adsorbente es vital para evaluar la funcionalidad en la práctica real ya que permite establecer un bajo costo y constituye, además, tener la posibilidad de recuperar el metal (Carro de Diego, 2012). En la figura 23 se muestra la remoción de mercurio (II) por parte de la BRTM01 después de cada proceso de desorción. Se realizaron un total de 4 ciclos para ambos agentes desorbentes. Los resultados muestran una mejor regeneración a través de HNO₃ a 1 mol/L, disminuyendo ligeramente desde 98.70 ± 0.02 % hasta 97.98 ± 0.11%. Se encontraron diferencias significativas únicamente para los ciclos de adsorción/desorción utilizando HCl, específicamente entre los grupos HCl: ciclo 4 y HCl: ciclo 1 y HCl: ciclo 4 y HCl: ciclo 2.

Figura 23

Remoción de mercurio (II) % en los diferentes ciclos (adsorción y desorción)



Nota. En el ciclo N° 1 no se realizó proceso de desorción.

VI.DISCUSIONES

22. Caracterización

Tras la obtención de los tallos de rosa y su procesamiento, se registra una pérdida elevada de masa durante el pretratamiento justificada esencialmente al contenido de humedad eliminado en la operación de secado. Cabrera (2018) caracterizó una biomasa inerte a base de tallos de rosa, encontrando una humedad de 56.06 %, mientras que Marín (2017) reportó valores de 65.23% y 52.27%, para tallos de rosa de distintos orígenes. La humedad de un material brinda una idea clara sobre qué tan poroso es y cuánto espacio podría estar disponible para la retención de iones si es que se elimina el agua libre y de saturación. (Cabrera, 2018)

Uno de los factores influyentes en la capacidad de adsorción es la elección del tamaño de partícula del adsorbente, distintos autores indican que un diámetro por debajo de 1 mm es el más adecuado (Ordóñez y Moreno, 2013). Es por ello, en la presente investigación se consideró dicha granulometría para todos los ensayos experimentales, aprovechando todo el material contenido por debajo de dicho diámetro de partícula y no exclusivamente el de las partículas más finas. Esto se debe a que la energía empleada en la operación de reducción de tamaño podría considerarse como la más ineficiente: solo el 1% de la energía va a la creación de superficie nueva, aumentando el consumo cuando se desea una reducción a tamaños muy finos (McCabe et al., 2007), lo que conllevaría al aumento de costos en la producción del adsorbente a escala real. Así mismo, se tomó en cuenta el efecto de los tratamientos químicos posteriores, ya que, de acuerdo con Lagos (2016), cuanto mayor es la granulometría, hay menos

pérdida durante el tratamiento; esto es dado que las partículas más pequeñas suelen quedarse en suspensión y son eliminadas durante el lavado.

Tras la modificación de la biomasa, se observa que el tratamiento químico secuencial fue el menos eficiente (figura 9). Esta conducta es similar a la reportada por Mussatto et al. (2006), quienes estudiaron el efecto de la hidrólisis ácida y alcalina en la estructura de bagazo de palma, concluyendo que bajos rendimientos se deben a la pérdida inicial ocurrida en la hidrólisis ácida por la remoción de hemicelulosa y la eliminación más efectiva de la lignina en la hidrólisis alcalina.

El contenido de cenizas para la BRTP fue bajo y muy similar al obtenido por Ventura-Cruz y Tecante (2019) para *Rosa* spp. (1.54 %), así mismo, es comparable con otras biomasa lignocelulósicas como cáscara de coco (0.88 %), Carrasco (2018) y encina (2.3 %), López et al. (2013); esto es importante debido a que su presencia podría interferir en la captación directa de iones. (Ordóñez, 2017). Para el caso de BRM01 y BRTM02 se muestra una disminución considerable, según Troca (2017), el decrecimiento de este parámetro corresponde a la efectividad de la desmineralización ocurrida durante la aplicación de ácidos, modificando a la fracción mineral del material. De acuerdo con Úbeda (2012), el uso de estas sustancias tiene la tendencia a reducir el contenido de cenizas por debajo de 1 %.

La cuantificación de porosidad en cada una de las biomasa se realizó a partir de la densidad aparente y densidad real. Se encontró que la BRTP difiere levemente a lo reportado por González et al. (2016), en donde la biomasa de tallos de rosa presentó valores de 1,3 g/mL y 0,19 g/mL para densidad real y

aparente, respectivamente. Por otra parte, los autores señalan también una humedad de 65,23 %; por lo que, es posible que los tallos recolectados en la presente investigación fuesen de un diámetro menor al estudio mencionado. Al mismo tiempo, las biomásas tratadas químicamente presentan una elevada porosidad respecto a la BRTP, atribuido a los procesos de hidrólisis ejecutados. De este modo, el uso de agentes químicos logra además de incrementar los grupos de unión y la eliminación de los grupos inhibidores, una alta área superficial a través del aumento de la porosidad (Patel, 2012).

Si bien la BRTM02 obtuvo una mayor porosidad frente a la BRTP, presentó valores menores que la BRTM01, a pesar de ser tratada mediante hidrólisis secuencial. Conforme a Cabrera (2018), al utilizarse este método, las fracciones de hemicelulosa y lignina se remueven de manera más eficiente, sin embargo, en la presente investigación se presentó un efecto contrario y se evidencia una disminución atribuida al deterioro del material debido al uso de NaOH durante la hidrólisis alcalina. Este comportamiento es demostrado por Silva et al. (2018) y también por Wassie y Srivastava (2016), quienes observaron cierto deterioro en muestras de té verde y paja de teff, respectivamente, producto de la degradación parcial de la lignina. En cuanto al contenido lignocelulósico, los resultados para la BRTP coinciden con investigaciones previas para la misma biomasa y es comparable con otras materias primas (tabla 20).

Tabla 20

Composición lignocelulósica de algunas materias primas

Material	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina
Maderas blandas	38-46	23-31	22-34
Maderas duras	38-49	20-40	16-30

Paja	28-42	23-38	12-21
Tallo de clavel	40-50	25-45	20-25
Corona piña	11-45	14-50	10-30
Tallo rosa	45-50	20-25	20-25
Tallo maíz	50	20	30
Bagazo plátano	55.65	14	11.58

Fuente: Adaptado de González et al. (2016).

El aumento de celulosa después de los tratamientos químicos es consecuencia de la eliminación de hemicelulosa y lignina. El mayor incremento se dio en la BRTM02, aumentando en 18.9 % respecto a la BRTP. La hidrólisis secuencial condujo también a la disminución del contenido de lignina, según Thakur et al. (2020), los tratamientos alcalinos resultan más eficientes que la aplicación de ácidos debido a que los enlaces glucosídicos y ésteres tienden a separarse hasta su degradación. Así mismo, permite la hidrólisis incompleta de las hemicelulosas y la descristalización de la celulosa. Si bien es cierto, el contenido de lignina disminuyó, no lo hizo en gran medida. Lo anterior se explica dado que a pesar de que los tallos de rosa no son un material altamente lignificado, al tener similitud con las maderas blandas, su lignina contiene una considerable relación de las unidades guayacilo/ siringilo (G/S), lo que interfiere su remoción (Zhao et al. ,2008), en cambio, otros residuos como el bagazo de caña que además de contener unidades de G y S, poseen derivados del alcohol trans-p-cumarílico, permitiendo una eficiente y casi total deslignificación (Sun et al. ,2003).

En el caso de la BRTM01, el uso de hidrólisis ácida fue más selectiva en la remoción de hemicelulosa que lignina, sin embargo, presentó una extracción negativa debido a bajas temperaturas de operación (60°C). Como señalan Torres et al. (2017), la efectividad de este método se basa en la concentración

del ácido usado y temperatura, mayores porcentajes de remoción se obtienen con concentraciones de ácido entre 0,1 y 1% y altas temperaturas. No obstante, la elección de estas condiciones a escala real suele ser más costosa y precisa de un equipamiento especial para evitar la corrosión.

Los polímeros lignocelulósicos tienen una fuerte influencia en la capacidad de adsorción, especialmente la celulosa, ya que brinda estabilidad a los adsorbentes, sin embargo, la lignina y la hemicelulosa, habitualmente, muestran un superior contenido de sitios ácidos; los cuales son indispensables para la remoción de especies catiónicas, como el mercurio (II), a través del mecanismo de intercambio iónico. (Rosas, 2012).

En relación a los PZC, la B RTP muestra un carácter levemente ácido, concordando con valores reportados por otros autores para el mismo material bioadsorbente (Cabrera, 2018; Marín, 2017). El contraste hallado con las biomásas modificadas químicamente se debe a la diferencia en la composición lignocelulósica en cada una de ellas, en particular, al contenido de celulosa y hemicelulosa. La determinación de este parámetro es clave para un mejor establecimiento de condiciones operacionales ya que valores de pH por encima del PZC generaría una superficie cargada negativamente y, por ende, favorecería la captación de cationes (Amaringo y Hormaza, 2013). Según Romero (2013), estas disimilitudes se deben a la relación del total de sitios básicos: ácidos disponibles, los cuales coexisten naturalmente; por lo que, el carácter ácido o básico del adsorbente, estará estrechamente relacionado a la concentración de estos grupos y de su fuerza.

La relación de sitios ácidos y básicos varía según el origen de la biomasa y guarda relación directa con el punto de carga cero, es por ello, los resultados para la BRTP difieren levemente a los reportados por Marín (2017), quien encontró 26,66% de grupos básicos y 73,34% de grupos ácidos en tallos de rosa para un pH_{PZC} 6.8. En 2018, Cabrera determinó posibles grupos funcionales para una biomasa inerte de tallos de rosa mediante espectroscopía de infrarrojo por transformadas de Fourier (FTIR), hallando grupos hidroxilo (-OH) correspondientes a celulosas, proteínas y compuestos pécticos, además de grupos carboxílicos (-COOH) y sus derivados, los que formarían parte de los compuestos pécticos de la matriz.

Tras la síntesis de la BRTM01, se observa que, los sitios ácidos presentan un incremento en un orden de 1.05 respecto a la BRTP, originado gracias a la formación de anhídrido de ácido cítrico en la hidrólisis ácida, el cual se combina con los grupos hidroxilo de la celulosa y hemicelulosa para constituir un enlace éster e incrementar la cantidad de grupo carboxilo en la superficie del material (Xiaomin et al., 2007). Sin embargo, la modificación de los sitios básicos es leve y parcial a causa de la baja temperatura de operación ya mencionada y a la ineficiencia del pretratamiento sobre la biomasa. Según Romero (2013), un adecuado manejo y tratamiento inicial como la descompresión del material y el posterior lavado con abundante agua-alcohol permitiría transformar casi el total de los sitios básicos durante la modificación química.

Por otro lado, la relación de los sitios ácidos y básicos para la BRTM02 resulta más compleja debido a la hidrólisis secuencial. Zhang et al. (2014) mencionan que, tras la modificación de la cascarilla de arroz con H_3PO_4 , material lignocelulósico similar a los tallos de rosas, los grupos hidroxilo, carboxilo y

carbonilo fueron predominantes. No obstante, la modificación posterior a través de NaOH puede generar la degradación y extracción de pigmentos y compuestos celulares, lo que incrementaría la cantidad de sitios de unión básicos. Al contrario, promueve también la reacción de desmetilación del grupo $-\text{COOCH}_3$ presentes en la pectina y lignina aumentando así la cantidad de grupo carboxilo (Feng et al., 2010).

23. Ensayos de adsorción

23.1. Efecto del tratamiento químico y pH

En primer lugar, se debe recalcar que ningún ensayo de adsorción fue afectado por la volatilidad de mercurio (II), debido a que el HgCl_2 tiene un punto de ebullición de 302°C , punto de fusión de 276°C y una presión de vapor, Pa a 20°C de 0.1, por lo que se considera despreciable (Organización internacional del Trabajo y OMS, 2018).

Se logra evidenciar que las todas las biomásas tienen características potenciales para la remoción de mercurio (II) (figura 14), atribuyendo el aumento de remoción por parte de la BRTM01 y BRTM02 al alto contenido de celulosa originado por los tratamientos químicos. Los valores alcanzados por la BRTP tienen semejanza con remociones para otros metales por la misma biomasa: 36.48% - 63.04% para Cadmio (Ordoñez y Moreno, 2013) y 34.7% - 60.9 para plomo (II) (Cabrera, 2018). La remoción eficiente de la BRTM01 se debe al aumento de grupos carboxilo en la superficie de la biomasa y porosidad producto del tratamiento con ácido cítrico. A pesar de esperarse una aún mayor remoción para la BRTM02, no presentó valores superiores a BRTM01, observándose incluso remociones por debajo de BRTP para un valor de pH de 3.5 a causa del

posible deterioro de la estructura del material tras al uso de NaOH ya mencionado.

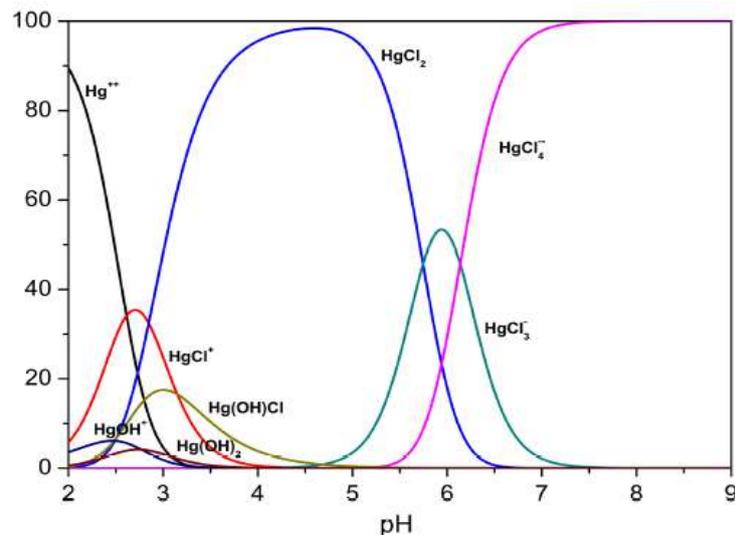
En cuanto a la influencia del pH, se encontró que la remoción de mercurio (II) aumenta al incrementar su valor. Este comportamiento se debe a que, en medios muy ácidos, se presenta la competencia entre los iones de hidrogeno y los iones mercurio (II) por los espacios de adsorción, disminuyendo la eficiencia de remoción debido a la fuerza de repulsión generada entre las moléculas. No obstante, cuando el pH incrementa, la superficie del adsorbente es desprotonada y cargada negativamente, quedando una mayor cantidad de sitios activos y por lo tanto la remoción de mercurio (II) aumenta. Si el aumento de pH continúa, la disponibilidad del mercurio (II) en disolución se reduce hasta llegar a un valor en donde empieza a precipitar, existiendo menos mercurio (II) disponible para ser retenido por el biosorbente (Sánchez y Camellese, 2017; Albis et al., 2019; Li et al., 2019; Pastrana y Mora, 2017; Li et al., 2018). Conforme a Albis et al. (2019), es primordial trabajar con valores de pH igual o por debajo de 6, ya que en ese rango coexisten tanto el HgCl_2 como el $\text{HgCl}(\text{OH})$, los cuales no precipitan y permiten que la remoción acontezca únicamente a la adsorción y no por la precipitación de especies de mercurio. Lo anterior se verifica con el diagrama de distribución de especies de mercurio (II) (figura 24), se observa que para un pH de entre 3.5 y 5.5, la especie predominante es el HgCl_2 . El comportamiento presentado en BRTM01 y BRTM02 para la mayoría de valores de pH fueron beneficiados por el PZC. Sin embargo, no aplica para la BRTP, ya que se trabajó con valores únicamente por debajo de su pH_{PZC} .

La relación entre el pH y la Q_e es también observada por otros autores como Li et al. (2019), Lin et al. (2019) y Albis et al. (2019), quienes determinaron valores

óptimos de pH 5 para celulosa modificada, un rango entre 3 a 5 para hojas de cáscara de maíz modificadas y 4.5 a 6 para residuo industrial de yuca, respectivamente.

Figura 24

Diagrama de distribución de mercurio (II)



Nota. En presencia de cloruro (CM = $5 \cdot 10^{-4}$ M and CL = $4 \cdot 10^{-3}$ M). Fuente: Arias Arias et al. (2017)

Lo reportado tiene proximidad con lo hallado en la presente tesis, estableciéndose un valor de 5.5 como pH adecuado para la remoción de mercurio (II), reforzando que la remoción de cationes se ve beneficiada a valores de pH por encima de 4.5 (Schiewer y Volesky, 1995). Otra ventaja de trabajar con dichos valores es que permite ajustar el efluente tratado en base a las disposiciones legales ya establecidas de forma más rápida (Tejada et al., 2015).

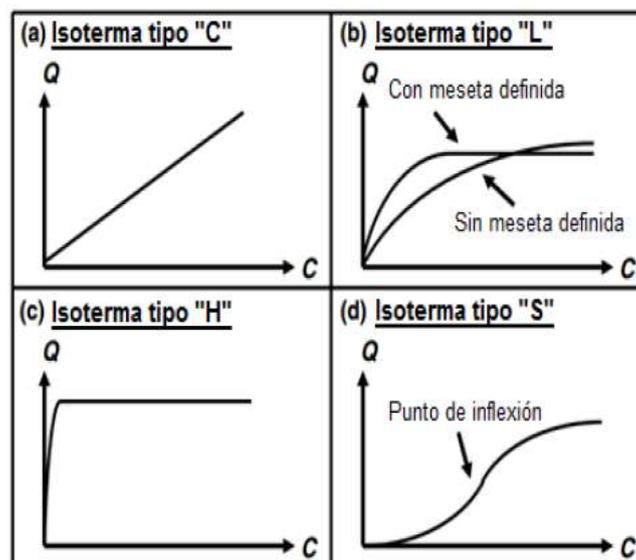
23.2. Efecto de la concentración de adsorbato

La capacidad de adsorción aumenta acorde al incremento de la concentración inicial de mercurio (II) (figura 15). Esta conducta se debe a que, al aumentar la

concentración del metal, se aumenta también el contacto entre el metal y los sitios de unión y, por tanto, se obtiene una mejor remoción (Cabrera, 2018). La capacidad de adsorción presentó una pendiente positiva que no disminuyó en ningún ensayo, lo que indica que no se llegó a la capacidad máxima de adsorción por parte de la BRTM01. Tras graficar la isoterma (figura 16), según la clasificación Giles, se observa cierta similitud con la Isoterma tipo L o de Langmuir (figura 25), en donde la relación de la concentración residual de mercurio (II) en la solución y lo adsorbido por la biomasa disminuye conforme aumenta la concentración inicial del metal, hallándose una curva convexa. Se debe tener en cuenta que este modelo de forma y curvatura se basa únicamente en la observación, por lo cual, se han planteado diferentes modelos matemáticos para el estudio de estos datos experimentales (Meza y Mallaupoma, 2018).

Figura 25

Tipos de isotermas de adsorción



Fuente: Giles et al. 1974

a. Isoterma de Langmuir

La adsorción de mercurio (II) mediante la BRTM01 se ajusta al modelo de Langmuir como se había previsto a partir de la clasificación de Giles, teniendo un coeficiente de relación promedio de $R^2=0.9412$. Este modelo indica que la superficie de los tallos de rosa modificada es homogénea y que no existen interacciones ni competencia entre las moléculas retenidas. En lo que se refiere a la constante de Langmuir (K_L), se obtuvo un valor de 0.35 L/mg, confirmando una alta afinidad entre el mercurio (II) y la BRTM0. La capacidad máxima de adsorción determinada es mayor que algunos adsorbentes lignocelulósicos y es comparable con la escoba española (*Spartium junceum*) (tabla 21). No obstante, altos valores de Q_{max} no son suficiente para confirmar la viabilidad del uso del adsorbente a escala real, en muchos casos, las modificaciones fisicoquímicas generan enormes costos económicos tan iguales que las tecnologías convencionales para la remoción de metales pesados.

Tabla 21

Comparación de capacidades máximas (Q_{max}) con otros adsorbentes de mercurio (II)

Adsorbente	Tratamiento/ Activación	Q_{max} (mg/g)	Referencia
Residuo de café molido	Sin tratamiento	31.75	Pastrana y Mora, (2017).
Escoba española	Sin tratamiento	20-28	Arias Arias et al. (2017)
BRTM01	Ácido cítrico	20.08	Presente estudio
C.A. PEI-AC	Polietilenimina	16.4	Saleh et al. (2017)
Biocarbón de bagazo	Pirolisis	13	Xu et al. (2016)

Flores de Rosa (<i>Rosa indica</i>)	HCl e NaOH	11.9	Aman et al. (2018)
Paja de maíz	Pirolisis, usando Na ₂ S	5.1	Tan et al. (2017)

Así mismo, para evaluar el modelo de Langmuir se realizó la gráfica de distribución del factor R_L (anexo 26), parámetro adimensional de separación, cuyos valores oscilaron entre 0.09 y 0.53 para todas las concentraciones iniciales de mercurio (II), considerándose como un sistema isotérmico favorable ($0 < R_L < 1$).

b. Isoterma de Freundlich

La adsorción de mercurio (II) mediante la BRTM01 se ajusta también al modelo de Freundlich, con un $R^2=0.9327$, se asume, por lo tanto, que la superficie de los tallos de rosa es energéticamente heterogénea.

Una forma de evaluar este modelo es a partir del parámetro adimensional “n”, en donde si $n > 1$, estaría representando a un sistema isotérmico favorable de adsorción. En la presente investigación, se obtuvo el valor de 1.77, no obstante, el valor de R^2 obtenido es ligeramente menor al modelo de Langmuir, por lo que, los datos estarían siendo representados de mejor manera por este último modelo. Sin embargo, ambos modelos son adecuados, por lo que el proceso se estaría dando en monocapa, pero con una distribución heterogénea de la energía de los sitios activos e interacción entre las moléculas adsorbidas.

Conforme a lo anterior, se debe precisar que un modelo matemático es una herramienta que tiene como fin describir un sistema real a través de una ecuación, algunas veces pueden no representar los fenómenos de adsorción en

su totalidad. En la mayoría de los casos, los adsorbentes resultan tener estructuras muy complejas, encontrándose distintos grupos funcionales, los cuales obstaculizan la creación de un modelo específico ya que las interacciones suelen darse por distintos mecanismos de adsorción simultáneamente. (Cuizano, 2018).

23.3. Efecto del tiempo de contacto

El contraste en las velocidades de adsorción de mercurio (II) se debió a la mayor disponibilidad inicial de sitios activos, promovida por el ajuste de pH, logrando favorecer las interacciones electrostáticas con el ion metálico. Conforme transcurrió el tiempo, la disponibilidad disminuye considerablemente, menguando también la remoción de mercurio (II) (Kyzas, 2012). A pesar de no haber alcanzado la saturación en los primeros 60 minutos, el tiempo de equilibrio fue inferior en relación a otros metales: 180 minutos para plomo (II) (Cabrera, 2018) y 20 horas para cromo (Ortiz, 2019), debido a que las concentraciones de adsorbato usadas en el presente estudio fueron más bajas y a la alta afinidad existente con la BRTM01. Es preciso señalar que, esta rapidez es una característica clave para su viabilidad en plantas de tratamiento de aguas residuales, ya que permite disminuir costos de operación e incrementar el volumen de aguas tratadas (Pastrana y Mora, 2017).

a. Modelo de pseudo-primer orden

Este modelo señala que el contaminante se adsorbe en un solo sitio, no obstante, al analizar la figura 20, se observa que los datos experimentales no se ajustan adecuadamente ($R^2=0.6053$). Esto se confirma en la tabla 17, en donde se aprecia que el $Q_{e(cal)}$ difiere enormemente con el $Q_{e(exp)}$, por lo que se descarta

como modelo óptimo para la representación de adsorción de mercurio (II). En la mayoría de estudios, la ecuación de Lagergren no describe el comportamiento lineal durante todo el rango de tiempo de contacto y, por tanto, solo es ajustable hasta alcanzar el equilibrio (Khoramzadeh et al., 2013). En consecuencia, se confirma que la fisisorción no es el mecanismo que rige la adsorción de mercurio (II) a través de la BRTM01.

b. Modelo de pseudo-segundo orden

En este modelo se asume que dos sitios de la superficie del adsorbente pueden ser ocupados por un ión, por lo que sería más adecuado para la descripción de la adsorción de iones metálicos divalentes (Aguayo et al., 2011). Esto se ve reflejado en la figura 21, observándose un excelente ajuste y obteniendo un R^2 de 0.9982. Así mismo, en la tabla 18 se evidencia que la capacidad de adsorción calculada con el modelo ($Q_{e(cal)} = 3.168$) es similar al valor de la capacidad de adsorción establecida experimentalmente ($Q_{e(exp)} = 2.99$); corroborando un ajuste adecuado. Datos similares fueron reportados por Vargas (2019) y Cabrera (2018) en cáscara de naranja ($R^2 = 0.99$) para mercurio (II) y tallos de rosas ($R^2 = 0.996$) para la adsorción de plomo (II), respectivamente.

A partir de estos resultados, se sostiene la adsorción de mercurio (II) mediante la BRTM01 se da bajo el mecanismo de quimisorción, el cual implica la adición de iones en la superficie del material formando un enlace químico a través del intercambio de electrones (Pastrana y Mora, 2017).

c. Modelo de Weber y Morris

Según la figura 22 y tabla 19, la cinética de adsorción de mercurio (II) a través de la BRTM01 no se ajusta al modelo de difusión intraparticular ($R^2 = 0.755$), esto

se debe a que esta ecuación es utilizada comúnmente para describir la cinética en adsorbentes con mayor grado de porosidad, como es el caso de las perlas (Cuizano, 2018). Se observa que el proceso se dio en diferentes etapas (1era etapa: $0.21 \text{ mg/g}\cdot\text{min}^{0.5}$ y 2da etapa: $0.027 \text{ mg/g}\cdot\text{min}^{0.5}$) y es mejor analizarlas de manera independiente (anexo 10): la primera corresponde a la adsorción en la superficie externa, incluyendo tanto a los macroporos como los mesoporos, una vez llegada la saturación de la superficie, el adsorbato empieza a penetrar los microporos, aumentando la resistencia a la difusión y disminuyendo la velocidad de difusión. (Aranguri y Reyes, 2019).

24. Desorción y reutilización

Una de las características más importantes de los adsorbentes lignocelulósicos es su elevada capacidad de regeneración y reutilización, esto es debido a que su macroestructura permite una fácil separación del ion metálico (Sun et al., 2018). Como se observa en la figura 23, para ambos desorbentes, se obtuvieron remociones de mercurio (II) por encima del 95% en todos los ciclos, indicando una buena recuperación del metal gracias a que el mecanismo de sorción se estaría dando mediante intercambio iónico a través de los distintos grupos funcionales presentes en la superficie de la biomasa, como se confirmó en los ensayos de adsorción. Por otro lado, altos porcentajes podrían ser atribuidos también a la degradación del material con el uso de ácidos durante la desorción y no a la recuperación del metal (Pastrana y Mora, 2017), por lo que, es necesario una caracterización morfológica del adsorbente.

Ahora bien, para la correcta elección del desorbente no solo es necesario una buena afinidad con el ion metálico, según Carro de Diego (2012), para asegurar

su viabilidad es importante que el agente a utilizar sea económico y que no genere contaminación ambiental, por ello, se debe plantear su uso a concentraciones aún más bajas a fin de garantizar la minimización de impactos ambientales negativos relacionados al proceso.

Es importante resaltar que la regeneración y uso de la BRTM01 como adsorbente resulta prometedor y debe evaluarse a escala real puesto que, según la Oficina general de investigación y transferencia tecnológica (2019), en el Perú, el tratamiento de agua contaminada con mercurio está enfocado a tecnologías convencionales y las que consideran el uso de algas y plantas no suelen darse bajo procesos de adsorción. Así mismo, contribuiría al correcto manejo y valorización de los residuos de tallos de rosa, pilares principales de la Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos, debido a que hoy en día se evidencia una capacidad tecnológica y económica limitada para su tratamiento y disposición final. Los residuos agroindustriales son transformados comúnmente a través de procesos como el compostaje, lombricultura y también usada como fibra dietaria o en biocombustibles, por lo cual, la producción de nuevos adsorbentes significaría una alternativa sostenible. (CITE, 2018; Olascoaga, 2017).

VII. CONCLUSIONES

- La biosorción estática de mercurio (II) a través de la biomasa residual de tallos de rosa en disoluciones acuosas se encuentra influenciada por los parámetros de tratamiento químico de la biomasa, pH, concentración de adsorbato y tiempo de contacto.
- El rendimiento en la síntesis de BRTM01 y BRTM02 fue de 90.46% y 68.51% respecto a la BRTP. La caracterización se llevó a cabo para todas las

biomasas, siendo la BRTM01, biomasa residual de tallos de rosa tratada con ácido cítrico, la que presentó mejores características potenciales para la remoción de mercurio (II). Se estableció una humedad de 2.12 ± 0.84 %, un contenido de cenizas de 0.42 ± 0.10 %, una densidad aparente de 0.20 ± 0.001 g/mL, una densidad real de 1.16 ± 0.008 g/mL y una porosidad de 83.02 ± 0.21 %. En cuanto a su composición lignocelulósica, se determinó valores de 18.58 ± 1.16 %, 59.18 ± 0.92 % y 25.45 ± 0.57 % para hemicelulosa, celulosa y lignina, respectivamente. Además, se verificó que tiene un carácter ácido con un PCZ de 5.04, en donde el 16.67% corresponde a grupos básicos y 83.33% a grupos ácidos.

- Se determinó que el tratamiento de hidrólisis ácida a través de ácido cítrico es el más eficiente sobre la biomasa residual de tallos de rosa para la biosorción de mercurio (II) atribuyéndolo esencialmente a la incorporación de grupos carboxilo y al aumento en la porosidad de la superficie, logrando una remoción de 95.79 ± 0.3 % a un pH de 5.5.
- La biosorción estática de mercurio (II) a través de la BRTM01 se ajustó adecuadamente al modelo de Langmuir con un R^2 de 0.9412 y un Q_{max} de 20.08 mg/g, alcanzando una remoción máxima del $93.22 \pm 0.3\%$ para una concentración inicial de 5 mg/L de mercurio (II).
- La cinética de adsorción se ajustó al modelo de Pseudo-segundo orden con un coeficiente de correlación de 0.9982 y una velocidad máxima de 0.027 g/mg.min, llegando al equilibrio a los 120 minutos y obteniendo una remoción de 99.57 ± 0.04 %.
- La BRTM01 tiene una elevada capacidad de regeneración mediante el uso de HNO_3 (1 mol. L-1) y HCl (0.5 mol. L-1) como desorbentes, pudiéndose

usar hasta cuatro veces consecutivas con remociones superiores al 95% para una concentración de mercurio (II) de 5 mg/L.

- La síntesis de BRTM01 representa una potencial alternativa a las tecnologías convencionales para la remoción de mercurio (II) en aguas residuales, al mismo tiempo, tiene como fin, promover una adecuada gestión y valorización de los residuos de tallos de rosa.

VIII. RECOMENDACIONES

- Incluir las técnicas de espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier y microscopía electrónica de barrido en la metodología de caracterización de la biomasa.
- Estudiar nuevos parámetros operacionales en el proceso de adsorción, como temperatura, concentración de adsorbente y presencia de otros iones.
- Plantear ensayos de adsorción continua y la aplicación en efluentes reales, con el fin de comprobar la efectividad del proceso de adsorción en sistemas más complejos.
- Ejecutar un número mayor de repeticiones para evidenciar mayores diferencias significativas entre los tratamientos evaluados.
- Realizar un número mayor de ciclos de adsorción/ desorción para verificar el límite de reutilización de la biomasa.
- Realizar un análisis pre-factibilidad para evaluar la viabilidad del proyecto a gran escala.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Afroze, S., y Sen, T. (2018). A Review on Heavy Metal Ions and Dye Adsorption from Water by Agricultural Solid Waste Adsorbents. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3869-z>
- Aguayo, I. A., Bonilla, A., Hernández, V., Montes, M. A., y Reynel, H. E. (2011). Batch and column studies of Zn²⁺ removal from aqueous solution using chicken feathers as sorbents. *Chemical Engineering Journal*, 167(1), 67-76. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.11.107>
- Albis, A., Arzuza, S. y Mosquera, A. (2019). Removal of Mercury (II) from aqueous solutions using cassava industrial waste (Manihot esculenta). *Prospectiva*, 17(2), 33-39, 2019. <https://doi.org/10.15665/rp.v17i2.1951>
- Aman, A., Ahmed, D., Asad, N., Masih, R. y Rahman, H. (2018). Rose biomass as a potential biosorbent to remove chromium, mercury and zinc from contaminated waters. *International Journal of Environmental Studies*, 75(5), 774-787. <https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1429130>
- Amaringo, F. y Hormaza, A. (2013) Determinación del punto de carga cero y punto isoeléctrico de dos residuos agrícolas y su aplicación en la remoción de colorantes. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 4(2), 27-36. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5344979>
- American Society for Testing and Materials (ASTM). (2003). Standard guide for characterization and testing of chitosan salts as starting materials intended for use in biomedical and tissue-engineered medical product applications. ASTM F2103-01, 1-8.

- Aranguri, G. y Reyes, W. (2019) Adsorción del cianuro contenido en solución acuosa usando carbón activo obtenido de residuo de café: eficiencia de absorción, modelado de equilibrio y cinética. *Scientia Agropecuaria*, 10(3), 315-325. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2019.03.01>
- Arias Arias, F., Beneduci, A., Chidichimo, F., Furia, E. y Straface, S. (2017). Study of the adsorption of mercury (II) on lignocellulosic materials under static and dynamic conditions, *Chemosphere*, 180, 11-23. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.137>
- Asociación para sustancias tóxicas y el Registro de enfermedades (ATSDR). (2016). *Resúmenes de Salud Pública - Mercurio* https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs46.html
- Atarés, L. (s.f). *Determinación de las propiedades físicas*. <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/52102/20.%20Art%C3%ADculo%20docente.%20Determinaci%C3%B3n%20de%20la%20porosidad.pdf?sequence=1>
- Beldowska, M., Jedruch, A., Leczynski, L., Saniewska, D. y Kwasigroch, U. (2016). Coastal erosion as a source of mercury into the marine environment along the Polish Baltic shore, *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 16372–16382. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6753-7>
- Biodiversity Research Institute e International POPs Elimination Network (IPEN). (2013). *Sitios altamente contaminados con mercurio en el mundo*. <http://www.ipen.org/sites/default/files/documents/Global%20Mercury%20Hotspots%20ES.pdf>

- Bisla, V., Rattan, G., Singhal, S., y Kaushik, A. (2020). Green and novel adsorbent from rice straw extracted cellulose for efficient adsorption of Hg (II) ions in an aqueous medium. *International Journal of Biological Macromolecules*, 161, 194-203. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.06.035>
- Brandt, A., Gräsвик, J., Hallett, J. P. y Welton, T. (2013). Deconstruction of lignocellulosic biomass with ionic liquids. *Green chemistry*, 15(3), 550-583. <https://doi.org/10.1039/C2GC36364J>
- Bustamante, L. (2020). *Determinación y cuantificación de mercurio total en tejido muscular de Pargo (Lutjanus colorado), mediante la técnica de vapor frío acoplado a espectrofotometría de fluorescencia atómica (CV-AFS)*. [Trabajo de Titulación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador]. <http://repositorio.puce.edu.ec/handle/22000/18007>
- Cabrera, D. (2018). *Evaluación de la capacidad de biosorción de plomo (II) empleando biomasa vegetal inerte (tallos de rosa) como adsorbente*. [Tesis doctoral, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. Archivo digital. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/UNSA/8217>
- Carrasco, B. (2018). *Obtención de carbón activado a partir de la cáscara de coco "Cocos Nucifera L"*. [Trabajo de Titulación, Universidad de Cuenca]. Archivo digital. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/31705>
- Carro de Diego, L. (2012). *Eliminación de mercurio de efluentes acuosos con materiales de bajo coste: Proceso combinado de bioadsorción-reducción*. [Tesis doctoral, Universidade da Coruña]. Archivo digital. <https://ruc.udc.es/dspace/handle/2183/10146>

- Carvajal–Flórez, E. y Marulanda, L. (2020). Uso de residuos de café como biosorbente para la remoción de metales pesados en aguas residuales, *Ingenierías USBMed*, 11(2), 44-55. <https://revistas.usb.edu.co/index.php/IngUSBmed/article/view/4477/3672>
- Caviedes, D., Muñoz, R., Perdomo, A., Rodríguez, D. y Sandoval, I. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales. Una Revisión. *Revista Ingeniería y Región*, 13(1), 73-90. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5432290>
- Centro de documentación de estudios y oposiciones (CEDE). (s.f). *Análisis y Química industrial: Propiedades físico-químicas que miden o identifican la materia. Instrumentos, aparatos y equipos de laboratorio. Técnicas y métodos aplicados para su medida en el laboratorio*. https://www.serina.es/empresas/cede_muestra/203/TEMA%20MUESTRA.pdf
- Centro de Escritura Javeriano. (2020). *Normas APA, séptimo edición*. Pontificia Universidad Javeriana, seccional Cali. <https://www2.javerianacali.edu.co/centro-escritura/recursos/manual-de-normas-apa-septima-edicion#gsc.tab=0%C2%A0>
- Centro de investigación Tecnológica Agroindustrial Ica (CITE). (2018). *Informe Técnico: Sostenibilidad de los residuos agroindustriales*. https://issuu.com/citeagroindustrialica/docs/in-18-002_sostenibilidad_de_los_residuos_agroindus

- Chakraborty, R., Asthana, A., Singh, A., Jain, B. y Susan, A. (2020). Adsorption of heavy metal ions by various low-cost adsorbents: a review. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1-38. <https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1722811>
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). (2018). *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: Una oportunidad para América Latina y el Caribe*. https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40155/24/S1801141_es.pdf
- Cuizano, N. (2018). *Adsorción de colorantes catiónicos en soluciones acuosas por perlas de alginato de calcio con maghemita*. [Tesis para optar el grado de Maestro en química, Universidad Peruana Cayetano Heredia]. Archivo digital. <http://repositorio.upch.edu.pe/handle/upch/6426>
- D'Acunha, B. (2015). *Estudio de la dinámica de la degradación de hojarasca en bosque tropical amazónico utilizando marcadores químicos de descomposición*. [Tesis para optar por el título de Licenciada en Química, Pontificia Universidad Católica del Perú]. Archivo digital. <http://hdl.handle.net/20.500.12404/6220>
- Dada, A., Olalekan, A., Olatunya, A. y Dada, O. (2012). Langmuir, Freundlich, Temkin and Dubinin – Radushkevich isotherms studies of equilibrium sorption of Zn²⁺ unto phosphoric acid modified rice husk. *IOSR Journal of Applied Chemistry*, 3(1), 38-45. <https://doi.org/10.9790/5736-0313845>
- De, J., Dash, H. y Das, S. (2014). Mercury Pollution and Bioremediation-A Case Study on Biosorption by a Mercury-Resistant Marine Bacterium. *In Microbial*

Biodegradation and Bioremediation, 137-166. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800021-2.00006-6>

Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. (2017,07 de junio). Presidencia de la Republica. Diario El Peruano. <https://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-004-2017-minam/>

Decreto Supremo N° 010-2019-VIVIENDA (2019,11 de marzo). Presidencia de la Republica. Diario El Peruano. <https://www.gob.pe/institucion/vivienda/normas-legales/272120-010-2019-vivienda>

Decreto Supremo N°020-2021-MINAM (2021, 24 de julio). Presidencia de la Republica. Diario El Peruano. <https://www.gob.pe/institucion/minam/normas-legales/2035448-020-2021-minam>

Driss, S. (2010). *Aprovechamiento de hueso de aceituna. Biosorción de iones metálicos*. [Tesis doctoral, Universidad de Granada]. Archivo digital. <https://digibug.ugr.es/handle/10481/6621>

Environmental Protection Agency (EPA). (s.f.) *Basic Information about Mercury*. <https://www.epa.gov/mercury/basic-information-about-mercury>

Equipo Técnico Regional de Agua y Saneamiento (ETRAS). (2016). *Estrategia para abordar la solución del problema de minimización de los riesgos para la salud por el consumo de agua con metales pesados y arsénico*.

<https://www.paho.org/blogs/etras/wp-content/uploads/2017/03/EstratMP.pdf>

Expedición mercurio. (s.f). *Parada 5: El mercurio en el Perú*.<https://expedicionmercurio.com/#parada04>

Farooq, U., Kozinski, J., Khan, M. y Athar, M. (2010). Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents - A review of the recent literature. *Bioresource Technology*, 101(14), 5043-5054. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.030>

Feng, N., Guo, X. y Liang, S. (2010). Enhanced Cu (II) adsorption by orange peel modified with sodium hydroxide. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 20(1), s146-s152. [https://doi.org/10.1016/S1003-6326\(10\)60030-1](https://doi.org/10.1016/S1003-6326(10)60030-1)

García, N. (2014). *Una nueva generación de carbones activados de altas prestaciones para aplicaciones medioambientales*. [Tesis doctoral, Universidad de Oviedo]. Archivo digital. <http://hdl.handle.net/10261/103330>

Giles, C.H.; Smith, D. y Huitson, A. (1974). A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. Theoretical. *Journal of Colloid and Interface Science*, 47(3), 755-765. [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(74\)90252-5](https://doi.org/10.1016/0021-9797(74)90252-5)

González K., Daza D., Caballero P. y Martínez Ch. (2016). Evaluación de las propiedades físicas y químicas de residuos sólidos orgánicos a emplearse en la elaboración de papel. *Revista Luna Azul*, 43, 499-517. <http://www.scielo.org.co/pdf/luaz/n43/n43a21.pdf>

- Grijalva, A., Jiménez, M.y Ponce, H. (2020). Desmineralización del agua como respuesta ante el cambio climático. *Recimundo* 4(4) ,22-36
<http://recimundo.com/index.php/es/article/view/878>
- Gutiérrez, A., Guirola, C., Armas, A, Albornas, Y. y Villanueva, G. (2020). Valorización de la lignina en el concepto de biorrefinería. *Centro azúcar*, 47,3.http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2223-48612020000300095
- Hassan, E. (2016). Comparative study on the biosorption of Pb (II), Cd (II) and Zn (II) using Lemon grass (*Cymbopogon citratus*): kinetics, isotherms and thermodynamics. *Chemistry International*, 2(2), 89-102.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.1470603>
- Hatfield, R., Jung, H., Ralph, J., Buxton, D. y Weimer, P. (1994). A comparison of the insoluble residues produced by the Klason lignin and acid detergent lignin procedures. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 65, 51-58. <https://doi.org/10.1002/jsfa.2740650109>
- Haynes, W. (ed.) (2014). *CRC Handbook of Chemistry and Physics* (95ª edición). CRC Press / Taylor y Francis.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). (2019). *Perú: Anuario de Estadísticas Ambientales 2019*.
https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1704/libro.pdf
- Jácome, J. (2011). *Enraizamiento de portainjertos de rosa, natal brier, mediante el uso de cuatro estimulantes en dos sustratos en el Canton Pedro*

Moncayo. [Trabajo de investigación, Universidad Técnica del Norte].

Archivo digital. <http://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/229>

Jafari, S. y Cheraghi, S. (2014). Mercury removal from aqueous solution by dried biomass of indigenous *Vibrio parahaemolyticus* PG02: Kinetic, equilibrium, and thermodynamic studies. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 92, 12-19. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.01.024>

Jain, C. K., Malik, D. S. y Yadav, A. K. (2016). Applicability of plant based biosorbents in the removal of heavy metals: a review. *Environmental Processes*, 3(2), 495–523. <https://doi.org/10.1007/s40710-016-0143-5>

Kaman, S., Tan, I., y Lim, L. (2017). Palm oil mill effluent treatment using coconut shell–based activated carbon: Adsorption equilibrium and isotherm. *MATEC Web of Conferences*, 87, 03009. <https://doi.org/10.1051/mateconf/20178703009>

Kapoor, A. y Viraraghavan, T. (1998) "Biosorption of heavy metals on *Aspergillus Niger*. Effect of pretreatment". *Bioresource Technology*, 63(2), 109-113. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00118-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00118-1)

Khoramzadeh, E., Nasernejad, B. y Halladj, R. (2013). Mercury biosorption from aqueous solutions by sugarcane bagasse. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 44(2), 266-269. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2012.09.004>

Kuyucak, N. y Volesky, B. (1989) Accumulation of cobalt by marine alga, *Biotechnology and Bioengineering*, 33(7), 809-814. <https://doi.org/10.1002/bit.260330703>

- Kyzas, G. Z. (2012). Commercial coffee wastes as materials for adsorption of heavy metals from aqueous solutions. *Materials*, 5(10), 1826-1840. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5449042/>
- Lagos, L. (2016). *Bioadsorción de cromo con borra de café en efluentes de una industria curtiembre local*. [Tesis para optar el Título de Licenciado en Química, Pontificia Universidad Católica del Perú]. Archivo digital. <http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/20.500.12404/6727>
- Ley N° 28611 (2005, 15 de octubre). Congreso de la República del Perú. Diario El Peruano. <https://www.gob.pe/institucion/congreso-de-la-republica/normas-legales/3569-28611>
- Li, B., Li, M., Zhang, J., Pan, Y., Huang, Z. y Xiao, H. (2019). Adsorption of Hg (II) ions from aqueous solution by diethylenetriaminepentaacetic acid-modified cellulose. *International Journal of Biological Macromolecules*, 122, 149–156. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.10.162>
- Li, Y., Li, W., Liu, Q., Meng, H., Lu, Y. y Li, C. (2018). Alkynyl carbon materials as novel and efficient sorbents for the adsorption of mercury (II) from wastewater, *Journal of Environmental Sciences*, 68, 169-176. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2016.12.016>
- Lin, G., Hu, T., Wang, S., Xie, T., Zhang, L., Cheng, S., Fu, L. y Xiong, C. (2019). Selective removal behavior and mechanism of trace Hg (II) using modified corn husk leaves. *Chemosphere*, 225, 65-72. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.006>
- López F., Centeno T., García-Díaz I. y Alguacil F. (2013). Textural and fuel characteristics of the char produced by the pyrolysis of waste wood, and the

properties of activated carbons prepared from them. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 104,551–558.
<https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.05.014>

Maestro, Universidad Autónoma de San Luis de Potosí].
<https://repositorioinstitucional.uaslp.mx/xmlui/handle/i/7155>

Malik, D. S., Jain, C. K., y Yadav, A. K. (2016). Removal of heavy metals from emerging cellulosic low-cost adsorbents: a review. *Applied Water Science*, 7(5), 2113–2136. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0401-8>

Malik, D., Jain, C. y Yadav, A. (2017) Removal of heavy metals from emerging cellulosic low-cost adsorbents: a review. *Applied Water Science*, 7(5), 2113–2136. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0401-8>

Manzoor, Q., Nadeem, R., Iqbal, M., Saeed, R. y Ansari, T. (2013). Organic acids pretreatment effect on Rosa bourbonia phyto-biomass for removal of Pb (II) and Cu (II) from aqueous media. *Bioresource Technology*, 132,446-452.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.156>

Marín, D. (2017). *Evaluación de la remoción del ibuprofeno mediante biosorción en tallos de rosas y posos de café*. [Tesis de titulación, Universidad de Cuenca]. Archivo digital.
<http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/28648>

McCabe, W., Smith, J. y Harriott, P. (2007). Operaciones en las que intervienen partículas de sólidos. En P. Roig y A. Delgado (eds.), *Operaciones unitarias en ingeniería química*. (pp. 1011-1047). McGraw-Hill Interamericana.

- Meza, Y. y Mallaupoma, L. (2018). *Adsorción de iones Cu (II) desde soluciones acuosas utilizando nanoarcillas*. [Tesis, Universidad Nacional del Centro del Perú]. Archivo digital. <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/UNCP/3775>
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2015). *Por la ratificación del convenio de Minamata. Por un uso responsable del mercurio*. https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2015/10/cuadernillo_minamata.pdf
- Miranda, N. (2017). *Biosorción de Cromo Cr (VI) de soluciones acuosas por la biomasa residual de hojas de eucalipto (Globulus labill)*. [Tesis doctoral en Ciencia, tecnología y Medio ambiente, Universidad Nacional del Altiplano]. Archivo digital. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/8747>
- Mussatto, S., Dragone, G., Fernandes, M., Rocha, G. y Roberto, I. (2006). Efecto de los tratamientos de hidrólisis ácida e hidrólisis alcalina en la estructura del bagazo de malta para liberación de fibras de celulosa. *XXII Interamerican Confederation of Chemical Engineering*. <https://www.researchgate.net/publication/271471784>
- Nikiforova, T., y Kozlov, V. (2016). Regularities of the effects of the nature of polysaccharide materials on distribution of heavy metal ions in a heterophase biosorbent–water solution system. *Protection of Metals and Physical Chemistry of Surfaces*, 52(3), 399-424. <https://doi.org/10.1134/S2070205116030217>
- Nilanjana Das, Vimala, R. y Karthika, P. (2008). Biosorption of heavy metals– an overview. *Indian Journal of Biotechnology*, 7,159-169. <http://nopr.niscair.res.in/handle/123456789/1822>

- Oficina general de investigación y transferencia tecnológica (2019). *Tecnologías para la recuperación de agua contaminada con metales pesados: plomo, cadmio, mercurio y arsénico.* <https://web.ins.gob.pe/sites/default/files/Archivos/ogitt/cati/3%20BOLET%20C3%8DN%20T%C3%89CNOLOGICAS%20N-3%202019.pdf>
- Oficina verde. (s.f.) *Manejo del mercurio, sus derivados y sus residuos.* https://www.spri.upv.es/IOP_SQ_36.htm#punto1
- Okeola F. y Odebunmi E. (2010). Freundlich and Langmuir Isotherms Parameters for Adsorption of Methylene Blue by Activated Carbon Derived from Agrowastes. *Advances in Natural and Applied Sciences*, 4(3) ,281-288. <http://www.aensiweb.com/old/anas/2010/281-288.pdf>
- Olascoaga, R. (2017). *Propuesta de un plan de manejo de residuos sólidos en una empresa procesadora de pulpas de frutas.* [Trabajo académico para optar el título de ingeniero en industrias alimentarias, Universidad Agraria de la Molina]. <https://repositorio.lamolina.edu.pe/bitstream/handle/UNALM/2253/Q70-O43-T.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Olazábal J., Delpero J. y Flores E. (2013). *Planeamiento Estratégico de las Flores.* [Tesis de maestría, Pontificia Universidad Católica del Perú]. Archivo digital. <http://hdl.handle.net/20.500.12404/8725>
- Ordóñez, A. (2017). Determinación de la capacidad adsorbente de los residuos de la industria de la papa para la remoción de metales pesados en aguas contaminadas. [Trabajo de titulación, Universidad Politécnica Salesiana]. <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/14969/1/UPS-CT007386.pdf>

Ordóñez, J. y Moreno, R. (2013). *Estudio del aprovechamiento de residuos orgánicos de cultivos de flores (tallos de rosa) como biosorbente de cadmio para el tratamiento de aguas residuales*. [Tesis para la obtención del título de Ingenieros ambientales, Universidad Politécnica Salesiana]. Archivo digital. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/4272>

Organización internacional del Trabajo y OMS. (2018). *Cloruro de mercurio (II)*. https://www.ilo.org/dyn/icsc/showcard.display?p_card_id=0979&p_version=2&p_lang=es

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2011). *Preguntas frecuentes: el mercurio y la salud*. http://www.who.int/phe/chemicals/faq_mercury_health/es/

Ortiz, I. (2020). *Adsorción de ampicilina y trimetoprima en solución acuosa sobre diversos materiales carbonosos*. [Tesis de Maestría en Ingeniería Química, Universidad de San Luis Potosí]. Archivo digital. <https://repositorioinstitucional.uaslp.mx/xmlui/handle/i/7155>

Ortiz, M. (2019). *Evaluación de la capacidad de residuos florícolas (Tallos de rosa) como bioadsorbente de cromo presente en los efluentes de la industria curtiembre*. [Trabajo de titulación, Escuela superior politécnica de chimborazo]. Archivo digital. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/10579>

Palomino, C. (2016). *Aprovechamiento de pelos de vacuno del proceso de pelambre de las curtiembres en la remoción de plomo de un efluente*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Agraria La Molina]. Archivo digital. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/2824>

- Pastrana, J. y Mora, N. (2017). *Evaluación de la capacidad de adsorción del residuo de café molido en la remoción de mercurio (II) en matrices acuosas*. [Trabajo de grado, Universidad de Nariño]. Archivo digital. <http://sired.udenar.edu.co/id/eprint/3889>
- Patel, S. (2012). Potential of fruit and vegetable wastes as novel biosorbents: Summarizing the recent studies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 11(4),365-380. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9297-4>
- Pitsari, S., Tsoufakis, E. y Loizidou, M. (2013). Enhanced lead adsorption by unbleached newspaper pulp modified. *Chemical Engineering Journal* ,223(1), 18–30. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.02.105>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2018). *Evaluación Mundial de Mercurio 2018. Principales conclusiones*. https://www.informea.org/sites/default/files/importeddocuments/GMAKF_S P.pdf
- Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP). (2017.) *Global mercury: supply, trade and demand*. <http://www2.ecolex.org/server2neu.php/libcat/docs/LI/MON-094058.pdf>
- Rabobank Food and Agribusiness. (2016). *World Floriculture Map*.https://research.rabobank.com/far/en/sectors/regional-foodagri/world_floriculture_map_2016.html
- Rebollo, J. (2012). *Eliminación de Cadmio (II) de efluentes urbanos tratados mediante procesos de bioadsorción: El efecto competitivo de otros metales pesados*. [Tesis para la obtención del máster en Gestión de Cuencas

Hidrográficas, Universidad Politécnica de Cartagena]. Archivo digital.

<https://repositorio.upct.es/handle/10317/2862>

Rodríguez, J. (2010). *Propiedades: densidad y porosidad.*

[https://www.researchgate.net/publication/237009661_PROPIEDADES_FI](https://www.researchgate.net/publication/237009661_PROPIEDADES_FISICAS_DENSIDAD_Y_POROSIDAD)

[SICAS_DENSIDAD_Y_POROSIDAD](https://www.researchgate.net/publication/237009661_PROPIEDADES_FISICAS_DENSIDAD_Y_POROSIDAD)

Romero, L. (2013). *Preparación y uso de cascaras de Naranja como biosorbente*

para compuestos orgánicos. [Tesis para obtención de maestro, Centro de

Investigación y desarrollo tecnológico en Electroquímica]. Archivo digital.

<https://cideteq.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1021/345>

Rosas, J. (2012). *Aplicación de Residuos Agrícolas para el Tratamiento de Agua*

Contaminada con Colorantes. [Tesis para obtener el Grado de Magíster en

Ciencias, Universidad Autónoma de Nuevo León]. Archivo digital.

<http://eprints.uanl.mx/3218/>

Rosique, M. (2013). *Bioadsorción de cadmio por biomasa de Opuntia.* [Tesis

para la obtención del título de Ingeniera industrial, Universidad Politécnica

de Cartagena]. Archivo digital.

<https://repositorio.upct.es/handle/10317/3768>

Rubin, E. (2008). Genomics of cellulosic biofuels, *Nature*, 454,841-845.

<https://doi.org/10.1038/nature07190>

Saleh, T., Sari, A. y Tuzen M. (2017) Optimization of parameters with

experimental design for the adsorption of mercury using polyethylenimine

modified-activated carbon. *Journal of Environmental Chemical Engineering*,

5(1) ,1079–1088. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.01.032>

- Sánchez, J. y C. Cameselle, C. (2017). Biosorción de mercurio (Hg^{2+}) usando materiales solidos residuales como adsorbentes. *Afinidad*, 74(577).
<https://www.raco.cat/index.php/afinidad/article/view/320727>
- Sánchez, J., González, R., Blancas, F. y Fonseca, A. (2020). Utilización de subproductos agroindustriales para la bioadsorción de metales pesados. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 23, 1-18.
<https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2020.0.261>
- Sarria-Villa, R., Gallo-Corredor, J. y Benítez, R. (2020). Tecnologías para remover metales pesados presentes en aguas. Caso Cromo y Mercurio, *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 12(1) ,94-109.
<https://doi.org/10.46571/JCI.2020.1.8>
- Satiroglu, N., Yalcinkaya, Y., Denizli, A., Arica, M., Bektas, S. y Gernc, Ö. (2002). Application of NaOH treated *Polyporus versicolor* for removal of divalent ions of Group IIB elements from synthetic wastewater. *Process Biochemistry*, 38(1), 65-72. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(02\)00057-2](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(02)00057-2)
- Schiewer, S. (1996). *Multi-metal ion exchange in biosorption. Environmental Science Technology*, 30(10), 2921-2927.
<http://biosorption.mcgill.ca/publication/PDFs/113-EST'96-10,2921-7-MODmultM,ss.pdf>
- Schiewer, S. y Volesky, B. (1996). Modeling Multi-Metal Ion Exchange in Biosorption. *Environmental Science and Technology* ,30(10) ,2921-2927.
<https://doi.org/10.1021/es950800n>

- Schiewer, S., y Volesky, B. (1995). Modeling of the proton-metal ion exchange in biosorption. *Environmental science and technology* ,29(12), 3049-3058. <https://doi.org/10.1021/es00012a024>
- Servicio Nacional de Parques (NSP). (s.f.). *Mercury and Toxics in Nature*. <https://www.nps.gov/subjects/air/nature-toxics.htm>
- Silva, J., Morantea, L., Morenoa, C., Cuizano, N., Navarro, A. y Llanosa, B. (2018). Mejora de las propiedades adsorptivas de biomateriales mediante modificaciones químicas en la eliminación de antibióticos. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 84(2). http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1810-634X2018000200003&lng=es&nrm=iso
- Stella, L. (2014). *The Preparation and Characterization of Phosphoric Acid modified Ferula Communis Biomass and its Application in the Removal of BR-9 Dye*. [Thesis for the degree of Master of Science in Chemistry, Eastern Mediterranean University]. Archivo digital. <http://hdl.handle.net/11129/3280>
- Sun, J., Sun, X., Sun, R., Fowler, P. y Baird, M. (2003). Inhomogeneities in the chemical structure of sugarcane bagasse lignin. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51(23), 6719-6725. <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/jf034633j>
- Sun, N., Wen, X. y Yan, C. (2018). Adsorption of mercury ions from wastewater aqueous solution by amide functionalized cellulose from sugarcane bagasse. *International Journal of Biological Macromolecules*, 108, 1199-1206. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.11.027>

- Tan, G., Sun, W., Xu, Y., Wang, H. y Xu, N. (2016) Bioresource technology sorption of mercury (II) and atrazine by biochar, modified biochars and biochar based activated carbon in aqueous solution *Bioresource Technology*, 211,727-735. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.147>
- Tejada, C., Herrera, A. y Núñez, J. (2016). Remoción de plomo por biomásas residuales de cáscara de naranja (*citrus sinensis*) y zuro de maíz (*zea mays*). *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 19,169-178. <https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/126>
- Tejada, C., Ruiz, E., Gallo, J. y Moscote, J. (2015). Evaluation of the biosorption with african palm bagasse for the removal of Pb (II) in solution. *Prospect*, 13(1), 59-67. <http://dx.doi.org/10.15665/rp.v13i1.360>
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, A. y Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecnología y Ciencias*, 18(34), 109-123. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=344234336010>
- Thakur, V., Sharma, E., Guleria, A., Sangar, S. y Singh, K. (2020). Modification and management of lignocellulosic waste as an ecofriendly biosorbent for the application of heavy metal ions sorption. *Materials Today: Proceedings*, 32(4), 608-619. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.02.756>
- Thomas, V., Yallapu, M., Sreedhar, B. y Bajpai, S. (2009). Fabrication, Characterization of Chitosan/Nanosilver Film and Its Potential Antibacterial Application. *Journal of Biomaterials Science*, 20(14), 2129-2144. <https://doi.org/10.1163/156856209X410102>

- Torres, D., Morales, S. y Quintero, J. (2017). Evaluación de pretratamientos químicos sobre materiales lignocelulósicos. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 25(4). <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-33052017000400733>
- Troca, C. (2017). *Adsorbentes carbonosos a partir de materiales de desecho de origen industrial: Preparación, caracterización y aplicaciones*. [Tesis doctoral, Universidad de Extremadura]. Archivo digital. <http://hdl.handle.net/10662/6459>
- Úbeda, J. (2012). *Adsorbentes a partir de residuos. Estudio de lixiviación de metales*. [Trabajo final de carrera, Universidad Politécnica de Valencia]. Archivo digital. <https://riunet.upv.es/handle/10251/18318?show=full>
- Valladares-Cisneros, M., Valerio, C., De la Cruz, P. y Melgoza, R. (2017). Adsorbentes no-convencionales, alternativas sustentables para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 6(31) ,55-73. <https://doi.org/10.22395/rium.v16n31a3>
- Van Soest, P. y Robertson, J. (1991). Methods for dietary fiber, neutral detergent fibre and non-starch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science*, 74(2), 3583-3597. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(91\)78551-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2)
- Vargas, K. (2019). *Evaluación de un adsorbente natural a partir de residuos de cascara de mandarina para la adsorción de mercurio de aguas residuales artificiales*. [Propuesta de trabajo de grado, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano]. Archivo digital. <https://expeditiorepositorio.utadeo.edu.co/handle/20.500.12010/8123>
- Vásquez, L. y Montoya, K. (2018). *Características de asociatividad que influyen en la producción de flores del distrito de namora – cajamarca para la*

comercialización dentro del mercado estadounidense. [Tesis para para optar el título en Licenciada en Administración y Negocios Internacionales, Universidad Privada del Norte]. Archivo digital. <https://repositorio.upn.edu.pe/handle/11537/11330>

Ventura-Cruz, S. y Tecante, A. (2019). Extraction and characterization of cellulose nanofibers from Rose stems (*Rosa* spp.). *Carbohydrate Polymers* ,220, 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.05.053>

Volesky, B. y Holan, Z. (1995). Biosorption of heavy metals, *Biotechnology Progress*, 11,235-250. <https://doi.org/10.1021/bp00033a001>

Wagner, F. (2007). *Adsorção de metais tóxicos em efluente aquoso usando pó da casca de coco verde tratado.* [Tesis para optar por el grado académico de Máster en Ingeniería, Universidade Federal do Ceará]. Archivo digital. <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/2189>

Wassie, A. y Srivastava, V. (2016). Chemical treatment of teff straw by sodium hydroxide, phosphoric acid and zinc chloride: adsorptive removal of chromium. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13, 2415–2426. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1080-6>

Wojtusik, M. (2019). *Hidrólisis enzimática de materiales lignocelulósicos.* [Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid]. <https://eprints.ucm.es/id/eprint/51633/>

Xiaomin L., Yanru T., Zhexian X., Yinghui L. y Fang L. (2007). Study on the preparation of orange peel cellulose adsorbents and biosorption of Cd²⁺ from aqueous solution. *Separation and Purification Technology* ,55(1), 69-75. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.10.025>

- Xu X, Schierz A, Xu N, Cao X (2016) Comparison of the characteristics and mechanisms of Hg (II) sorption by biochars and activated carbon. *Journal of Colloid and Interface Science*, 463,55–60. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.10.003>
- Zewail, T. y Yousef, N. (2015). Kinetic study of heavy metal ions removal by ion exchange in batch conical air spouted bed, *Alexandria Engineering Journal* ,54(1) ,83-90 <https://doi.org/10.1016/j.aej.2014.11.008>
- Zhang, Y., Zheng, R., Zhao, J., Ma, F., Zhang, Y. y Meng, Q. (2014). Characterization of H₃PO₄-Treated Rice Husk Adsorbent and Adsorption of Copper (II) from Aqueous Solution. *BioMed Research International*, 2014, 496878. <https://doi.org/10.1155/2014/496878>
- Zhao, Y., Wang, Y., Zhu, J., Ragauskas, A., y Deng, Y. (2008). Enhanced enzymatic hydrolysis of spruce by alkaline pretreatment at low temperature. *Biotechnology and Bioengineering*, 99(6), 1320–1328. <https://doi.org/10.1002/bit.21712>

X. ANEXOS

Anexo 1: Panel fotográfico

Figura 26

Recolección de residuos de tallos de rosa



Figura 27

Pretratamiento de la biomasa residual de tallos de rosa



Figura 28

Obtención de BRTM01



Figura 29

Obtención de BRTM02



Figura 30

Determinación del Punto de carga cero (PZC)



Figura 31

Determinación de contenido de cenizas.



Figura 32

Método Boehm: Determinación de grupos ácidos y básicos



Figura 33

Determinación de hemicelulosa y celulosa



Figura 34

Determinación de Lignina

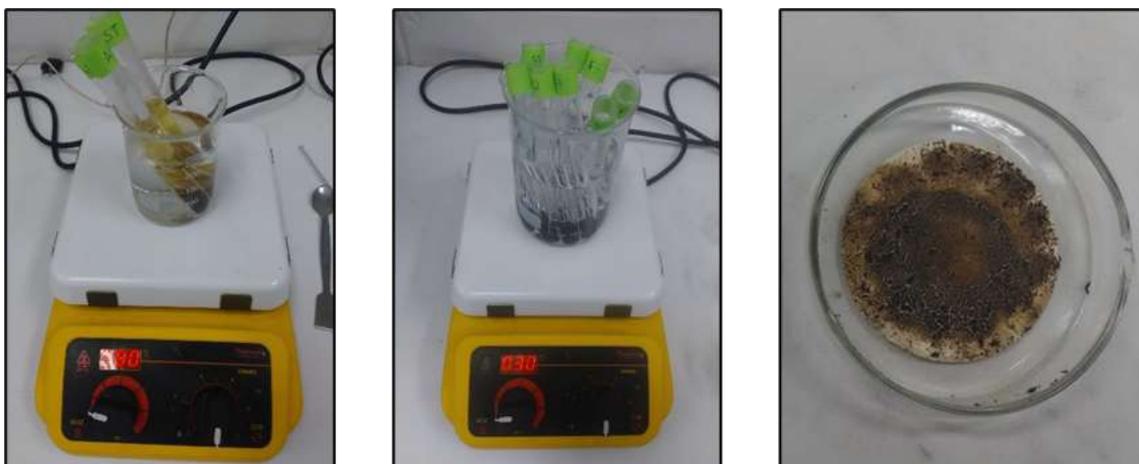


Figura 35

Ensayos de adsorción de mercurio (II)



Figura 36

Ensayos de adsorción de mercurio (II)- Protocolos Covid-19



Anexo 2: Resolución directoral de aprobación del proyecto de tesis



RESOLUCIÓN DIRECTORAL ACADÉMICA DE CARRERA N°042-2020-DACIA-DAFCA-U.CIENTIFICA

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Lima 19 de febrero del 2020

VISTO:

La solicitud presentada por: **Oscar Eduardo Rodríguez Gómez** con el fin de extender la fecha de aprobación del proyecto de tesis titulado: **Biosorción estática de mercurio (II) mediante biomasa residual de tallos de rosa modificada (*Rosa sp.*) en disoluciones acuosas**, previamente fijada el día: 05 de mayo del 2020.

CONSIDERANDO:

Que, de acuerdo a lo dispuesto en los reglamentos de pre y posgrado de la Universidad Científica del Sur (artículos 93 y 46, respectivamente) el tesista tiene como máximo un (1) año para la ejecución y sustentación de la tesis, pudiendo solicitar una prórroga a la Dirección Académica de Carrera hasta por seis (6) meses, previa justificación".

Que, recibida la justificación del tesista en donde indica los motivos que sustentan su solicitud a la extensión del plazo para la sustentación de tesis.

SE RESUELVE:

Aprobar la solicitud para la extensión del plazo de la aprobación del proyecto de tesis titulada: **Biosorción estática de mercurio (II) mediante biomasa residual de tallos de rosa modificada (*Rosa sp.*) en disoluciones acuosas**, indicando como fecha final para la presentación del informe final de tesis el día: **01 de noviembre de 2020**.

Regístrese, comuníquese y archívese.



Mg. Gonzalo Francisco Flores Roca
Director Académico
Carrera de Ingeniería Ambiental

Anexo 3. Constancia del comité de Ética

COMITÉ INSTITUCIONAL DE ÉTICA EN INVESTIGACIÓN CON ANIMALES Y BIODIVERSIDAD



Constancia N° 14-CIEI-AB-CIENTÍFICA-2019

El presidente del Comité Institucional de Ética en Investigación con Animales y Biodiversidad de la Universidad Científica del Sur (CIEI-AB-CIENTÍFICA) da constancia que el proyecto de investigación, cuyos datos se registran a continuación, ha sido aprobado.

Código de registro: **027-2018-PRE11**
 Título: **Biosorción estática de mercurio (II) mediante biomasa residual de los tallos de rosa modificada (*Rosa sp.*) en disoluciones acuosas**
 Investigadoras: **Oscar Eduardo Rodríguez Gómez**

La aprobación del proyecto de investigación implica que el documento presentado a evaluación cumple con los lineamientos de Universidad en materia de investigación y ética, los cuales se sustentan en la normativa internacional vigente.

En tal sentido, esta aprobación carecerá de valor si es que el proyecto de investigación arriba indicado es modificado de cualquier forma. Toda enmienda, añadido, eliminación o eventualidad (eventos adversos, etc.) posterior a la fecha de aprobación debe ser reportado al CIEI-AB-CIENTÍFICA.

La vigencia de la aprobación de este documento es de dieciocho (18) meses (hasta el 13 de setiembre del 2020), periodo en el que puede desarrollarse el proyecto. Cualquier trámite para su renovación deberá ser enviado antes del término de la vigencia de este documento, debiendo suspenderse todo desarrollo hasta que la renovación sea aprobada.

Villa El Salvador, 14 de marzo de 2019




Med. Vet. Gianmarco Paolo Rojas Moreno
 Presidente
 Comité Institucional de Ética en Investigación
 con Animales y Biodiversidad

Anexo 4. Resultados de cuantificación de mercurio (II) - INCALAB DEL PERU S.A.C.

INFORME DE ENSAYO N° MA20110005

DATOS DEL CLIENTE

Nombre del Cliente : OSCAR EDUARDO RODRIGUEZ GOMEZ
 Domicilio Legal : JR. CESAR LOPEZ ROJAS 173 DPTO. 1005 LIMA-LIMA-SAN MIGUEL
 Solicitado Por : OSCAR EDUARDO RODRIGUEZ GOMEZ
 Referencia : O/S 20110005 // PROYECTO DE INVESTIGACIÓN

DATOS DE LA MUESTRA

Procedencia	: UNIVERSIDAD CIENTIFICA DEL SUR - VILLA EL SALVADOR	Fecha de Muestreo	: 05/11/2020
Plan de Muestreo	: Realizado por el Cliente	Fecha de Ingreso	: 05/11/2020
Cantidad de Punto(s)	: 9	Fecha Inicio Ensayo	: 05/11/2020
Condición de la Muestra	: Frascos de plástico, preservados y refrigerados	Fecha de Término de Ensayo	: 11/11/2020

MÉTODOS DE ENSAYO

Parámetros	Norma
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 3030 K, 3125 B, 23rd Ed. 2017. Preliminary Treatment of Samples. Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry (ICP-MS) Method

(*) Los métodos indicados no han sido acreditados por el INCALAB-DA.

SGLAS "SM" Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA, AWWA, WEF.

			EA1Y	EA1X	EA1Z
Cod. Cliente			201105.01	201105.02	201105.03
Cod. Lab.			201105.01	201105.02	201105.03
Tipo de Producto			Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
Fecha de Muestreo			05/11/20	05/11/20	05/11/20
Hora de Muestreo			10:07 a. m.	10:07 a. m.	10:07 a. m.
Ubicación Geográfica UTM			-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.39004	0.42893	0.44400

			EA2Y	EA2X	EA2Z
Cod. Cliente			201105.04	201105.05	201105.06
Cod. Lab.			201105.04	201105.05	201105.06
Tipo de Producto			Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
Fecha de Muestreo			05/11/20	05/11/20	05/11/20
Hora de Muestreo			10:23 a. m.	10:23 a. m.	10:23 a. m.
Ubicación Geográfica UTM			-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.59298	0.60674	0.60431

			EA3Y	EA3X	EA3Z
Cod. Cliente			201105.07	201105.08	201105.09
Cod. Lab.			201105.07	201105.08	201105.09
Tipo de Producto			Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
Fecha de Muestreo			05/11/20	05/11/20	05/11/20
Hora de Muestreo			11:02 a. m.	11:02 a. m.	11:02 a. m.
Ubicación Geográfica UTM			-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	1.23700	1.22700	1.19400

INFORME DE ENSAYO N° MA20110010

Cod. Cliente		EA4X	EA4Y	EA4Z	
Cod. Lab.		201118.01	201118.02	201118.03	
Tipo de Producto		Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	
Fecha de Muestreo		18/11/20	18/11/20	18/11/20	
Hora de Muestreo		08:15 a. m.	09:15 a. m.	09:15 a. m.	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	2.191	7.501	2.122

Cod. Cliente		EA5X	EA5Y	EA5Z	
Cod. Lab.		201118.04	201118.05	201118.06	
Tipo de Producto		Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	
Fecha de Muestreo		18/11/20	18/11/20	18/11/20	
Hora de Muestreo		10:20 a. m.	10:20 a. m.	10:20 a. m.	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	1.184	1.179	1.253

Cod. Cliente		EA6X	EA6Y	EA6Z	
Cod. Lab.		201118.07	201118.08	201118.09	
Tipo de Producto		Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	
Fecha de Muestreo		18/11/20	18/11/20	18/11/20	
Hora de Muestreo		10:30 a. m.	10:30 a. m.	10:30 a. m.	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	1.286	1.243	1.411

Cod. Cliente		EA7X	EA7Y	EA7Z	
Cod. Lab.		201118.10	201118.11	201118.12	
Tipo de Producto		Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	
Fecha de Muestreo		18/11/20	18/11/20	18/11/20	
Hora de Muestreo		11:01 a. m.	11:01 a. m.	11:01 a. m.	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	3.078	2.908	2.931

Cod. Cliente		EA8X	EA8Y	EA8Z	
Cod. Lab.		201118.13	201118.14	201118.15	
Tipo de Producto		Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	
Fecha de Muestreo		18/11/20	18/11/20	18/11/20	
Hora de Muestreo		11:08 a. m.	11:08 a. m.	11:08 a. m.	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	4.586	3.636	4.306

			Cod. Cliente	EA0X	EA0Y	EA0Z
			Cod. Lab.	201118.16	201118.17	201118.18
			Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
			Fecha de Muestreo	18/11/20	18/11/20	18/11/20
			Hora de Muestreo	11:15 a. m.	11:15 a. m.	11:15 a. m.
			Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
				-	-	-
				-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados	
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	5.164	5.067	5.191	

INFORME DE ENSAYO N° MA20120003

			Cod. Cliente	EA10X	EA10Y	EA10Z
			Cod. Lab.	201201.01	201201.02	201201.03
			Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
			Fecha de Muestreo	01/12/20	01/12/20	01/12/20
			Hora de Muestreo	09:20 a. m.	09:20 a. m.	09:20 a. m.
			Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
				-	-	-
				-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados	
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	6.148	6.271	6.139	

			Cod. Cliente	EA4X*R	EA4Y*R	EA4Z*R
			Cod. Lab.	201201.04	201201.05	201201.06
			Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
			Fecha de Muestreo	01/12/20	01/12/20	01/12/20
			Hora de Muestreo	09:40 a. m.	09:40 a. m.	09:40 a. m.
			Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
				-	-	-
				-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados	
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	5.735	5.478	5.817	

			Cod. Cliente	EA11X	EA11Y	EA11Z
			Cod. Lab.	201201.07	201201.08	201201.09
			Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
			Fecha de Muestreo	01/12/20	01/12/20	01/12/20
			Hora de Muestreo	10:21 a. m.	10:21 a. m.	10:21 a. m.
			Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
				-	-	-
				-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados	
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	4.207	4.230	4.355	

			Cod. Cliente	EA12X	EA12Y	EA12Z
			Cod. Lab.	201201.10	201201.11	201201.12
			Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
			Fecha de Muestreo	01/12/20	01/12/20	01/12/20
			Hora de Muestreo	11:30 a. m.	11:30 a. m.	11:30 a. m.
			Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
				-	-	-
				-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	7.643	8.199	7.535	

INFORME DE ENSAYO N° MA20120010

			Cod. Cliente	EA13X	EA13Y	EA13Z
			Cod. Lab.	201215.01	201215.02	201215.03
			Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
			Fecha de Muestreo	15/12/20	15/12/20	15/12/20
			Hora de Muestreo	09:15 a. m.	09:15 a. m.	09:15 a. m.
			Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
				-	-	-
				-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.22448	0.22742	0.24419	

			Cod. Cliente	EA14X	EA14Y	EA14Z
			Cod. Lab.	201215.04	201215.05	201215.06
			Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
			Fecha de Muestreo	15/12/20	15/12/20	15/12/20
			Hora de Muestreo	10:20 a. m.	10:20 a. m.	10:20 a. m.
			Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
				-	-	-
				-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.33063	0.35777	0.32662	

			Cod. Cliente	EA15X	EA15Y	EA15Z
			Cod. Lab.	201215.07	201215.08	201215.09
			Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
			Fecha de Muestreo	15/12/20	15/12/20	15/12/20
			Hora de Muestreo	11:30 a. m.	11:30 a. m.	11:30 a. m.
			Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
				-	-	-
				-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.82702	0.85064	0.83408	

		Cod. Cliente	EA16X	EA16Y	EA16Z
		Cod. Lab.	201215.10	201215.11	201215.12
		Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
		Fecha de Muestreo	15/12/20	15/12/20	15/12/20
		Hora de Muestreo	11:53 a.m.	11:53 a.m.	11:53 a.m.
		Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	2.203	2.234	2.205

INFORME DE ENSAYO N° MA20120025

		Cod. Cliente	EA17X	EA17Y	EA17Z
		Cod. Lab.	201230.01	201230.02	201230.03
		Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
		Fecha de Muestreo	30/12/20	30/12/21	30/12/22
		Hora de Muestreo	8:40 a.m.	8:40 a.m.	8:40 a.m.
		Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	2.08000	2.13300	2.18900

		Cod. Cliente	EA18X	EA18Y	EA18Z
		Cod. Lab.	201230.04	201230.05	201230.06
		Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
		Fecha de Muestreo	30/12/20	30/12/21	30/12/22
		Hora de Muestreo	8:58 a.m.	8:58 a.m.	8:58 a.m.
		Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	1.60000	1.59300	1.58500

		Cod. Cliente	EA19X	EA19Y	EA19Z
		Cod. Lab.	201230.07	201230.08	201230.09
		Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
		Fecha de Muestreo	30/12/30	30/12/30	30/12/30
		Hora de Muestreo	9:30 a.m.	9:30 a.m.	9:30 a.m.
		Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.39328	0.38997	0.38643

		Cod. Cliente	EA20X	EA20Y	EA20Z
		Cod. Lab.	201230.10	201230.11	201230.12
		Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
		Fecha de Muestreo	30/12/20	30/12/21	30/12/22
		Hora de Muestreo	10:30 a.m.	10:30 a.m.	10:30 a.m.
		Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.02372	0.02101	0.02011

		Cod. Cliente	EA21X	EA21Y	EA21Z
		Cod. Lab.	201230.13	201230.14	201230.15
		Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
		Fecha de Muestreo	30/12/20	30/12/20	30/12/20
		Hora de Muestreo	12:30 p.m.	12:30 p.m.	12:30 p.m.
		Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.02048	0.02010	0.01904

INFORME DE ENSAYO N° MA21010014

		Cod. Cliente	EA22X	EA22Y	EA22Z
		Cod. Lab.	210115.01	210115.02	210115.03
		Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
		Fecha de Muestreo	14/01/21	14/01/21	14/01/21
		Hora de Muestreo	10:20 a.m.	10:20 a.m.	10:20 a.m.
		Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.06405	0.06594	0.06480

		Cod. Cliente	EA23X	EA23Y	EA23Z
		Cod. Lab.	210115.04	210115.05	210115.06
		Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
		Fecha de Muestreo	14/01/21	14/01/21	14/01/21
		Hora de Muestreo	10:20 a.m.	10:20 a.m.	10:20 a.m.
		Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.06559	0.06119	0.06363

		Cod. Cliente	EA24X	EA24Y	EA24Z
		Cod. Lab.	210115.07	210115.08	210115.09
		Tipo de Producto	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada
		Fecha de Muestreo	14/01/21	14/01/21	14/01/21
		Hora de Muestreo	03:00 p.m.	03:00 p.m.	03:00 p.m.
		Ubicación Geográfica UTM	-	-	-
			-	-	-
			-	-	-
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.04873	0.05059	0.04752

Cod. Cliente		EA25X	EA25Y	EA25Z	
Cod. Lab.		210115.10	210115.11	210115.12	
Tipo de Producto		Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	
Fecha de Muestreo		14/01/21	14/01/21	14/01/21	
Hora de Muestreo		03:00 p.m.	03:00 p.m.	03:00 p.m.	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
		-	-	-	
		-	-	-	
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.04401	0.04868	0.04713

INFORME DE ENSAYO N° MA21010016

Cod. Cliente		EA26X	EA26Y	EA26Z	
Cod. Lab.		210116.01	210116.02	210116.03	
Tipo de Producto		Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	
Fecha de Muestreo		15/01/21	15/01/21	15/01/21	
Hora de Muestreo		10:20 a.m.	10:20 a.m.	10:20 a.m.	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
		-	-	-	
		-	-	-	
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.09107	0.09798	0.06888

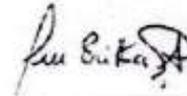
Cod. Cliente		EA27X	EA27Y	EA27Z	
Cod. Lab.		210116.04	210116.05	210116.06	
Tipo de Producto		Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	
Fecha de Muestreo		15/01/21	15/01/21	15/01/21	
Hora de Muestreo		10:20 a.m.	10:20 a.m.	10:20 a.m.	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
		-	-	-	
		-	-	-	
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.10174	0.10601	0.09466

Cod. Cliente		EA26X	EA26Y	EA26Z	
Cod. Lab.		210116.07	210116.08	210116.09	
Tipo de Producto		Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	
Fecha de Muestreo		15/01/21	15/01/21	15/01/21	
Hora de Muestreo		03:00 p.m.	03:00 p.m.	03:00 p.m.	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
		-	-	-	
		-	-	-	
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.15488	0.14112	0.13999

Cod. Cliente		EA29X	EA29Y	EA29Z	
Cod. Lab.		210116.10	210116.11	210116.12	
Tipo de Producto		Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	Agua de Proceso Purificada	
Fecha de Muestreo		15/01/21	15/01/21	15/01/21	
Hora de Muestreo		03:00 p.m.	03:00 p.m.	03:00 p.m.	
Ubicación Geográfica UTM		-	-	-	
		-	-	-	
		-	-	-	
Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Mercurio Total (Mercurio II) (*)	mg/L	0.00007	0.23728	0.24776	0.22386

Legenda: L.D = Límite de detección N.A. = No aplica

San Juan de Miraflores, 25 de Enero del 2021



Erika Aliaga Ibarra
Supervisor de laboratorio
CIP N° 100391

USO DEL INFORME

- 1.- El presente informe solo es válido para el lote de muestras de la referencia.
- 2.- El lote de muestras que incluye el presente informe y/o muestras dirimientes en el caso que sean solicitadas por el cliente o entidad licitante serán descartadas a los 30 días calendario de la fecha de emisión de este documento, salvo que su perecibilidad exija un periodo menor, en este caso el periodo de custodia será definido por los requisitos del método empleado.
- 3.- El presente informe de ensayo es un documento controlado, su adulteración o uso indebido constituye delito contra la fe pública y es regulada de acuerdo a las leyes vigentes tanto en materia civil como penal. Está prohibida la reproducción parcial o total del presente informe, salvo autorización escrita de Incalab del Perú S.A.C.

Al servicio de la Industria Peruana y cuidado del Medio Ambiente. Visitenos en: www.incalab.com.pe

Anexo 5. Determinación de hemicelulosa, celulosa y lignina

Tabla 22

Análisis detallado de la determinación de hemicelulosa, celulosa y lignina

Composición %	B RTP					B RTM01					B RTM02				
	Media	σ	Media	σ	Media	σ									
Peso inicial	0.05	0.05	0.05	0.05	0.00	0.05	0.05	0.05	0.05	0.00	0.05	0.05	0.05	0.05	0.00
DN %*	82.50	77.71	80.54	80.25	2.41	94.48	93.65	92.63	93.59	0.93	88.63	88.54	87.16	88.11	0.82
DA %**	59.84	56.57	56.23	57.55	1.99	74.56	75.77	74.70	75.01	0.66	73.14	74.17	75.68	74.33	1.28
Hemicelulosa %	22.66	21.14	24.32	22.71	1.59	19.92	17.88	17.93	18.58	1.16	15.49	14.37	11.48	13.78	2.07
H ₂ SO ₄ %	12.52	11.05	11.87	11.81	0.74	16.17	15.58	15.74	15.83	0.31	7.84	9.71	11.67	9.74	1.92
Celulosa %	47.32	45.52	44.36	45.73	1.49	58.38	60.19	58.96	59.18	0.92	65.29	64.47	64.01	64.59	0.65
Peso inicial	0.10	0.10	0.10	0.10	0.00	0.10	0.10	0.10	0.10	0.00	0.10	0.10	0.10	0.10	0.00
Lignina %	23.73	21.84	22.18	22.58	1.01	25.10	25.15	26.11	25.45	0.57	19.49	17.92	18.69	18.70	0.78

Nota. * Detergente neutro, ** Detergente ácido.

Anexo 6. Evaluación del efecto del tratamiento químico y pH

Tabla 23

Análisis detallado de la evaluación del efecto del tratamiento químico y pH

Biomasa	pH	Repetición	C _o	C _e	Remoción %	Q _e (mg/g)
BRTM01	5.5	X	10	0.39004	96.100	5.766
		Y	10	0.42893	95.711	5.743
		Z	10	0.44400	95.560	5.734
	4.5	X	10	0.59298	94.070	5.644
		Y	10	0.69674	93.033	5.582
		Z	10	0.69431	93.057	5.583
	3.5	X	10	1.23700	87.630	5.258
		Y	10	1.22700	87.730	5.264
		Z	10	1.19400	88.060	5.284
BRTM02	5.5	X	10	1.18400	88.160	5.290
		Y	10	1.17900	88.210	5.293
		Z	10	1.25300	87.470	5.248
	4.5	X	10	1.26600	87.340	5.240
		Y	10	1.24300	87.570	5.254

		Z	10	1.41100	85.890	5.153
		X	10	5.73500	42.650	2.559
	3.5	Y	10	5.47800	45.220	2.713
		Z	10	5.81700	41.830	2.510
		X	10	3.07800	69.220	4.153
	5.5	Y	10	2.90800	70.920	4.255
		Z	10	2.93100	70.690	4.241
		X	10	4.58600	54.140	3.248
B RTP	4.5	Y	10	3.83600	61.640	3.698
		Z	10	4.39600	56.040	3.362
		X	10	5.16400	48.360	2.902
	3.5	Y	10	5.05700	49.430	2.966
		Z	10	5.19100	48.090	2.885

Anexo 6. Efecto de la concentración de adsorbato

Tabla 24

Análisis detallado de la evaluación del efecto de la concentración inicial de mercurio (II)

C ₀	Repetición	C _e	Remoción %	Q _e (mg/g)
2.5	X	0.22448	91.02	1.37
	Y	0.22742	90.90	1.36
	Z	0.24419	90.23	1.35
5	X	0.33063	93.39	2.80
	Y	0.35777	92.84	2.79
	Z	0.32862	93.43	2.80
10	X	0.82702	91.73	5.50
	Y	0.85064	91.49	5.49
	Z	0.83408	91.66	5.50
15	X	2.203	85.31	7.68
	Y	2.234	85.11	7.66
	Z	2.205	85.30	7.68
20	X	4.207	78.97	9.48
	Y	4.23	78.85	9.46

	Z	4.355	78.23	9.39
	X	6.148	75.41	11.31
25	Y	6.271	74.92	11.24
	Z	6.139	75.44	11.32
	X	7.643	74.52	13.41
30	Y	8.199	72.67	13.08
	Z	7.535	74.88	13.48

Anexo 7. Efecto del tiempo de contacto

Tabla 25

Análisis detallado de la evaluación del efecto de tiempo de contacto

Tiempo de contacto	Repetición	C _e	Remoción %	Q _e (mg/g)
15	X	2.080	58.40	1.75
	Y	2.133	57.34	1.72
	Z	2.189	56.22	1.69
30	X	1.600	68.00	2.04
	Y	1.593	68.14	2.04
	Z	1.585	68.30	2.05
60	X	0.39328	92.13	2.76
	Y	0.38997	92.20	2.77
	Z	0.38643	92.27	2.77
120	X	0.02372	99.53	2.986
	Y	0.02101	99.58	2.987
	Z	0.02011	99.60	2.988
240	X	0.02046	99.59	2.988
	Y	0.02010	99.60	2.988
	Z	0.01904	99.62	2.989

Anexo 8. Desorción y reutilización

Tabla 26

Desorción y reutilización de la BRTM01 para la adsorción de mercurio (II)

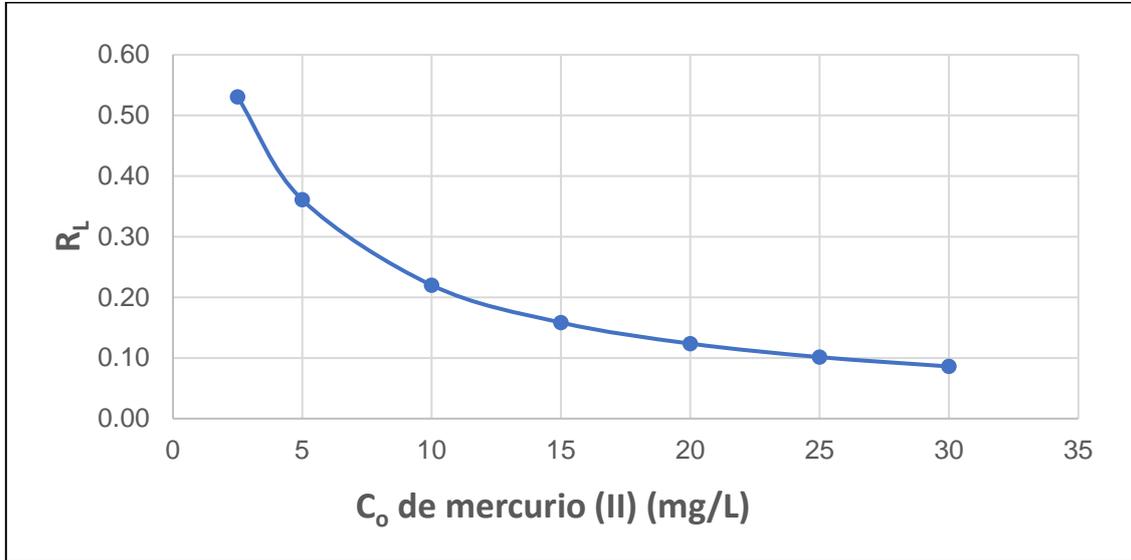
Repetición	HNO ₃ (1 mol. L ⁻¹)				HCl (0.5 mol. L ⁻¹)			
	C _e	Remoción %	Media	σ	C _e	Remoción %	Media	σ
1er ciclo								
X	0.064	98.72			0.047	99.07		
Y	0.066	98.68	98.7%	0.02%	0.051	98.99	99.0%	0.04%
Z	0.065	98.70			0.048	99.05		
2do ciclo								
X	0.066	98.69			0.04401	99.12		
Y	0.061	98.78	98.7%	0.04%	0.04868	99.03	99.1%	0.05%
Z	0.064	98.73			0.04713	99.06		
3er ciclo								
X	0.091	98.18			0.155	96.90		
Y	0.098	98.05	98.1%	0.09%	0.141	97.18	97.1%	0.17%
Z	0.089	98.22			0.140	97.20		
4to ciclo								
X	0.102	97.97	98.0%	0.11%	0.23728	95.25	95.3%	0.24%

Y	0.106	97.88	0.24776	95.04
Z	0.095	98.11	0.22386	95.52

Anexo 9. Verificación del ajuste al modelo de Langmuir

Figura 37

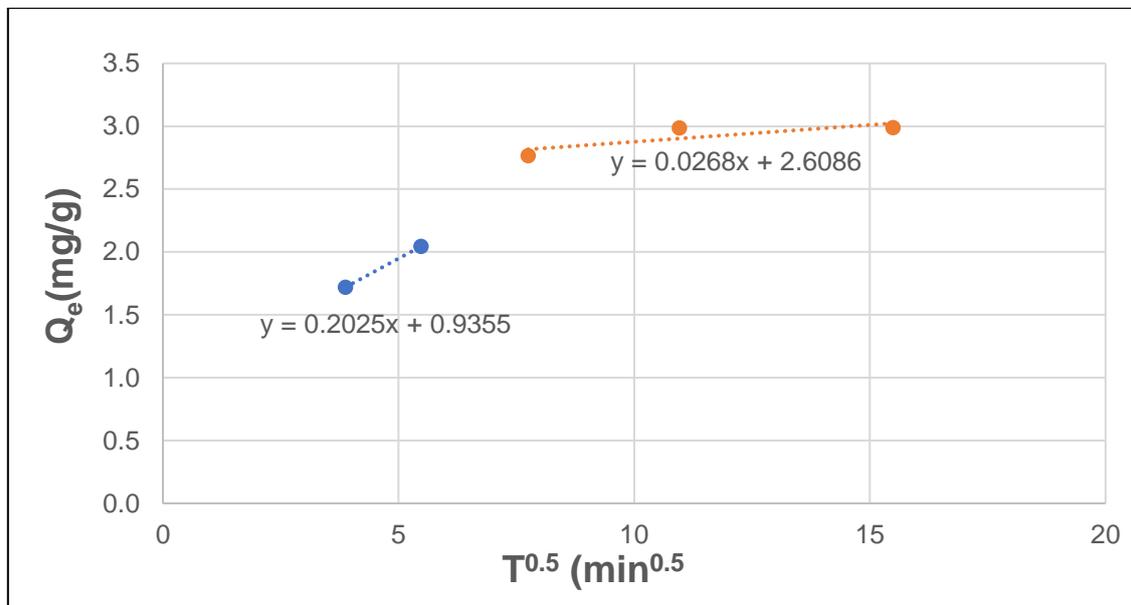
Distribución de R_L



Anexo 10. Modelo cinético de Weber y Morris

Figura 38

Ajuste multilineal al modelo cinético de Weber y Morris



Anexo 11. Análisis estadístico

- **Caracterización**

Se realizó la prueba de normalidad (Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (Levene) para determinar el uso de pruebas paramétricas o no paramétricas. Para las categorías de humedad %, cenizas %, lignina %, celulosa % y sitios ácidos totales(mmol/g), se empleó la prueba paramétrica de ANOVA y para las categorías de sitios básicos totales(mmol/g), grupos carboxílicos fuertes(mmol/g), grupos carboxílicos débiles (mmol/g), densidad aparente(g/mL), densidad real(g/mL), porosidad %, grupos fenólicos (mmol/g) y hemicelulosa %, se optó por la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis.

Tabla 27

Resultados de la prueba paramétrica análisis de varianza (ANOVA)

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Humedad %	Inter-grupos	22,153	2	11,076	23,766	,001
	Intra-grupos	2,796	6	,466		
	Total	24,949	8			
Cenizas %	Inter-grupos	3,135	2	1,568	97,975	,000
	Intra-grupos	,096	6	,016		
	Total	3,231	8			
Lignina %	Inter-grupos	68,925	2	34,462	52,873	,000
	Intra-grupos	3,911	6	,652		
	Total	72,835	8			
Celulosa %	Inter-grupos	565,601	2	282,801	242,458	,000
	Intra-grupos	6,998	6	1,166		
	Total	572,600	8			
	Inter-grupos	,051	2	,025	7,000	,027

Sitios ácidos	Intra-grupos	,022	6	,004
totales				
(mmol/g)	Total	,072	8	

Nota. Se observa que para todas las categorías se rechaza la hipótesis nula ($\text{sig} < 0.05$).

Según la tabla 27, con un nivel de significación del 5%, se concluye que al menos una media es diferente para todas las categorías. Es por ello, se aplicó la prueba de POST HOC de Tukey para determinar específicamente entre qué biomásas existen diferencias significativas para cada una de las categorías, en la tabla 28 se observan los subconjuntos homogéneos por categoría.

Tabla 28

Pruebas POST HOC- Tukey

	Biomasa	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
			1	2	3
Humedad %	BRTM02	3	1,5367		
	BRTM01	3	2,1167		
	BRTP	3		5,1167	
	Sig.		,581	1,000	
Cenizas %	BRTM02	3	,2200		
	BRTM01	3	,4200		
	BRTP	3		1,5600	
	Sig.		,209	1,000	
Lignina %	BRTM02	3	18,7000		
	BRTM01	3		25,4533	
	BRTP	3			22,5833
	Sig.		1,000	1,000	1,000
Celulosa %	BRTP	3	45,7333		
	BRTM01	3		59,1767	
	BRTM02	3			64,5900

	Sig.		1,000	1,000	1,000
Sitios ácidos	BRTM02	3	3,0833		
totales	BRTM01	3	3,1000	3,1000	
(mmol/g)	BRTM01	3		3,2500	
	Sig.		,939	,051	

Nota. Biomosas en el mismo subconjunto significa que no existen diferencias significativas (nivel de significación del 5%).

Tabla 29

Resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis

Hipótesis nula	Sig	Contraste
La distribución de Sitios básicos totales (mmol/g) es la misma entre las categorías de Biomasa.	0,025	Rechazar la hipótesis nula
La distribución de Grupos carboxílicos fuertes (mmol/g) es la misma entre las categorías de Biomasa.	0,034	Rechazar la hipótesis nula
La distribución de Grupos carboxílicos débiles (mmol/g) es la misma entre las categorías de Biomasa.	0,085	Retener la hipótesis nula
La distribución de Densidad aparente (g/mL) es la misma entre las categorías de Biomasa.	0,026	Rechazar la hipótesis nula
La distribución de Densidad real (g/mL) es la misma entre las categorías de Biomasa.	0,027	Rechazar la hipótesis nula
La distribución de Porosidad % es la misma entre las categorías de Biomasa	0,027	Rechazar la hipótesis nula
La distribución de Grupos fenólicos (mmol/g) es la misma entre las categorías de Biomasa.	0,054	Retener la hipótesis nula
La distribución de Hemicelulosa % es la misma entre las categorías de Biomasa	0,027	Rechazar la hipótesis nula

Según la tabla 29, con un nivel de significación del 5%, se concluye que existen diferencias significativas en la distribución de las biomásas para todas las categorías ($\text{sig} < 0.05$), con excepción de los grupos carboxílicos débiles y grupos fenólicos. Posteriormente, se ejecutaron las comparaciones por parejas para determinar entre que grupos de la categoría existían diferencias significativas.

Figura 39

Comparaciones en parejas para la categoría de Sitios básicos totales (mmol/g)

Muestra 1-Muestra 2	Estadístico de prueba	Estándar Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. ajust.
BRTM02-BRTM01	3,000	2,208	1,359	,174	,523
BRTM02-BRTP	6,000	2,208	2,717	,007	,020
BRTM01-BRTP	3,000	2,208	1,359	,174	,523

Cada fila prueba la hipótesis nula hipótesis nula de que las distribuciones de la muestra 1 y la muestra 2 son iguales.
Se muestran las significaciones asintóticas (pruebas bilaterales). El nivel de significancia es ,05.

Según la figura 39, con un nivel de significación del 5%, se concluye que existen diferencias significativas entre los sitios básicos totales de la BRTM02 y BRTP.

Figura 40

Comparaciones en parejas para la categoría de Grupos carboxílicos fuertes (mmol/g)

Muestra 1-Muestra 2	Estadístico de prueba	Estándar Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. ajust.
BRTP-BRTM01	-3,333	2,189	-1,523	,128	,383
BRTP-BRTM02	-5,667	2,189	-2,589	,010	,029
BRTM01-BRTM02	-2,333	2,189	-1,066	,286	,859

Cada fila prueba la hipótesis nula hipótesis nula de que las distribuciones de la muestra 1 y la muestra 2 son iguales.
Se muestran las significaciones asintóticas (pruebas bilaterales). El nivel de significancia es ,05.

Según la figura 40, con un nivel de significación del 5%, se concluye que existen diferencias significativas entre los grupos carboxílicos fuertes de la BRTP y BRTM02.

Muestra 1-Muestra 2	Estadístico de prueba	Estándar Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. ajust.
BRTM01-BRTM02	-3,000	2,217	-1,353	,176	,528
BRTM01-BRTP	6,000	2,217	2,706	,007	,020
BRTM02-BRTP	3,000	2,217	1,353	,176	,528

Cada fila prueba la hipótesis nula hipótesis nula de que las distribuciones de la muestra 1 y la muestra 2 son iguales. Se muestran las significaciones asintóticas (pruebas bilaterales). El nivel de significancia es ,05.

Según la figura 41, con un nivel de significación del 5%, se concluye que existen diferencias significativas entre la densidad aparente de la BRTM01 y BRTP.

Figura 42

Comparaciones en parejas para la categoría de Densidad real (g/mL)

Muestra 1-Muestra 2	Estadístico de prueba	Estándar Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. ajust.
BRTP-BRTM02	-3,000	2,227	-1,347	,178	,534
BRTP-BRTM01	-6,000	2,227	-2,695	,007	,021
BRTM02-BRTM01	3,000	2,227	1,347	,178	,534

Cada fila prueba la hipótesis nula hipótesis nula de que las distribuciones de la muestra 1 y la muestra 2 son iguales. Se muestran las significaciones asintóticas (pruebas bilaterales). El nivel de significancia es ,05.

Según la figura 42, con un nivel de significación del 5%, se concluye que existen diferencias significativas entre la densidad real de la BRTP y BRTM01.

Figura 43

Comparaciones en parejas para la categoría de Porosidad %

Muestra 1-Muestra 2	Estadístico de prueba	Estándar Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. ajust.
B RTP-B RTM02	-3,000	2,227	-1,347	,178	,534
B RTP-B RTM01	-6,000	2,227	-2,695	,007	,021
B RTM02-B RTM01	3,000	2,227	1,347	,178	,534

Cada fila prueba la hipótesis nula hipótesis nula de que las distribuciones de la muestra 1 y la muestra 2 son iguales. Se muestran las significaciones asintóticas (pruebas bilaterales). El nivel de significancia es ,05.

Según la figura 43, con un nivel de significación del 5%, se concluye que existen diferencias significativas entre la porosidad de la B RTP y B RTM01.

Figura 44

Comparaciones en parejas para la categoría de Hemicelulosa %

Muestra 1-Muestra 2	Estadístico de prueba	Estándar Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.	Sig. ajust.
B RTM02-B RTM01	3,000	2,236	1,342	,180	,539
B RTM02-B RTP	6,000	2,236	2,683	,007	,022
B RTM01-B RTP	3,000	2,236	1,342	,180	,539

Cada fila prueba la hipótesis nula hipótesis nula de que las distribuciones de la muestra 1 y la muestra 2 son iguales. Se muestran las significaciones asintóticas (pruebas bilaterales). El nivel de significancia es ,05.

Según la figura 44, con un nivel de significación del 5%, se concluye que existen diferencias significativas entre el contenido de hemicelulosa de la B RTM02 y B RTP.

- **Ensayos de adsorción**

Para esta etapa solo se aplicó la prueba no paramétrica ya que ninguna categoría cumplió los supuestos normalidad y homocedasticidad.

Tabla 30

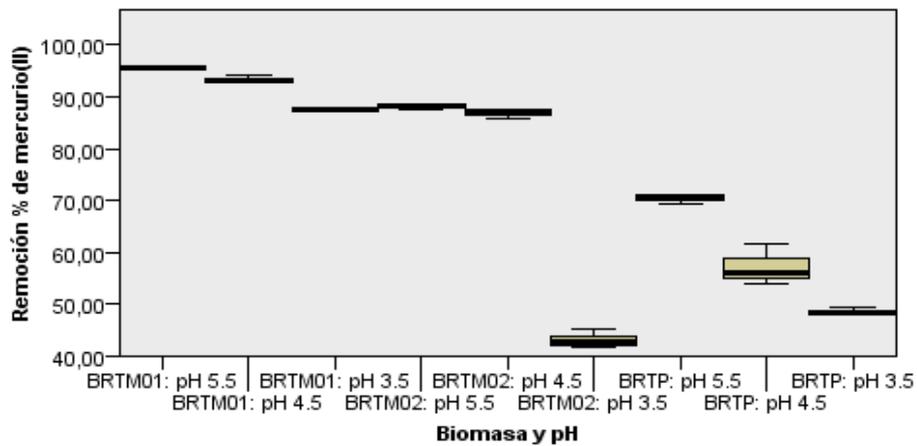
Prueba no paramétrica de Kruskal Wallis

Hipótesis nula	Sig	Contraste
La distribución de Remoción % es la misma entre las categorías de Biomasa y pH.	0,001	Rechazar la hipótesis nula
La distribución de Remoción % es la misma entre las categorías de Concentración de adsorbato	0,003	Rechazar la hipótesis nula
La distribución de Remoción % es la misma entre las categorías de Tiempo de contacto	0,011	Rechazar la hipótesis nula
La distribución de Remoción % es la misma entre las categorías de Ciclos de adsorción/desorción	0,002	Rechazar la hipótesis nula

Según la tabla 30, con un nivel de significación del 5% se concluye que la distribución es diferente para todas las categorías ($\text{sig} < 0.05$). Posteriormente, se ejecutaron las comparaciones por parejas para determinar entre que grupos de la categoría existían diferencias significativas. Es notable que no se haya encontrado mayores diferencias significativas en más grupos de cada categoría, esto podría deberse a que solo se realizaron 3 repeticiones por tratamiento, por lo que, para futuros estudios se recomienda usar 4 o más repeticiones por tratamiento.

Figura 45

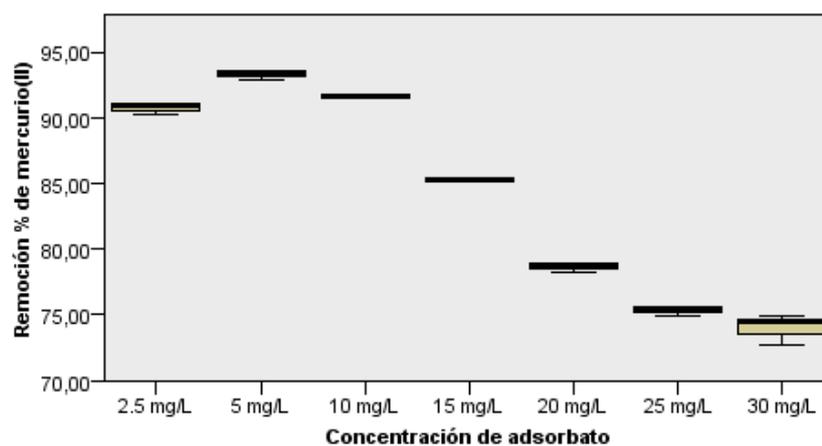
Prueba de Kruskal Wallis para la categoría de Biomasa y pH



Se rechaza la hipótesis nula y se concluye que existen diferencias significativas entre la remoción % perteneciente a los grupos BRTM02: pH 3.5 y BRTM01: pH 4.5 (sig ady=0.043), BRTM02: pH 3.5 y BRTM01: pH 5.5 (sig ady=0.008) y BRTP: pH 3.5 y BRTM01: pH 5.5 (sig ady=0.043) para un nivel de significación del 5 %.

Figura 46

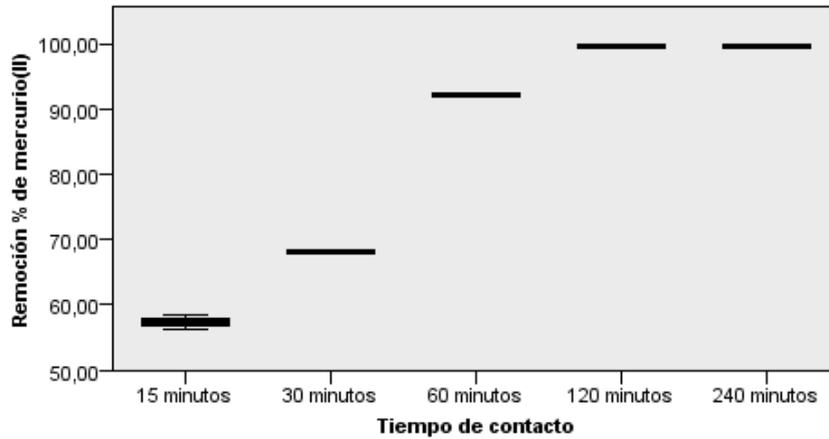
Prueba de Kruskal Wallis para la categoría de Concentración de adsorbato



Se rechaza la hipótesis nula y se concluye que existen diferencias significativas entre la remoción % perteneciente a los grupos 30 mg/L y 5 mg/L (sig ady=0.008) para un nivel de significación del 5%.

Figura 47

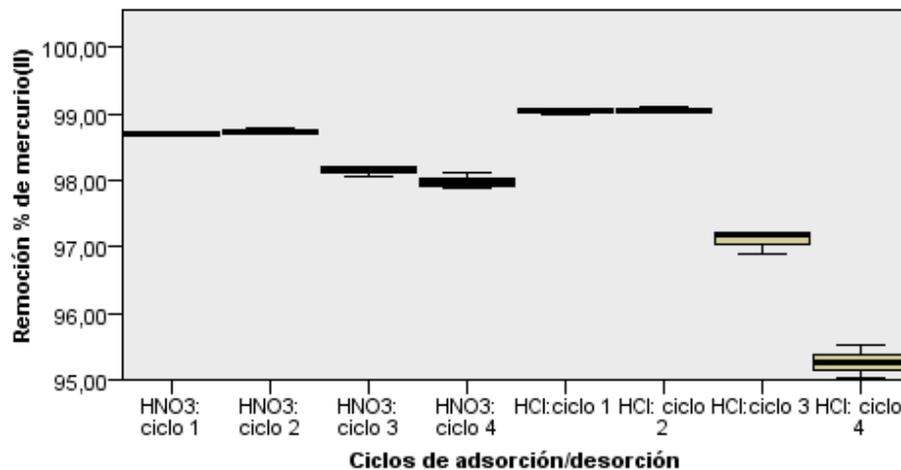
Prueba de Kruskal Wallis para la categoría de Tiempo de contacto



Se rechaza la hipótesis nula y se concluye que existen diferencias significativas entre la remoción % perteneciente a los grupos 15 minutos y 240 minutos (sig ady=0.016) para un nivel de significación del 5%.

Figura 48

Prueba de Kruskal Wallis para la categoría de Ciclos de adsorción/desorción



Se rechaza la hipótesis nula y se concluye que existen diferencias significativas entre la remoción % perteneciente a los grupos HCl: ciclo 4 y HCl: ciclo 1 (sig ady =0.028), HCl: ciclo 4 y HCl: ciclo 2 (sig ady =0.015) para un nivel de significación del 5%.