

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO
FACULTAD DE CIENCIAS
ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA



ADSORCION DE Hg Y Cu POR CÁSCARA DE *Solanum tuberosum* L. EN AGUA DE RELAVE DE LA MINERÍA DE LA LOCALIDAD DE SECOCHA- CAMANÁ-AREQUIPA

TESIS PRESENTADA POR:

Bach. Peña Contreras Liz Andrea

Bach. López Tejeira Paul Junior

PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL DE BIÓLOGO

ASESORA : Dra. Margoth Paiva Prado

CO ASESOR : Mgt. Qco. Mario Cumpa Cayuri

CUSCO – PERÚ

2020

ÍNDICE

Contenido

AGRADECIMIENTO	9
RESUMEN	10
INTRODUCCIÓN	12
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	14
JUSTIFICACIÓN	15
OBJETIVOS	16
1.1 OBJETIVO GENERAL:.....	16
1.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS:	16
CAPÍTULO I	18
GENERALIDADES	18
1.1. ANTECEDENTES	18
1.1.1. Internacionales	18
1.1.2. Nacionales.....	19
1.2. MARCO CONCEPTUAL	20
1.2.1. Biosorción	20
1.2.2. Metales pesados	36
1.2.3. Material bioadsorbente	54
1.2.4. La Ditizona.	56
1.2.5. Modelización de los procesos de equilibrio.....	58
1.2.6. Espectrofotometría de absorción atómica.....	64
CAPÍTULO II.....	66
ÁREA DE ESTUDIO	66
2.1. UBICACIÓN	66
2.1.1. Ubicación política	66
2.1.2. Ubicación geográfica	66
2.2. CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA DE EXTRACCION DE MUESTRAS DE AGUA DE RELAVE	67
2.2.1. Medio físico	67
2.2.2. Ecología	67
2.2.3. Zona de vida	68

CAPITULO III.....	70
MATERIALES Y MÉTODOS	70
3.1. MATERIALES	70
3.1.1. Material de estudio	70
3.1.2. Materiales de campo	70
3.1.3. Materiales de laboratorio	70
3.1.4. Materiales de escritorio.....	72
3.2. MÉTODOLÓGÍA	72
3.2.1. Tipo de investigación.....	72
3.2.2. Variables de la investigación.	72
3.2.3. Muestreo de agua de relave.	72
3.2.4. Recolección de cáscara de <i>Solanum tuberosum</i>	73
3.2.5. Procedimiento experimental en laboratorio.	73
3.2.6. Preparación del bioadsorbente	74
3.2.7. Pruebas de remoción.	76
3.2.8. Analisis estadístico	92
CAPITULO IV	93
RESULTADOS	93
4.1. BIOADSORCIÓN DE COBRE POR CÁSCARA DE PAPA	93
4.1.1. Adsorción y remoción de Cobre a diferentes pH.....	93
4.1.2. Adsorción y remoción de Cobre a diferentes concentraciones del metal (ppm). 95	
4.1.3. Adsorción y remoción de cobre a diferentes pesos del bioadsorbente.	97
4.2. BIOADSORCIÓN DE MERCURIO POR CÁSCARA DE PAPA	99
4.2.1. Adsorción y remoción de mercurio a diferentes pH.	99
4.2.2. Adsorción y remoción de mercurio a diferentes concentraciones del metal (ppm). 102	
4.2.3. Adsorción y remoción de mercurio a diferentes pesos del bioadsorbente. 103	
4.3. RESULTADOS DE BIOADSORCION PARA EL AGUA DE RELAVE DE LA MINERA DE SECOCHA	105
4.3.1. Adsorción y remoción de cobre en agua de relave de la mineria Secocha. 105	
4.3.2. Adsorción y remoción de mercurio en agua de relave de la mineria Secocha.	107

DISCUSIONES	109
CONCLUSIONES	110
RECOMENDACIONES	111
BIBLIOGRAFÍA	112
ANEXO 1. GALERIA FOTOGRAFICA	120
ANEXO 2. ANÁLISIS FISICOQUÍMICO DE LAS MUESTRAS DE AGUA DE LA MINERA DE ORO (SECOCHA)	135
CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DEL AGUA	137
ANEXO 3. DETERMINACIÓN DEL PORCENTAJE DE FIBRA	139
ANEXO 4. RENDIMIENTO DE LA OBTENCIÓN DEL MATERIAL BIOLÓGICO.	140
ANEXO 5. ANALISIS ESTADISTICO	141
1. ADSORCIÓN Y REMOCION DE COBRE A DIFERENTES pH.	141
2. ADSORCIÓN Y REMOCION DE COBRE A DIFERENTES CONCENTRACIONES DEL METAL (ppm).	143
3. ADSORCIÓN Y REMOCION DE COBRE A DIFERENTES PESOS DEL BIOADSORBENTE.	144
4. ADSORCIÓN Y REMOCION DE MERCURIO A DIFERENTES pH. ..	146
5. ADSORCIÓN Y REMOCION DE MERCURIO A DIFERENTES CONCENTRACIONES DEL METAL (ppm).	147
6. ADSORCIÓN Y REMOCION DE COBRE A DIFERENTES PESOS DEL BIOADSORBENTE.	148

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales sitios de enlace que participan en la biosorción.....	25
Tabla 2. Composición química de la cáscara papa	55
Tabla 3.Ubicación de los puntos de muestreo, para obtención de muestras de agua de relave.....	73
Tabla 4.Lecturas de transmitancia para la Curva Patrón de cobre	76
Tabla 5.Diseño experimental para Capacidad de Adsorción y Remoción de cobre a diferentes pH.....	78
Tabla 6.Diseño Estadístico para la Capacidad de Adsorción y Remoción de cobre a diferentes concentraciones del metal (ppm)	79
Tabla 7.Diseño Estadístico para la Capacidad de Adsorción y Remoción de cobre a diferentes pesos del Biosorbente (g)	80
Tabla 8.Lecturas de transmitancia para Curva Patrón de mercurio	84
Tabla 9.Diseño Estadístico para la Capacidad de Adsorción y Remoción de Mercurio a diferentes pH.....	85
Tabla 10.Diseño Estadístico para la Capacidad de Adsorción y Remoción de Mercurio a diferentes concentraciones del metal (ppm)	86
Tabla 11.Diseño Estadístico para la Capacidad de Adsorción y Remoción de Mercurio a diferentes pesos del Biosorbente (gr)	86
Tabla 12.Capacidad de adsorción de los metales Cobre y Mercurio en agua de relave minero	91
Tabla 13.Análisis de varianza para los resultados que $\times 10^{-7}$	93
Tabla 14.Prueba Estadística ANOVA	93
Tabla 15.Prueba Tukey en efectos del tipo de cáscara	94
Tabla 16.Efectos de pH y Cáscara	94
Tabla 17.Análisis de varianza para los resultados que $\times 10^{-7}$	95
Tabla 18.Prueba Estadística ANOVA	96
Tabla 19.Prueba Turkey en Efectos del tipo de Cáscara	96
Tabla 20.Prueba Turkey en Efecto de la concentración de cobre inicial.....	97
Tabla 21.Análisis de varianza para los resultados que $\times 10^{-7}$	97
Tabla 22.Prueba Estadística ANOVA	98
Tabla 23.Efectos del tipo de cáscara.....	98
Tabla 24.Efecto del peso del Biosorbente	99
Tabla 25.Análisis de varianza para los resultados que $\times 10^{-6}$	99
Tabla 26.Prueba Estadística ANOVA	100
Tabla 27.Efecto por la Cáscara.	100
Tabla 28.Efecto cáscara y pH	101
Tabla 29.Análisis de varianza para los resultados que $\times 10^{-7}$	102
Tabla 30.Prueba Estadística ANOVA	102
Tabla 31.Efectos de la cáscara.	102
Tabla 32.Efectos de la cáscara y cantidad mercurio inicial.....	103

Tabla 33. Análisis de varianza para los resultados que $x 10^{-7}$	103
Tabla 34. Prueba Estadística ANOVA	104
Tabla 35. Efecto de la cáscara.	104
Tabla 36. Efecto de la cáscara y cantidad de absorbente	104
Tabla 37. Datos de las muestras de agua de relave para el Cobre	105
Tabla 38. Prueba Estadística ANOVA	106
Tabla 39. Efecto en la muestra de agua de relave después del tratamiento con cáscara activada	106
Tabla 40. Datos de las muestras de agua de relave para el Mercurio.	107
Tabla 41. Prueba estadística ANOVA	107
Tabla 42. Efecto en la muestra de agua de relave después del tratamiento con cáscara activada	108
Tabla 43. Porcentaje de Remoción en la muestra de agua de relave después del tratamiento con cáscara activada	108
Tabla 44. Análisis Físicoquímico del agua de Rio Ocoña.	137
Tabla 45. Análisis Físicoquímico del agua de Relave de la minera de Secocha	137

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de un proceso de bioadsorción.....	29
Figura 2. Ciclo Biogeoquímico de los metales pesados	40
Figura 3. Ciclo Biogeoquímico del Mercurio	42
Figura 4. Flujo del Cobre	51
Figura 5. Estructura Molecular de la Ditizona.....	56
Figura 6. Equilibrio tautomérico de la ditizona en solución.....	57
Figura 7. Producto de la oxidación de la ditizona	57
Figura 8. Diagrama de el flujo de absorción atómica	65
Figura 9. Area de Muestreo	66
Figura 10. Curva Patrón para Cobre	77
Figura 11. Curva Patrón para el Mercurio	85
Figura 12. Capacidad de adsorción a diferentes pH	95
Figura 13. Capacidad de Adsorción a diferentes pH.	101

ABREVIATURA.

Q_e = Capacidad de adsorción

pH= Potencial de hidrogeniones

N= Total de muestras

R^2 = Coeficiente de determinación

CV= Coeficiente de variabilidad

F.V= Fuente de variación

S.C= Suma de cuadrados

gl= Grados de libertad

CM= Cuadrados medios

F= Estadístico de prueba Fisher

p-valor= área o probabilidad de aceptar error esperado

n= número de muestras

E.E= Error esperado

AGRADECIMIENTO

A la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco y a toda la plana de docentes de la Escuela Profesional de Biología quienes nos enseñaron por cinco años en nuestra formación profesional.

A nuestros asesores Dra. Margoth Paiva Prado y M. Sc Mario Cumpa Cayuri por el asesoramiento y apoyo en el desarrollo del presente trabajo de investigación, así también como su rectitud en su profesión como docentes, por sus consejos, que ayudan a formar personas como investigadores.

A nuestros padres que con su apoyo y su aliento nos ayudaron a esmerarnos en este trabajo de investigación.

A todas las personas que nos alentaron durante el desarrollo y culminación del presente trabajo.

RESUMEN

Con la finalidad de amortiguar la contaminación causada por la minería y los metales que estos desechan a las cuencas y fuentes de agua, se investigó, la capacidad de biosorción de cobre y mercurio por cáscara de papa (*Solanum tuberosum*), se tomaron dos tipos de muestras una usando diluciones patrón en el laboratorio y la otra tomada del agua de relave minero de Secocha – Camaná – Arequipa; para la primera se realizaron tres tratamientos con cáscara de *Solanum tuberosum* con tratamiento de NaOH (adsorbente activado) previo y tres sin tratamiento químico(adsorbente sin activar); para ambos se tomaron en cuenta tres variables (pH, concentración de metal en ppm y peso del biosorbente) para identificar las variables optimas, por lo cual para Cu^{2+} se realizaron los tratamientos a 5, 6, 7, 8 y 9 de pH; 5,10,20,30,40 y 50 de concentración de Cu^{2+} (ppm), y 1,3,5,8,10g del adsorbente, resultando que la cáscara de *Solanum tuberosum* a un pH neutro, una concentración de Cu^{2+} de 50ppm, presenta el porcentaje de remoción y la capacidad de adsorción más alta, en cuanto al peso del bioadsorbente la mejor capacidad de adsorción es con cáscara sin activar a 1 g, el cual difiere con la cáscara activada debido a que esta presenta el mayor porcentaje de remoción utilizando el método de absorción atómica como método de lectura para el metal Cu^{2+} . Los tratamientos para Hg^{2+} fueron, en número, los mismos, con variaciones en las variables, considerando un pH de 5, 7 y 9; a concentración de mercurio de 5, 8 y 10 (ppm) y 1, 5 y 10g del bioadsorbente, obteniendo que, la cáscara de *Solanum tuberosum* activada a un pH ácido de 5 y una concentración de Hg^{2+} del 10ppm, presenta un porcentaje de remoción y capacidad de adsorción más alto, y en cuanto al peso si hay una diferencia significativa en el adsorbente activado y sin activar, observando que el peso del adsorbente es proporcionalmente inverso a la capacidad de adsorción, es decir que para cáscara activada a 1 gramo de biosorbente presenta la mayor capacidad de adsorción y a 10 gramos el mayor porcentaje de remoción. Por otro lado para el segundo tipo de muestra, se realizó un tratamiento por metal, con 3 repeticiones, usando el bioadsorbente (cáscara de *Solanum tuberosum*) activado y utilizando para este un tratamiento con ditizona y el equipo de espectrofotometría para las mediciones de Hg^{2+} , por lo cual para Cu^{2+} se obtuvieron datos de la concentración inicial y final, mediante adsorción atómica, resultando 1ppm y 0ppm de concentración de cobre respectivamente según el análisis estadístico ANOVA, por otro lado para Hg^{2+} se utilizó el mismo adsorbente en mención,

usando el método de la ditizona, cuantificando 115ppm antes del tratamiento con el adsorbente activado y 59.67ppm después del tratamiento según el mismo análisis estadístico que Cu^{2+} . Por todo esto, la cáscara de *Solanum tuberosum* adsorbió un 100% de Cu y un 48% de Hg^{2+} .

De esta manera se demuestra que la cáscara de *Solanum tuberosum* activado y no activado es capaz de adsorber metales como Hg^{2+} y Cu^{2+} siendo un buen adsorbente destacando entre estos dos el adsorbente activado que puede ser usado en procesos de bioremediación de cuencas contaminadas con metales pesados.

INTRODUCCIÓN

En la presente investigación se desea demostrar que la adsorción es una de las técnicas de remediación biológica que en las últimas décadas está tomando mucha importancia en lo que respecta a tratamiento de ambientes contaminados con metales pesados ya que representa un proceso mucho más rentable económicamente, eco amigable y con una alta capacidad de remoción de metales comparado con otras tecnologías desarrolladas hoy en día por lo que su estudio resulta atractivo para una implementación de éste a gran escala.

Como se sabe, la minería es un problema latente en nuestro país, considerando el incremento de la misma de manera informal y sin ningún plan de mitigación en cuanto a metales pesados como lo son el mercurio Hg^{2+} y cobre Cu^{2+} . La minería se incrementa con el paso del tiempo, los residuos de estas minerías son una fuente peligrosa de contaminación, tanto para el ecosistema como para la salud de las personas que radican en la zona y a sus alrededores, trayendo consigo problemas graves de salud.

Dicho estudio se basa en la contaminación de fuentes de agua por el metal mercurio, el cual es utilizado para la extracción del metal preciado que es el oro por medio de la amalgamación, la entrada del metal pesado mercurio a la cadena trófica indica que los niveles de toxicidad aumentan de manera alarmante, contaminando y llegando a una biomagnificación en los diferentes organismos, las dos mayores consecuencias de su toxicidad se asocian a daño neurológico, renal y destrucción de glóbulos rojos, incluso generando la muerte por lo que en la presente investigación se pretende demostrar que la cascara de papa es un excelente adsorbente tanto activado con hidróxido de sodio y no activado teniendo la capacidad de remover metales pesados como mercurio y cobre .

El contacto con estos metales en altas cantidades es un riesgo para la salud y el medioambiente, el uso de una tecnología limpia para la eliminación del mercurio y cobre de las fuentes de agua se ha ido incrementando con el paso del tiempo, la tecnología de la adsorción es una herramienta efectiva y de bajo costo ya que utiliza materia orgánica tanto de residuos orgánicos como organismos vivos para la captación de metales pesados por medio de fuerzas de absorción y adsorción sean estas físicas o químicas.

Para esta investigación se utilizó la cáscara de *solanum tuberosum* que es un desecho orgánico, el cual actualmente no tiene un uso adecuado mas que el ser eliminado, este al ser tratado químicamente ayuda como un agente de remoción de metales pesados, específicamente mercurio y cobre y que los niveles de adsorción estarán sujetas a variables como Ph, cantidad de adsorbente y concentración del metal.

En los últimos años se han realizado investigaciones sobre diversos tipos de adsorbentes tales como los residuos agroindustriales analizando su capacidad para retener diversos metales pesados. El principal interés de este trabajo es evaluar la factibilidad de utilizar los residuos de papa determinando las capacidades de adsorción y remoción, de cobre y mercurio, así como evaluar el efecto de la modificación química de su superficie en la capacidad para adsorber metales pesados.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La extracción de oro y cobre es un problema latente en nuestro País, debido a que, metales como mercurio y cobre son liberados al ambiente en estos procesos respectivamente, al ingresar al medio acuático son arrastrados hasta los organismos, produciendo una biomagnificación del metal y a la vez desatando diferentes enfermedades e inclusive la muerte; por otro lado este tipo de minería es la fuente de ingreso de muchas familias en el Perú, las cuales a su vez ponen en riesgo su salud, debido a la poca información y falta de medidas de precaución durante la extracción del oro y del cobre, proceso en el cual utilizan mercurio para la amalgamación (aleación del mercurio con otros metales) que se hace al extraer el metal, contaminando así las fuentes de agua y suelo, generando de este modo el paso de estos contaminantes al hombre y animales, tomando en cuenta esta problemática, es importante tener métodos de bioadsorción de estos metales para remediar los medios contaminantes en vista de que los métodos convencionales son costosos y poco prácticos, nos vemos en la necesidad de buscar otros métodos como la cáscara de papa como un potencial biosorbente; con este trabajo de investigación se quiere encontrar un adsorbente que tenga afinidad de remover estos metales para reducir esta cadena de contaminación, por lo que nos planteamos la siguiente interrogante.

¿Es posible evaluar la adsorción de metales como Hg^{2+} y Cu^{2+} , usando la cáscara de *Solanum tuberosum* como un potencial bioadsorbente, y de esta manera determinar el porcentaje de remoción y la capacidad de adsorción (Q_e)?

JUSTIFICACIÓN

Puesto que el agua en los centros de extracción del oro lleva un contenido residual de mercurio, cobre y otros metales como producto de desecho por el trabajo realizado en su extracción, estos metales son altamente contaminantes tanto para el medio ambiente como para las poblaciones aledañas y deben de ser removidos antes de entrar a las fuentes de agua. En estos últimos años se han estudiado diversos métodos para la remoción de metales pesados, pero involucran altos costos. En la actualidad se está desarrollado una diversa gama de tecnologías que apuntan a ser soluciones de bajo costo y sobre todo ambientalmente amigables. Una de estas técnicas es la adsorción, la cual usa materia orgánica viva, muerta o inmovilizada para la remoción de metales pesados y su posterior recuperación, por lo que se optó por el método de adsorción con cáscara de papa por el bajo costo de proceso de este material lo que hará factible la aplicación de bioremediación en aguas contaminadas con relaves mineros.

Una de estas alternativas es el uso de la cáscara de *Solanum tuberosum* (papa) por ser un desecho orgánico que hay en abundancia en nuestra ciudad, ya que, al ser desechada, esta va a ríos, botaderos o quema, la que contribuye a la contaminación del ambiente. La cual se usará como prueba en laboratorio (experimental) para determinar la Capacidad de adsorción y remoción de mercurio y cobre con el biosorbente en el agua de relave de la minera de extracción.

Por tanto, se justifica este trabajo de investigación experimental para impartir una mejor calidad de vida para la población y un ambiente saludable

OBJETIVOS

1.1 OBJETIVO GENERAL:

- Evaluar la biosorción de mercurio y cobre por cáscara de *Solanum tuberosum* en agua de relave de la minería de la localidad de Secocha – Camaná – Arequipa.

1.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS:

- Obtener un biosorbente sin activar a partir de la cáscara de *Solanum tuberosum* (papa) y otro activado por tratamiento alcalino (NaOH).
- Determinar la adsorción y remoción de mercurio y cobre a diferentes concentraciones, pesos del biosorbente y a diferentes pH.
- Calcular la capacidad de adsorción (Q_e), para cada variable óptima: concentración de los metales de cobre y mercurio (ppm), peso del biosorbente y diferentes pH.

HIPÓTESIS

La cáscara de *Solanum tuberosum* (papa) tiene la capacidad de adsorción del mercurio y cobre de aguas de relave de la minería de la localidad de Secocha, esta depende del pH, cantidad de bioadsorbente y concentración del metal.

CAPÍTULO I

GENERALIDADES

1.1. ANTECEDENTES

1.1.1. Internacionales

Millan, Balderas, Barrera (1999), investigaron la sorción de Cd(II) y Pb(II) utilizando un bioadsorbente de bajo costo, determinando el tiempo de sorción con cáscara de limón; los resultados obtenidos sugieren que este bioadsorbente alcanza su máximo nivel de eficacia a los 90 minutos en el caso de Cd(II) y 150 minutos en el caso de Pb(II).

Volesky B, (2003), estudió los mecanismos de la adsorción, estableciendo principalmente tres: adsorción de especies neutras encima de los sitios de enlace, micro-precipitación e intercambio iónico, obteniendo como resultado materiales y productos que pueden ser reutilizados, otorgando de esta manera rentabilidad para los procedimientos.

Larenas U, Andrago D. (2008), orientaron su investigación a la búsqueda de procedimientos isotérmicos para la biosorción de Pb en medios acuáticos, usando residuos de actividades agroindustriales y domésticas. De esta manera determinaron la capacidad de biosorción del Pb mediante materiales de naturaleza celulósica. Los resultados más relevantes se observan a pH 6 donde la biosorción es mayor en un tiempo aproximado de 15 y 30 minutos.

Wang LK, et al., (2009), el adsorbente y adsorbato son los componentes para la adsorción, es por esto que Wang y colaboradores estudiaron la interacción entre ellos, determinando su complejidad y sus respectivos factores tales como fuerza iónica, parámetros físico-químicos del medio, pH, temperatura, superficie del material, etc., tipo de interacción (química o física) del adsorbente, compuesto y el tiempo de contacto entre los dos.

Cardenas J, Moctezuma M, Costa I. (2010), realizaron estudios en organismos de naturaleza micótica aislados de varios ríos en Huasteca, dichos organismos demostraron

resistencia a metales como Cadmio (Cd) y Zinc (Zn), como resultado se obtuvieron una remoción al 95% y 62% respectivamente en 1 a 2 horas usando 75g de bioadsorbente.

Chojnacka, K., (2010), realizó pruebas a los procedimientos de eliminación de metales, específicamente al carbón ecológico, el mismo que se utiliza como componente principal para dicho procedimiento, todo esto en ambientes acuosos. Los resultados demuestran que la biosorción es el método más eficaz para la erradicación de metales usando distintos tipos de bioadsorbente, los cuales entraban en contacto directo con el contaminante; asimismo además de ser un buen bioadsorbente es económico y eficaz acorde a la cinética del mismo.

Leopold K, et al., (2010), investigaron la complejidad de la adsorción y remoción de metales como Hg^{2+} y metilmercurio considerando los diferentes ambientes en los que se pueda dar la contaminación; es decir, en aguas continentales se observa una unión con los ácidos húmicos, sin embargo, en aguas saladas se observan clorocomplejos.

Carro de Diego L, (2012), este autor se basa en la remoción de mercurio Hg de ambientes marinos habitados por algas pardas *Sargassum muticum* en España, observando los mecanismos de intercambio iónico entre el Calcio y el bioadsorbente; es decir, que el Ca se enlaza al bioadsorbente y se obtiene una proporción directa entre el metal adsorbido y el Ca liberado.

Tejada C, Villabona A, Garcés L, (2014), realizaron estudios a cerca de la adsorción de metales en aguas residuales utilizando bioadsorbentes; es decir organismos biológicos como algas, caparazón de crustáceos, cáscara de bellota, etc. Los resultados obtenidos muestran que hay una extensa complejidad en la forma en la que estos bioadsorbentes eliminan los metales, ya sea mediante acumulación intracelular del metal, u otros mecanismos; asimismo, se pueden ver afectados por la sobreacumulación del metal en el organismo ocasionando su muerte e interrumpiendo el proceso de remoción.

1.1.2. Nacionales.

Tapia H, Nelson J, Muñoz C, (2003), realizaron estudios en bioadsorción de Pb(II) por cáscara de naranja, *Citrus cinesis*, mediante procedimientos isotérmicos de adsorción de

Freundlich y Langmuir a un pH óptimo de 4.5 a 5 obteniendo resultados favorables en cuanto a la remoción del metal.

Fernández, Luque (2007), estudiaron la adsorción de Pb(II) en medios acuáticos contaminados utilizando *Trichocereus cuzcoensis*, obteniendo una adsorción óptima a una temperatura de 20°C, pH 7 y en un lapso de tiempo de aproximadamente 30 minutos a 1 hora.

Urquiza D, Luque C. (2011), utilizaron *Pennisetum clandestinum hochst* (kikuyo) como un bioadsorbente de Pb (II), en medios acuosos contaminados con este metal, en esta investigación la estructura del contaminante sufrió modificaciones drásticas de pH, obteniendo un porcentaje de remoción parcial.

1.2. MARCO CONCEPTUAL

1.2.1. Biosorción.

La biosorción es un proceso espontáneo que consiste en el incremento en la concentración de las moléculas e iones en la superficie de sólidos o líquidos dada la existencia de fuerzas no compensadas en la superficie de éstos.

La biosorción es un proceso fisicoquímico que incorpora fenómenos de adsorción y absorción de moléculas e iones. La tecnología de biosorción es parecida a la del carbón activado e intercambio iónico. Está dirigida a la remoción de metales pesados o especies metaloides en soluciones diluidas por diferentes materiales de origen biológico (algas, hongos, bacterias, frutos, productos agrícolas y otros tipos de polímeros) estos materiales están en gran abundancia en la naturaleza inclusive en muchos casos son desechos y cuya transformación a bioadsorbentes no es un proceso costoso. (Tapia H, Nelson J, Muños C. 2003)

La biosorción trasciende cuando los cationes de los metales se unen por interacciones electrostáticas a los sitios aniónicos que se encuentran en la pared celular de los materiales bioadsorbentes. Estos sitios que sirven como centros activos para la biosorción, encontrándose ubicados en los grupos carboxilo, hidróxilo, amino, imino, sulfónico, que forman parte de la estructura molecular de la mayoría de los polímeros de origen biológico.

La biosorción emplea la habilidad de materiales biológicos (bioadsorbentes) para acumular metales de residuos acuosos por intervención metabólica o caminos fisicoquímicos. La retención del metal puede ocurrir vía complejación, coordinación, intercambio iónico, adsorción y/o precipitación inorgánica.

El descubrimiento y aumento del fenómeno de biosorción proporciona una base para una nueva tecnología integral asentando la remoción de especies de metales pesados de soluciones diluidas. Llegando inclusive a la posibilidad de recuperación de algunos de esos metales.

1.2.1.1. Tecnologías convencionales

Para la eliminación de metales pesados de disoluciones acuosas, así como para la eliminación de compuestos orgánicos, se han superpuesto tecnologías como la precipitación química, procesos de oxidación/reducción, separación sólido-líquido, tecnologías de membrana o procesos de intercambio iónico (Fu, F. L. and Wang, Q., 2011; Wase, J. and Forster, C. F., 1997). Cada una de estas técnicas presenta diferentes ventajas y limitaciones que se exponen a continuación:

- *Precipitación química*: Es una técnica muy efectiva y siendo la más aplicada para eliminación de metales al tratarse de una tecnología sencilla y económica. Las especies metálicas se precipitan variando el pH del medio, comúnmente por adición de algún compuesto químico, quedando, así como residuo un lodo cargado con el metal que se puede separar por sedimentación o filtración. Las precipitaciones químicas más usadas son las que implican formación de un hidróxido o un sulfuro (Fu, F. L. and Wang, Q., 2011; Volesky, B., 2003; Wang, L. K. et al., 2009). Las principales desventajas de esta técnica residen en la necesidad de incorporar compuestos químicos de forma precisa, la eliminación del metal no siempre alcanza los mínimos solicitados por las regulaciones medioambientales y es necesario tratar el lodo cargado de metales obtenido como residuo (Lodeiro, P. et al., 2006b; Volesky, B., 2003; Wase, J. and Forster, C. F., 1997).
- *Intercambio iónico*: equivalente que la precipitación química, el intercambio iónico es una técnica efectiva, presenta una alta capacidad de tratamiento de residuos y una cinética rápida; sin embargo, no es muy utilizada especialmente a gran escala por tratarse de una técnica costosa (Volesky, B., 2003). Los

intercambiadores iónicos son sustancias granulares que exponen en su estructura molecular radicales ácidos o básicos que pueden intercambiar los iones negativos o positivos fijados en estos radicales por iones del mismo signo en la disolución en contacto con ellos. Las más comunes son las que tienen grupos ácido sulfónico (-SO₃H) y grupos ácido carboxílico (-COOH) (Wang, L. K. et al., 2009).

- *Filtración con membrana:* Distintos tipos de membrana presentan elevadas capacidades de retención de metales pesados. La filtración es una técnica fácil a nivel operacional y requiere poco espacio. Dentro de la filtración con membrana se abarca la ultrafiltración, la ósmosis inversa, nanofiltración y la electrodiálisis (Fu, F. L. and Wang, Q., 2011). Los inconvenientes relacionados con las técnicas de membrana se asocian a la sensibilidad de la membrana, debido a que puede dejar pasar diferentes tipos de compuestos. También el proceso puede encarecerse, como en el caso de la ósmosis inversa, por la necesidad de utilizar presiones elevadas (Wang, L.K. et al., 2009).
- *Coagulación y floculación:* La coagulación es la desestabilización de coloides por neutralización de las fuerzas que los mantienen separados, es una de las técnicas más empleadas, pero principalmente se aplica a los coloides hidrófobos y a las partículas en suspensión. Por su parte, la floculación es la acción de los polímeros de formar puentes entre los floculos (comprendido como agregación de sólidos en suspensión en el medio líquido) y unir las partículas en grandes aglomerados. Una vez separadas en grandes grupos se pueden eliminar del medio por filtración o flotación. Generalmente coagulación y floculación no permiten tratar todos los metales pesados en aguas residuales requiriendo la utilización de otra técnica acoplada para completar el proceso (Fu, F. L. and Wang, Q., 2011).
- *Tratamiento electroquímico:* Los procesos electroquímicos involucran la aplicación de un potencial para mover partículas iónicas cargadas en disolución de un medio a otro. Esta técnica conlleva la deposición de los iones metálicos en la superficie de un cátodo y facilita la recuperación los metales en su estado fundamental. Los metales pueden ser eliminados de forma selectiva variando el potencial eléctrico aplicado. No ha sido muy utilizada en procesos de eliminación de contaminantes por tratarse de un método de levado coste. En algunos casos, con esta tecnología tampoco se alcanzan los niveles requeridos de

eliminación del metal debido a la baja velocidad de transferencia de masa de los iones que migran en disolución (Fu, F. L. and Wang, Q., 2011; Wang, L. K. et al., 2009).

- *Oxidación-Reducción*: las reacciones de oxidación-reducción se usan en el tratamiento de aguas contaminadas con metales para cambiar un estado de oxidación del metal en el que está disuelto en otro estado de oxidación que permita su eliminación como precipitado. El control del pH es determinante para llevar a cabo esta técnica (Wang, L. K. et al., 2009; Wase, J. and Forster, C. F., 1997).
- *Extracción líquido-líquido*: se basa en la separación de un soluto de un líquido inerte por medio de otro líquido empleado como disolvente. Se utiliza mucho para la extracción de fenoles de residuos que provienen de refinerías. Se consiguen elevadas eliminaciones del contaminante (Wang, L. K. et al., 2009).

La adsorción es también una tecnología ampliamente usada para la eliminación de compuestos contaminantes de aguas residuales (Volesky, B. and Holan, Z. R., 1995; Wase, J. and Forster, C. F., 1997). El término adsorción hace referencia a la acumulación de una sustancia en la interfase entre dos fases, sólida y líquida o sólida y gas (Bhatnagar, A. and Sillanpää, M., 2010). Esta técnica se basa en la capacidad de algunos materiales para retener moléculas en superficie. Es una tecnología eficaz, que ofrece además flexibilidad en el diseño y en el proceso. En algunos casos es reversible, por lo que el adsorbente utilizado puede ser regenerado a través de un proceso de desorción adecuado (Fu, F. L. and Wang, Q., 2011).

El proceso de interacción entre el adsorbente y adsorbato es complejo y se basa en varios factores: la superficie del material, los parámetros físico- químicos del medio, como el pH, temperatura, fuerza iónica, etc., el tipo de interacción (química o física) entre el adsorbente y el compuesto y el tiempo de contacto entre ambos (Wang, L. K. et al., 2009).

1.2.1.2. Bioadsorbentes

Los bioadsorbentes son materiales derivados de microorganismos, bacterias, hongos, algas marinas, plantas o algunos polímeros naturales. Estos bioadsorbentes para ser aplicados necesitan ser pre-tratados químicamente para tener una mayor capacidad de

adsorción en los procesos de aplicación como remoción de metales pesados o recuperación de especies metálicas en solución.

Los bioadsorbentes son capaces de adsorber especies iónicas de metales en soluciones acuosas, esta propiedad es muy utilizada en la biorremediación y recuperación de efluentes industriales contaminados con metales pesados.

Se ha comprobado que la capacidad para la eliminación de contaminantes de los biomateriales se relaciona con la gran variedad de grupos funcionales presentes en su estructura. La composición de estos grupos no varía mucho entre especies diferentes de la misma familia (Farooq, U. et al.2010; Gadd, G. M., 2009). Entre los materiales de mayor uso en los procesos de adsorción se encuentran las algas, lignina, materiales con taninos, quitosano y quitina, xantato, zeolitas, musgo, madera, hojas de árbol, hongos, etc (Agarwal, H. et al., 2010), teniendo como adsorbentes comerciales el carbón activo, gel de sílice, alúmina activa y zeolitas

1.2.1.3. Sitios de enlace

Dada la gran variedad de adsorbentes que se pueden ser utilizados en estudios de bioadsorción, existen numerosos grupos funcionales que contribuyen a la eliminación de contaminantes. Estos grupos incluyen: hidroxilo, carbonilo, carboxilo, sulfhidrilo, tioéter, sulfonato, amina, imina, amida, imidazol, fosfonato o fosfodiéster. (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003)

Existen varios factores a tener en cuenta para analizar los grupos de la biomasa que pueden enlazarse a los contaminantes:

- La cantidad de sitios presentes en el material
- Accesibilidad de los sitios de enlace
- Estado químico del sitio (disponibilidad)
- Afinidad entre el sitio y el metal

(Liu, Y. y Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003)

Tabla 1. Principales sitios de enlace que participan en la biosorción

Grupo	Formula	Compuestos y biomoléculas
Hidroxilo	$R-OH$	Polisacáridos, ácidos urónicos, aminoácidos, carbohidratos, alcoholes
Carbonilo	$R-C(=O)-R$	Enlace peptídico, polisacáridos, aldehídos, cetonas
Carboxilo	$R-C(=O)OH$	Aminoácidos, ácidos urónicos, ácidos grasos
Amina	$R-NH_2$	Aminoácidos, ácidos nucleicos
Amida	$R-C(=O)NH_2$	Aminoácidos
Imina	$R=NH$	Aminoácidos
Sulfhídrido	$R-SH$	Aminoácidos, proteínas
Sulfonato	$R-S(=O)_2OH$	Polisacáridos
Tioeter	$R-S-R$	Aminoácidos
Fosfonato	$R-P(=O)(OH)_2$	Fosfolípidos
Fosfodiéster	$R-O-P(=O)(OH)-R$	Polisacáridos, ácidos teicoicos

Fuente: (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003)

1.2.1.4. Bioadsorción

Bioadsorción es la técnica de eliminación de compuestos en disolución utilizando diferentes tipos de biomasa muerta que actúa mediante procesos no metabólicos. Este término hace referencia a un tipo de adsorción basado en el uso de una fase sólida, el

adsorbente, que puede ser cualquier tipo de biomaterial o biomasa. El prefijo “bio” se refiere a que el adsorbente es de origen biológico, es decir, la superficie de contacto con el contaminante será una matriz biológica (Chojnacka, K., 2010). Las mayores ventajas que presenta esta nueva tecnología es su elevada capacidad de eliminación y el uso como adsorbente de materiales de bajo coste (Fu, F. L. and Wang, Q., 2011; Volesky, B., 2003). Además, esta tecnología no necesita de organismos vivos, se facilita la manipulación, las condiciones fisiológicas del medio son menos restrictivas, no es necesario condiciones asépticas. Por otra parte, el proceso puede ser reversible, recuperando el material utilizado y minimizando los residuos o lodos cargados con compuestos químicos o biológicos.

Una desventaja es la cantidad de materiales naturales que se pueden emplear, es complejo conocer en profundidad su estructura y composición, lo que facilitaría la descripción del proceso de eliminación de contaminantes (Farooq, U. et al., 2010).

Un material de bajo coste es aquel que es abundante en la naturaleza (en algunos casos incluso puede ser una especie invasiva) o es un material de desecho industrial, de fácil conseguirlo o recolectarlo y que requiere poco tratamiento para su utilización (Bailey, S. E. et al., 1999). Existen diferentes tipos de materiales que pueden cumplir dichas características. Generalmente la eficacia de los mismos en procesos de adsorción depende de la naturaleza de los grupos funcionales en sus estructuras y del contaminante a eliminar.

La adsorción implica un fenómeno de superficie, en la actual secuestación del metal puede tener lugar fenómenos físicos (Adsorción física) o por enlaces químicos (quimisorción).

1.2.1.4.1. Adsorción física

Esta adsorción es no específica debido a que las fuerzas de atracción de las moléculas a las superficies sólidas son relativamente débiles. La energía de activación por adsorción física es casi 1Kcal/gmol. Estas fuerzas decrecen rápidamente. (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003)

1.2.1.4.2. Adsorción química o Quimisorción

Esta adsorción es específica y las fuerzas de atracción son mas fuertes que la adsorción física, las moléculas adsorbidas son atraídas por fuerzas de valencia del mismo tipo como los que ocurren entre átomos en moléculas, estas son estudiadas utilizando el modelo de Langmuir. (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003)

1.2.1.5. Proceso de bioadsorción

Es la Técnica de biosorción, usando materiales adsorbentes para la extracción de iones de metales pesados de efluentes industriales, todo esto debido a la abundancia y lo economico de la materia prima al encontrarse en grandes cantidades.

La fuente para estos materiales son desechos de agricultura, procesos de fermentación o uso de algas marinas. Los costos de estos productos pueden incrementarse principalmente debido al procedimiento de preparación, pero aun así es relativamente bajo. (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003)

Esta técnica extrae metales del efluente contaminado; luego por filtración sólido/líquido se separan la descarga descontaminada y la biomasa cargada con el contaminante, pudiendo recuperar el metal aplicando una técnica destructiva o no destructiva de recuperación, en el caso de esta ultima la biomasa puede ser regenerada para ser utilizada nuevamente en el proceso de biosorción. (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003).

El estudio de la biosorción de los iones metálicos, es afectado considerablemente por la naturaleza del bioadsorbente. Los iones capaces de ser polarizados son biosorbidos en la superficie de moléculas polares o iones, lo que es habitual en la adsorción iónica.

Para iones de la misma valencia el ión de mayor radio muestra máxima adsorción porque este ión es muy bien polarizable y consecuentemente capaz de ser atraído por la superficie de iones o moléculas polares, además estos iones de mayor radio tienen menor capa de solvatación lo cual les permite interactuar más fácilmente con los centros activos del bioadsorbente.

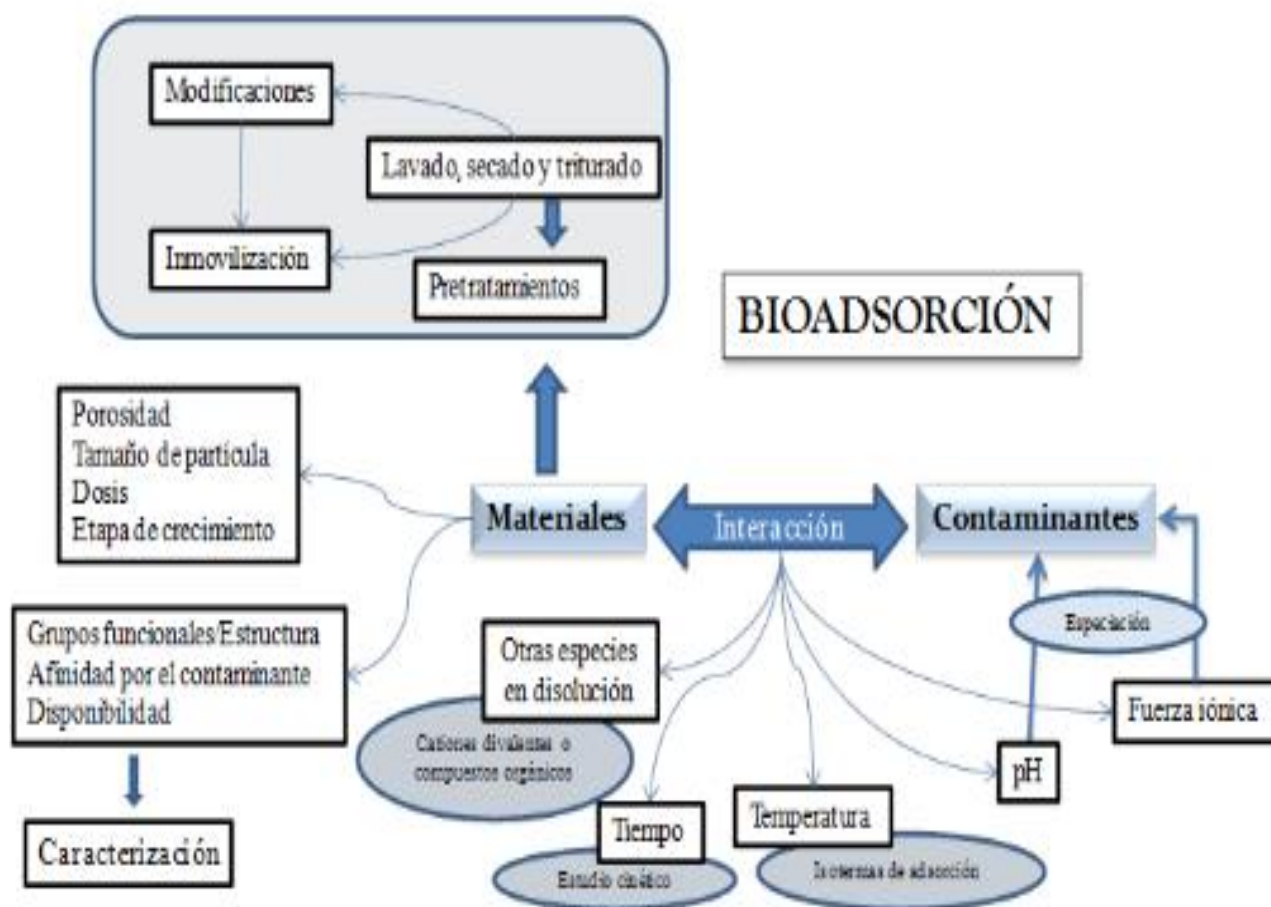
Para llevar a cabo el proceso de adsorción, el adsorbente es expuesto a la concentración inicial del metal por un determinado tiempo donde el sustrato removera el metal hasta llegar a el estado de equilibrio que es el estado predominante para la biosorción del sistema donde el metal adherido al adsorbente es retirado para posteriormente medir la concentración final de metales en agua y que debe ser determinada comparando las

concentraciones inicial y final demostrando la cantidad de remoción que tiene el adsorbente. (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003).

Probando que existen una única selectividad y capacidad de incorporación del metal entre bioadsorbentes además las concentraciones del metal por gramo de material bioadsorbente pueden ser adsorbidos en un período de tiempo corto sobre la exposición de la biomasa o material adsorbente a soluciones diluidas del metal. El estudio completo de bioadsorción se constituye de los siguientes procesos:

- Muestreo de materiales que acceda seleccionar aquellos que presenten mejores eficacias de eliminación del contaminante.
- Caracterización de los materiales utilizados. Determinación de los principales grupos funcionales presentes en su estructura y su posible implicación en el proceso de eliminación del metal o compuesto orgánico
- Estudio y control de los parámetros físico-químicos que intervienen en el proceso:
 - El tiempo de equilibrio: empleo de modelos y estudios cinéticos que ajusten los resultados y permitan interpretar de forma cristalina los datos experimentales.
 - pH del medio. Se selecciona el pH al cual la eliminación es óptima
 - Fuerza iónica. Se determina la influencia que la salinidad de la disolución tiene sobre la eliminación del compuesto
 - Temperatura y concentración. Estudio del equilibrio y modelización mediante las isotermas de adsorción
- Competición con otras especies en el medio; metales pesados o compuestos orgánicos. (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003)

Figura 1. Esquema general de un proceso de bioadsorción



Fuente: (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003)

1.2.1.6. Factores que afectan el proceso de bioadsorción

La bioadsorción está influenciada principalmente por tres clases de factores: las propiedades del contaminante (radio del ion, valencia, tamaño del compuesto), parámetros físico-químicos y condiciones del medio (pH, temperatura, tiempo de contacto, otras especies, fuerza iónica) y propiedades del biomaterial (pared celular, etapa de crecimiento o grupos funcionales).

Los siguientes factores afectan el proceso de biosorción:

➤ **Propiedades del adsorbato:**

Para iones metálicos, se tiene en cuenta la naturaleza de los mismos de acuerdo con la escala de dureza. Los iones duros (como Cr^{3+} o Al) tienen primacía por ligandos o grupos funcionales que contienen oxígeno (OH , $\text{C}=\text{O}$, $\text{R}-\text{COO}-\dots$) y darán lugar a interacciones de tipo electrostático, mientras que los metales denominados blandos (como Ag^+ o Hg^{2+}) se asocian principalmente con grupos que contienen nitrógeno o sulfuro por interacciones covalentes o de coordinación (Raize, O. et al., 2004). Los materiales que presenten en su estructura los grupos funcionales más convenientes para enlazar al metal estudiado, tendrán capacidades de eliminación más elevadas y por tanto serán más aptos para el proceso de bioadsorción de ese contaminante. (Raize, O. et al., 2004).

Otro parámetro importante para los estudios de adsorción es el tamaño de los iones o moléculas del compuesto que se adsorbe, especialmente en el caso de compuestos orgánicos. El tamaño de la molécula puede influir en la capacidad de enlace en los sitios de adsorción, la difusión intrapartícula, así como a la velocidad del proceso global. Asimismo, la concentración del adsorbato es primordial a la hora de diseñar un proceso de adsorción y de interpretar los resultados que de él se derivan. (Raize, O. et al., 2004).

➤ **Influencia del pH**

El pH es uno de los factores clave en el proceso de adsorción. Describir el efecto del pH requiere saber la química en disolución. Existen tres maneras básicas en las que este parámetro influye en la capacidad de adsorción: el estado de los sitios activos de la biomasa varía con el pH del medio, haciéndolos más o menos disponibles para el enlace con los compuestos en disolución; valores de pH extremos pueden malograr la estructura del material y es fundamental la especiación y solubilidad del metal en disolución que son factores que dependen directamente del pH (Chojnacka, K., 2010).

Entre los grupos funcionales más frecuentes en los adsorbentes naturales se encuentran grupos como el hidroxilo, carboxilo, sulfhidrilo, etc. Un cambio en el pH de la disolución cambia el estado de estos grupos y modifica la interacción con los contaminantes. Así, a pH bajos la superficie del material puede cargarse positivamente inhibiendo la aproximación de los cationes metálicos u otros contaminantes cargados positivamente; mientras, valores de pH muy altos suelen dar problemas de precipitación del metal. Por lo tanto, el pH debe de ser entre 4-7 para ser óptimos para el proceso de

adsorción, especialmente con cationes metálicos, en ese intervalo la desprotonación de los grupos funcionales ayuda en la atracción de las especies con carga positiva; mientras que la adsorción de aniones suele ser más favorable a pH bajos, conocer el comportamiento de la interacción adsorbente-adsorbato en todo el rango de pH estudiado puede describir el mecanismo que está teniendo lugar. (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Volesky, B., 2003; Wase, J. and Forster, C. F., 1997).

➤ **Efecto de la fuerza iónica**

Es uno de los factores de mayor importancia en el proceso de adsorción, junto con el pH. Generalmente la eliminación del metal aumenta al disminuir la fuerza iónica, debido a la disputa por los sitios de enlace entre los iones metálicos e iones de las sales presentes en el medio que regulan la fuerza iónica. Iones como Na^+ o Mg^{2+} incrementan la fuerza iónica de la disolución y hace que la adsorción del metal disminuya. Este efecto se explica porque estos iones (típicamente iones duros) pueden competir con el metal por los sitios de enlace a través de procesos electrostáticos. La presencia de sales da lugar a la formación de complejos con el metal que modifican su capacidad de enlazarse a los grupos funcionales presentes en la biomasa y al material o especie utilizada como adsorbente. (Liu, Y. and Wang, J., 2009).

➤ **Presencia de otros compuestos**

Generalmente, un agua residual no contiene únicamente un compuesto químico, sino que se compone de diferentes aniones o cationes metálicos, sustancias orgánicas, etc. Por lo tanto, se debe realizar un estudio de eliminación teniendo en cuenta la presencia de varios compuestos en disolución. Usualmente, la presencia de otras especies en el medio hace que la capacidad de eliminación de un ion sea menor, si bien la capacidad global del adsorbente se mantiene. Debido a que los distintos iones o especies en el medio compiten por los mismos sitios de adsorción según sea menor o mayor el grado de afinidad que presenten por ellos. En algunos casos, la presencia de cationes en disolución aumenta la eliminación de aniones al mejorar la unión con la carga negativa. (Liu, Y. and Wang, J., 2009).

Los compuestos que se eliminan mediante iguales mecanismos competirán por los mismos sitios del adsorbente, mientras que, si la adsorción tiene lugar por diferentes vías, no se verá afectada la eliminación del compuesto, pudiendo por tanto el adsorbente ser eficaz para eliminar dos o más tipos de compuestos simultáneamente. Los cationes

metálicos como (Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} .) compiten en el proceso de adsorción disminuyendo su eliminación en función a la afinidad que presente cada uno por los grupos funcionales en la biomasa; mientras que, esto no sucede a través de mecanismos iguales en caso de la adsorción de un compuesto orgánico y un catión metálico, por lo que se obtienen eliminaciones elevadas de ambos compuestos con un mismo material. (Liu, Y. and Wang, J., 2009).

➤ **Temperatura**

Este parámetro puede afectar directamente a la interacción entre soluto y adsorbente, la adsorción puede mantenerse constante en un rango limitado de temperaturas. Este hecho indica que la eliminación de un compuesto determinado puede basarse, por un mecanismo de intercambio iónico, ya que este proceso no se ve afectado por la temperatura (Liu, Y. and Wang, J., 2009; Wase, J. and Forster, C. F., 1997).

De forma frecuente, se ha demostrado que la influencia de la temperatura en la capacidad de adsorción es mínima y el proceso apenas varía. En algunos casos el aumento de la temperatura ha registrado mejores capacidades de adsorción, lo que sugiere un proceso endotérmico; esta tendencia indica que al aumentar este parámetro aumenta la afinidad adsorbente/adsorbato o que existe un mayor número de sitios activos que participan en el enlace con el compuesto. Sin embargo, en otros casos, al aumentar la temperatura se puede dañar o afectar la estructura del material, disminuyendo la adsorción (Liu, Y. and Wang, J., 2009).

➤ **Tiempo de contacto**

En todo estudio de bioadsorción es necesario saber el tiempo de equilibrio entre el soluto y el material. Este tiempo es necesario para completar el proceso de adsorción, siendo decisivo para desarrollar los demás estudios optimizando el proceso, y el interés que tiene en sí mismo el conocimiento de la cinética del proceso de eliminación. El tiempo de reacción puede depender de otras condiciones experimentales, como la concentración del contaminante o la dosis de adsorbente. (Liu, Y. and Wang, J., 2009).

Habitualmente, los procesos de adsorción metal o compuesto orgánico/biomasa tienen tiempos relativamente cortos, llegándose al equilibrio en unas pocas horas (Carro, L. et al., 2009; Herrero, R. et al., 2005; Rubín, E. et al., 2006) e incluso minutos (Herrero, R. et al., 2008; Lodeiro, P. et al., 2006).

➤ **Características del adsorbente**

Uno de los factores clave son las características físicas y químicas del propio adsorbente. Por un lado, el tipo y cantidad de grupos funcionales que tienen en su estructura, la afinidad entre el sitio y el metal, la disponibilidad de los mismos, y el estado químico en el que se encuentran (Volesky, B., 2003). Por otro lado, las características físicas del material como el tamaño de la partícula y del poro, así como la etapa de crecimiento alcanzado en el momento de recoger la biomasa para su uso como adsorbente o diferentes orígenes del mismo material, que pueden dañar también al proceso de adsorción. Con el fin de determinar estas características del material (estructura y composición) se llevan a cabo los estudios de caracterización de la biomasa. (Gadd, G. M., 2009).

1.2.1.7. Activación de la biomasa

El pretratamiento del material es clave para su posterior utilización, llegando a influenciar en las capacidades del enlace. En algunos casos se trata de un pretratamiento sencillo (lavado, secado y triturado); pero en otros casos se aplican pequeñas modificaciones químicas de la biomasa con el fin de mejorar su capacidad de eliminación del compuesto. La etapa de pre- tratamiento puede incluir un proceso de encapsulación en una matriz inorgánica o la inmovilización del material sobre un soporte sólido. Las cuales son para mejorar las capacidades mecánicas del material, especialmente en procesos en continuo y si es posible, aumentar su eficacia como adsorbente. (Gadd, G. M., 2009).

La biomasa que no se somete a ningún pretratamiento ni modificación, es mecánicamente inestable, dificultando su utilización en procesos de bioadsorción. Debido a esto, el principal objetivo de las modificaciones del material es mejorar la estabilidad y las propiedades mecánicas, disminuyendo las pérdidas de masa durante el proceso de adsorción, obteniendo un material adecuado para la aplicación en sistemas a gran escala. (Zhou, L. M. et al., 2009).

Es importante tener en cuenta la diferencia entre un pretratamiento con un ácido que relativamente es de bajo coste y la modificación química que es un proceso de elevado coste, debiéndose saber si la capacidad de adsorción de contaminantes registrada tras

llevar a cabo estos procesos compensa los costes adicionales de la técnica, frente a la utilización de la biomasa nativa.

Los tratamientos físicos de la biomasa incluyen calentamiento, congelación, ebullición, descongelación, secado o liofilización. Mientras que los tratamientos químicos son variados y abarcan desde el lavado con disolventes orgánicos que favorezcan la eliminación de la fase lipídica del material (etanol, metanol, acetona) hasta, la protonación de los grupos funcionales con ácidos fuertes (HCl, HNO₃), las reacciones de entrecruzamiento (cross-linking” formación de éteres o ésteres de los polisacáridos presentes en el material”) o reacciones específicas controladas que agrega un grupo funcional para eliminación selectiva de un determinado contaminante (Zhou, L. M. et al., 2009).

La adsorción de metales pesados por biopolímeros es fuertemente influenciada por el pH del medio. Dicho efecto es:

1. A nivel de la disponibilidad de los iones metálicos en su forma adsorbible en solución acuosa
2. A nivel de la activación de grupos funcionales (potenciales centros de adsorción) en la superficie del bioadsorbente.

(Norma A. Cuizano. *et al.*, 2010)

1.2.1.8. Mecanismo de eliminación de contaminantes

La bioadsorción de metales reside en varios mecanismos que cuantitativamente y cualitativamente se diferencian dependiendo del origen de la biomasa y su procesado, y sobre todo de las especies usadas (Volesky, B. and Holan, Z. R., 1995). Los mecanismos de adsorción pueden presentar procesos de intercambio iónico, adsorción por fuerzas físicas, complejación, etc. (Liu, Y. and Wang, J., 2009); simultáneamente al proceso de adsorción, la presencia de determinados grupos funcionales en la superficie del material hace que sean frecuente las reacciones redox, las que ayudan en la eliminación del contaminante o varían su estado de oxidación, formándose especies menos tóxicas.

Los bioadsorbentes presentan estructuras complejas con diferentes grupos funcionales y sitios de enlace, y un mismo grupo puede tomar parte en diferentes mecanismos. El

estudio del mecanismo de adsorción ayuda a optimizar los factores que influyen en el proceso y las condiciones de estos (Gadd, G. M., 2009; Volesky, B., 2003).

Se puede comentar de tres mecanismos principales de adsorción: intercambio iónico, micro-precipitación y adsorción de especies neutras sobre los sitios de enlace (Volesky, B., 2003). En los procesos de eliminación empleando adsorbentes naturales, es esencial examinar la posibilidad de reacciones redox, paralelamente a la adsorción sobre la superficie de la biomasa.

El término intercambio iónico se aplica cuando la carga de los iones eliminados iguala la carga de los iones liberados a disolución, por tanto, reside en el reemplazo de un ion que está en disolución por otro ion que se encuentra en la fase sólida. La adsorción y el intercambio iónico se debe generalmente tres tipos de fuerzas de enlace:

- a. Fuerzas químicas, de corta distancia y que implican enlaces fuertes de tipo covalente;
- b. Fuerzas físicas, que se pueden subdividir en:
 - Electroestáticas; interacciones entre iones o iones y dipolos. Son atraídos entre iones de signos opuestos y repulsivos entre iones del mismo signo
 - London-van der Waals; interacciones dipolo-dipolo, dipolo inducido y fuerza de dispersión de London.
- c. Combinación de las dos anteriores

La fuerza principal en el intercambio iónico es la atracción del bioadsorbente por el compuesto en disolución. Los metales pueden unirse a la biomasa por efectos electrostáticos o por complejación. La complejación de los grupos funcionales en la superficie del adsorbente con los compuestos contaminantes (hidroxilo, carboxilo, amina...) por medio de enlaces covalentes o fuerzas electrostáticas (Liu, Y. and Wang, J., 2009).

La adsorción y micro-precipitación es la acumulación de material eléctricamente neutro que no implica la liberación estequiométrica de iones previamente enlazados. La diferencia primordial entre adsorción y micro-precipitación es en que el primer caso se debe a la afinidad del adsorbente por el soluto y el segundo involucra la limitada solubilidad de las especies en unas condiciones experimentales (Volesky, B., 2003).

1.2.1.9. Desorción

Para mantener un proceso económico con la bioadsorción es importante conservar el proceso de rehusar el material del bioadsorbente, abriendo la posibilidad de recuperar el metal retenido. El proceso de desorción de la especie cargada sobre la biomasa ayuda a recuperar el material utilizado en la bioadsorción el cual podrá ser utilizado en otros ciclos de adsorción, es indispensable que no se dañe la estructura del adsorbente ni lo degrade cuando se utilice el agente (Alluri, H. K. et al., 2007; Gadd, G. M., 2009). Para la elección de un buen agente desorbente este no debe de aumentar el coste del proceso, que no involucre un problema medioambiental y que presente la capacidad necesaria para desorber el contaminante (Liu, Y. and Wang, J., 2009). Un proceso de desorción eficaz dependerá en su gran proporción por la naturaleza del bioadsorbente y del tipo de relación que se produjo en el proceso de adsorción (Volesky, B., 2003).

1.2.2. Metales pesados

Los metales pesados (MP) son elementos químicos que presentan una alta densidad y cierta toxicidad para el ser humano.

Los nombrados metales pesados tóxicos, como el cadmio, el mercurio o el plomo, tienen cationes, como (Cd^{2+} , Hg^{2+} o Pb^{2+}), que son ácidos de Lewis blandos. Estos ácidos tienen cierta tendencia a enlazarse a bases blandas, dichos elementos actúan de diversas formas, por ejemplo, sustituyendo a un catión metálico que realiza una función en el organismo, por tener características similares. Así, el Cd^{2+} sustituye al Zn^{2+} o al Ca^{2+} .

Los metales tóxicos no se degradan por vía metabólica y esta va bioacumulándose con el paso del tiempo generando serios daños en la salud. Este problema se suscita debido a la descarga y elevada concentración en aguas naturales las que circulan a través de la cadena alimentaria. Estos elementos pueden entrar en el medioambiente por procesos naturales o antropogénicos. Se da elevaciones altas en la concentración de dichos metales debido a los diferentes procesos antropogénicos en zonas determinadas, derivando en efectos nocivos en animales y en seres humanos (Wang, L. K. et al., 2009; Wase, J. and Forster, C. F., 1997).

Muchos elementos metálicos juegan un papel esencial en los organismos vivos debido a que estos forman parte del requerimiento nutricional, pero un aumento en la ingesta de estos elementos y sobre todo su remplazo por aquellos compuestos no esenciales, puede

dar lugar a intoxicaciones o incluso la muerte de los organismos. Los seres humanos ingestan estos elementos en pequeñas proporciones por medio de la cadena alimentaria. La asimilación de metales tiene lugar en las plantas o a nivel microbiano, dichos elementos ascienden cada vez mas a travez de la cadena alimentaria, dicho aumento en la concentración de estos elementos en los organismos, generan problemas y daños en la salud (Wang, L. K. et al., 2009). El aumento de la concentración de los metales en cada nivel de la cadena alimentaria se conoce como bio-magnificación (Alluri, H. K. et al., 2007).

El carácter tóxico de estos metales recide debido a que tienen la capacidad de enlazarse a grupos funcionales presentes en las biomoléculas. En general, tienen una elevada afinidad por los grupos sulfuro de las enzimas por lo que pueden interferir en las funciones metabólicas; asimismo también se enlazan de forma sencilla a los grupos carboxílicos y amino de las proteínas (Manahan, S., 1999).

Los metales pesados se utilizan en muchos procesos industriales debido a su importancia tecnológica. Debido al crecimiento en las actividades industriales como industrias de fertilizantes, empleo de baterías, industria del papel, pesticidas, utilización de galvanizados, y sobre todo la minería, incrementó de manera alarmante la concentración de los metales pesados en aguas residuales de manera directa e indirecta. Dichos desechos procedentes de estas actividades necesitan ser tratados de manera eficaz para evitar la contaminación medioambiental y los efectos en los organismos (Febrianto, J. et al., 2009; Ngah, W. S. W. and Hanafiah, M. A. K.M., 2008).

Algunos de los metales pesados tóxicos de mayor importancia en el tratamiento de aguas residuales son el zinc, cobre, níquel, cadmio, plomo, cromo y mercurio. Como se ha descrito en la introducción, este trabajo se basa principalmente en el mercurio y el cobre inorgánico y en su eliminación de aguas contaminadas por medio de los procesos de adsorción.

Se necesita conocer las distintas formas químicas de los metales pesados que se encuentran en aguas naturales, para entender la termodinámica y cinética de los procesos o transformaciones que posean en el medio. Por ello, la investigación en aguas naturales se puede dividir en las siguientes etapas (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

- Identificación y determinación cuantitativa de las distintas especies

- Determinación de los procesos de equilibrio
- Cinética y mecanismo del proceso químico

1.2.2.1. Presencia de metales pesados en ecosistemas acuáticos

La existencia de metales pesados en medios acuáticos se debe en mayor medida a la acción del hombre. Los componentes químicos más tóxicos son Sb, As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Se y Zn el aporte de estos metales al ciclo hidrológico procede de diferentes fuentes, siendo litogénico o geológico dada por erosión o lluvias, etc., pero el mayor aporte es el tipo antropogénico por las minerías, procesos industriales, residuos domésticos que proporcionan metales al agua, suelo y aire (Rosas Rodríguez, 2001).

1.2.2.1.1. Formas de contaminación mediante metales pesados

A continuación, se describen las diferentes formas de contaminación de los sistemas acuáticos por metales pesados

1.2.2.1.1.1. Contaminación de aguas superficiales por metales pesados

Los metales pesados no son compuestos biodegradables por lo que estos no pueden ser eliminados de los ecosistemas acuáticos por procesos naturales, estos son muy contaminantes y sufren un ciclo global eco-biológico, son indicadores de la calidad ecológica de todo ecosistema acuático debido a su toxicidad y al comportamiento altamente bioacumulativo (Murray, 1996; Moalla et,all. 1998; Rosas Rodriguez, 2001).

Los metales pesados tienden la capacidad especial de conformar asociaciones con sustancias minerales (carbonatos, sulfatos, etc.) y en mayor proporción con sustancias orgánicas, por fenómenos de intercambio iónico, adsorción, quelación, formación de combinación química, etc. Acumulándose en el medio ambiente, principalmente en sedimentos de ríos, lagos y mares. Dichos metales pesados tienen la característica de adaptarse fácilmente y poder pasar del estado sólido como el cobre que se encuentra en estado sólido al cobre pentahidratado soluble en agua. (Rosas Rodríguez, 2001).

1.2.2.1.1.2. Contaminación de sedimentos por metales pesados

Por la forma que los metales pesados se asocian, las modificaciones estacionales físicas y químicas del entorno (estiaje, crecida, etc.), hacen que los metales pesados puedan llegar a ser susceptibles o no de solubilizarse. Los metales pesados pueden entrar en el

sistema de un ecosistema por medio de los sedimentos que se vuelven portadores de dichos metales pesados, contaminando las fuentes de aguas, generalmente se da por modificaciones en el pH, potencial redox, oxígeno disuelto o la presencia de quelatos (Chen et al, 1996; Moalla, et al, 1998; Rosas Rodriguez, 2001).

1.2.2.1.1.3. Metales pesados en la materia de suspensión

La cantidad y el tipo de partículas en suspensión en las aguas superficiales, depende de la geología, orografía, vegetación, caudal, pendiente y la superficie de drenaje del río, como también la descarga de aguas residuales. Los procesos de precipitación que producen coloides con abundante contenido de metales pesados, generan mayores concentraciones de metales en suspensión que los sedimentos. Los metales pesados se localizan unidos en general a óxidos e hidróxidos y sustancias orgánicas, los que pueden entrar en los procesos de interacción entre los sólidos y los metales disueltos (Broekaert, et al.1990; Dekov et al. 1998; Rosas Rodriguez, 2001).

1.2.2.1.1.4. Bioacumulación de metales pesados y factores que la modifican

Se clasifica en dos grupos los factores: bióticos y abióticos, el cual depende del grado de toxicidad y biodisponibilidad que presenta un metal pesado en el ambiente.

Los factores abióticos pueden ser:

- Inherentes al metal, naturaleza del metal, abundancia y disponibilidad del medio, su estado molecular específico y su tiempo de estadía en el sistema
- Físico y químicos ambientales, pH, temperatura, potenciales redox, contenido de oxígeno, presencia de iones inorgánicos (aniones como cationes), cantidad de materia orgánica, existencia de minerales arcilla e hidroxilos metálicos, etc. (Rovira,1993)

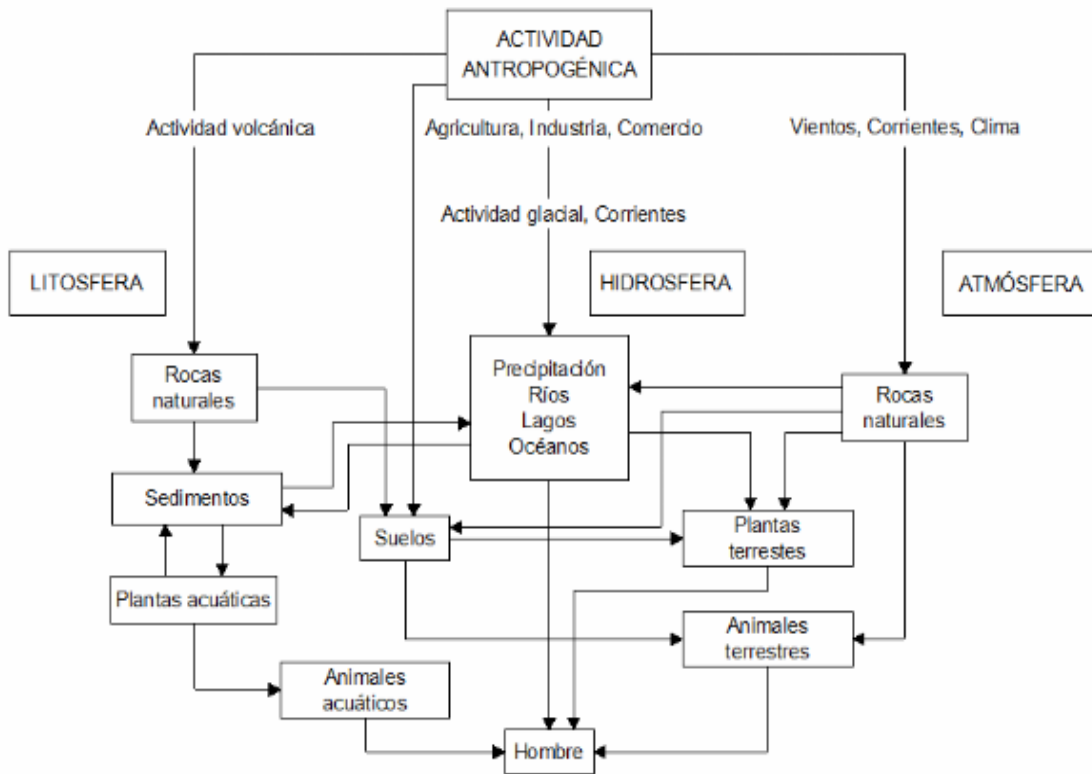
Los factores bióticos son afectados por factores biológicos los que llegan a interactuar en la solubilización e insolubilización de elementos inorgánicos, alteración de minerales y formación de depósitos (Devok et al, 1998).

1.2.2.1.2. Vías de entrada y origen de los metales pesados en los sistemas acuáticos

La entrada de los metales pesados en el medio acuático sucede por medio de tres vías:

- La vía atmosférica, se produce puesto a la sedimentación de partículas emitidas a la atmosfera por procesos naturales o antropogénicos (combustión de fósiles y proceso de fundición de metales)
- La vía terrestre, resultado de filtraciones de vertidos, de la escorrentía superficial de terrenos contaminados (minas, utilización de lodos como abonos, lixiviación de residuos sólidos, precipitación atmosférica, etc) y otras causas naturales.
- La vía directa, de entrada, de metales es a inferencia de los vertidos directos de aguas residuales industriales y urbanas a los cauces fluviales.

Figura 2. Ciclo Biogeoquímico de los metales pesados



Fuente: Devok et al, 1998.

1.2.2.2. Mercurio

El mercurio es un metal denso y de color blanco plateado que funde a -38.9°C . Sobre la superficie terrestre se encuentra en una concentración media de $0.08 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Su concentración más común es el cinabrio (HgS) con un 85% de mercurio y azufre 15%.

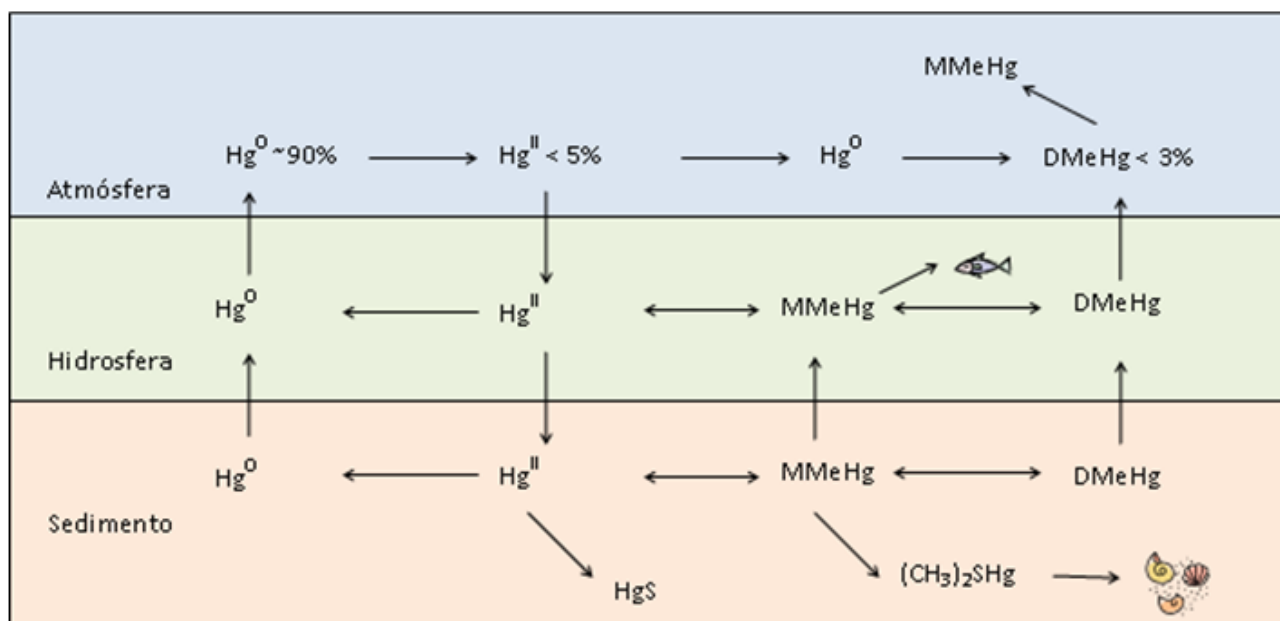
Las rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias contienen mercurio en concentraciones superiores a 0.25, 0.40 y 3.25 mg·kg⁻¹, respectivamente (Wang, L. K. et al, 2009).

El mercurio en el medio acuático existe sustancialmente en tres formas: mercurio elemental, Hg⁰; mercurio inorgánico, como ion divalente Hg²⁺, que puede aparecer hidratado o complejoado con cloruro, sulfuro, hidróxido o con materia orgánica disuelta (Leopold, K. et al., 2010; Wang, Q. et al., 2004) y mercurio orgánico, principalmente como monometil mercurio que es la especie más nociva para la salud humana (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991; Wase, J. and Forster, C. F., 1997). Su toxicidad se relaciona con la elevada biomagnificación a través de la cadena alimentaria (por encima de 10⁻⁶) y por su gran liposolubilidad (Gao, Y. et al., 2012).

Se encuentra en las profundidades del océano y está supersaturado, y en aguas superficiales en menor concentración (Wang, L. K. et al., 2009). El Hg²⁺ forma con facilidad complejos con ligandos inorgánicos y orgánicos, como [HgCl_x]^{2-x}, [Hg^{II}-COD] o HgS. La permanencia en el aire es muy corta y rápidamente son eliminados por deposición, debido a su elevada actividad superficial y solubilidad en agua. Más del 90% del mercurio en las aguas superficiales proviene de deposición atmosférica. El compuesto Hg₂Cl₂ es más soluble en agua, y por tanto, su toxicidad y nocividad es mayor. La mayor parte del mercurio inorgánico como Hg¹⁺ se encuentra principalmente en suelos y sedimentos, por su escasa solubilidad. El Hg²⁺ sufre procesos de biometilación obteniendo monometilmercurio y dimetilmercurio. Estas reacciones son reversibles por procesos de desmetilación inducidos por microorganismos y/o descomposición fotolítica. (Wang, L. K. et al., 2009).

La proporción de mercurio orgánico en aguas marinas está por debajo del 5% de la concentración total de mercurio, mientras que en aguas dulces esta en torno al 30%. La movilidad del mercurio entre los diferentes ecosistemas terrestres se describe en el ciclo biogeoquímico del mercurio (Fitzgerald, W. F. *et al.*, 2007; Leopold, K. *et al.*, 2010).

Figura 3. Ciclo Biogeoquímico del Mercurio



Fuente: Allard, B. y Arsenie, I., 1991

Los compuestos orgánicos de mercurio presentan diversas estructuras donde el metal se une al carbono mediante enlaces covalentes. En este grupo se encuentran, principalmente, los compuestos de alquilmércurio, arilmércurio y alcoxiálquilmércurio. Los cationes orgánicos de mercurio forman sales con ácidos orgánicos e inorgánicos y reaccionan rápidamente con ligandos biológicos, principalmente con grupos sulfhidrilos, atravesando con facilidad las membranas biológicas. Además, los compuestos de dialquilmércurio son liposolubles y más persistentes a la biodegradación que los compuestos de arilmércurio o alcoximércurio. (Leopold, K. et al., 2010).

1.2.2.2.1. Reducción del mercurio

El mercurio en disolución, es primordial considerar la importancia de las reacciones de reducción de este metal. En el medio natural la reducción de Hg^{2+} a Hg^0 se puede iniciar principalmente por microorganismos, por fotólisis directa o por sustancias húmicas. La reducción fotoquímica se da en aguas superficiales en presencia de oxígeno o a través de microorganismos y particulado mineral en medios anóxicos (Zheng, W. et al., 2012).

La materia orgánica disuelta que se encuentra en el medio acuático enlaza fuertemente a los metales, afectando a su especiación, solubilidad, movilidad y toxicidad y en particular, interacciona con el mercurio de diferentes formas, modificando su transporte, transformación y biodisponibilidad.

En el medio acuático, el 80% de la materia orgánica disuelta está formada por sustancias húmicas, una mezcla compleja que proviene de residuos de la descomposición de animales y plantas. El mercurio y otros metales traza están en general enlazados a los grupos ácidos de la materia orgánica; siendo los más abundantes los ácidos carboxílicos y los fenoles. Las fracciones de ácidos fúlvicos y húmicos en la materia orgánica son capaces de reducir el mercurio iónico a mercurio metálico. (Ravichandran, M., 2004).

Algunos estudios demuestran que, en ambientes anóxicos, la materia orgánica reducida puede ser capaz de llevar a cabo la reducción del mercurio, y también reacciona con el Hg^0 para formar complejos Hg-materia orgánica (Gu, B. H. *et al.*, 2011).

La presencia de grupos sulfuro en las sustancias húmicas contribuye a que se formen complejos estables con el mercurio. En aguas naturales, la especiación de este metal está gobernada por los complejos Hg-ácidos húmicos (Allard, B. and Arsenie, I., 1991).

1.2.2.2.2. Fuentes del mercurio

El mercurio puede entrar en el medioambiente a través de diferentes fuentes que individualmente no contribuyen en exceso a la toxicidad del metal pero el efecto global puede ser importante. Las fuentes de mercurio se podrían agrupar en naturales, antropogénicas y reemisiones.

Las principales emisiones naturales proceden de la desgasificación de depósitos minerales, desgasificación de sistemas acuáticos o terrestres contaminados, de emisiones volcánicas y quemas forestales. Las emisiones antropogénicas derivan de la incineración de restos sólidos, los procesos pirometalúrgicos y la producción de plata y oro; siendo la fuente más importante la combustión de carbón y aceite. (Wang, Q. *et al.*, 2004).

- Depositiones atmosféricas. El mercurio se encuentra principalmente en estado gaseoso y por su elevada volatilidad puede permanecer en la atmósfera más de un año. Otra fracción de este metal se encuentra formando parte del particulado atmosférico.

- Fuentes derivadas de la erosión. Los procesos erosivos naturales o derivados de la actividad humana provocan contaminación de depósitos acuáticos adyacentes a suelos contaminados.
- Fuentes urbanas. La alteración del ciclo del mercurio por actividades humanas incrementa la presencia del metal en el medio.
- Fuentes agrícolas. Aunque en la actualidad están restringidos, los pesticidas y fungicidas con contenido en mercurio fueron usados en agricultura durante un largo periodo de tiempo y debido a la persistencia del metal en el medioambiente todavía existen hoy en día.
- Fuentes mineras. Incluye minas de plata, oro, mercurio y plomo.
- Procesos industriales y combustión. El mercurio de las combustiones va a la atmósfera depositándose más tarde en la superficie terrestre y en las aguas o permaneciendo en la atmósfera pasando a formar parte del ciclo del metal. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

1.2.2.2.3. Toxicidad

El uso del mercurio está cada vez más restringido y controlado, pero tanto el metal como sus compuestos se siguen empleando. (Wang, L. K. et al., 2009).

El mercurio puede causar efectos adversos sobre el sistema nervioso central, afectar a la función renal y causar alteraciones cromosómicas. También puede causar ceguera, parálisis o daños en el feto. El envenenamiento por mercurio es difícil de detectar debido a su carácter acumulativo, sus efectos no son inmediatos y muchos de los síntomas tienen un origen psicopatológico (Manahan, S., 1999).

La apariencia, carácter y extensión de la toxicidad depende de un gran número de factores: la forma química, el compuesto de mercurio y su potencial de ionización, la dosis, la duración de la exposición y la ruta de administración. Su absorción como mercurio metálico a través de la ingestión es despreciable. En humanos, la ingestión accidental de mercurio metálico aumenta los niveles de mercurio en sangre, pero en algunos casos estas dosis pueden causar enfermedades clínicas, el mercurio orgánico es rápidamente absorbido en humanos, con valores del 95% de absorción. La absorción depende del tamaño de partícula, solubilidad y del grado de descomposición de las sales en los fluidos biológicos (Wang, L. K. et al., 2009).

La Agencia Americana de Protección Medioambiental (EPA) ha estimado concentraciones de mercurio en aire es de $5 \cdot 10^{-6} \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ en zonas rurales y de $3 \cdot 10^{-5}$ en zonas urbanas. Las concentraciones del metal en aguas potables y superficiales se encuentran habitualmente por debajo de $0.001 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, si se supera este nivel es debido a efluentes industriales (Wang, L. K. *et al.*, 2009).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda una dosis máxima de metilmercurio de $1.6 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ por semana; mientras que la EPA y el Consejo Nacional de Investigación (NRC) es una dosis de $0.1 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de peso corporal de un adulto y por día (Leopold, K. *et al.*, 2010). La Directiva Europea de aguas clasifica el mercurio y sus compuestos como sustancias de riesgo e indica como valores máximos permitidos $0.07 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ en aguas superficiales.

1.2.2.2.3.1. En la salud

Una exposición significativamente alta al Mercurio ocurre a través de la respiración, esto ocurrirá por un periodo de tiempo corto mientras este se evapora. Esto puede causar efectos dañinos, como daño a los nervios, al cerebro y riñones, irritación de los pulmones, irritación de los ojos, reacciones en la piel, vómitos y diarreas.

El Mercurio no es encontrado de forma natural en los alimentos, pero este puede aparecer en la comida así como ser expandido en las cadenas alimentarias por pequeños organismos que son consumidos por los humanos, por por los peces. Las concentraciones de Mercurio en los peces usualmente exceden en gran medida las concentraciones en el agua donde viven. Los productos de la cría de ganado pueden también contener eminentes cantidades de Mercurio. El Mercurio no es comúnmente encontrado en plantas, pero este puede entrar en los cuerpos humanos a través de vegetales y otros cultivos. (Leopold, K. *et al.*, 2010).

El Mercurio tiene un número de efectos sobre los humanos, que pueden ser todos simplificados en las siguientes principalmente:

- Daño al sistema nervioso
- Daño a las funciones del cerebro
- Daño al ADN y cromosomas
- Reacciones alérgicas, irritación de la piel, cansancio, y dolor de cabeza

- Efectos negativos en la reproducción, daño en el esperma, defectos de nacimientos y abortos

El daño a las funciones del cerebro puede causar la degradación de la habilidad para aprender, cambios en la personalidad, temblores, cambios en la visión, sordera, incoordinación de músculos y pérdida de la memoria. Daño en el cromosoma y es conocido que causa mongolismo. (Leopold, K. et al., 2010).

Síntomas de envenenamiento agudo debido a inhalaciones de vapor de mercurio son: Dolor de pecho. Dificultad para respirar. Tos. Sabor metálico. Náusea. Diarrea. Dolor abdominal. Vómito. Dolor de cabeza y ocasionalmente albuminuria. Gastroenteritis aguda intensa, con un tiempo de latencia de 24 horas. Luego de 3 o 4 días puede aparecer insuficiencia renal con aumento de uremia extrarrenal por albuminato de mercurio. Puede recuperarse en 2 semanas. En casos severos aparecen síntomas psicopatológicos y temblor de los músculos. (Leopold, K. et al., 2010).

Síntomas de envenenamiento crónico o mercurialismo, se presenta en caso de inhalar vapor de mercurio por mucho tiempo. (Leopold, K. et al., 2010). Los síntomas son:

- En exposiciones intensas aparecen síntomas bucales, renales, respiratorios y gastrointestinales.
- En exposiciones prolongadas son frecuentes los síntomas neurológicos.
- En la boca: gingivitis, destrucción alveolar, pigmentación de encías, salivación, temblor en la lengua, dificultad para hablar, alteración de la sensibilidad o gusto en la boca y del olfato.
- En la nariz: epistaxis, irritación nasal.
- Pérdida del apetito y anemia.
- Neurológicos: lo más común es el temblor, primero en párpados, labios y luego en extremidades, en casos graves rigidez o espasmo clónico, además, neuralgias, parestesias, ataxia y aumento del reflejo plantar. En los ojos: disminución de agudeza visual, opacación del cristalino.
- Psicológicos: irritabilidad, excitabilidad, insomnio, disminución capacidad de concentración, melancolía, depresión, timidez, fatiga, alteraciones de la memoria.
- Depósito en riñón, hígado, cerebro, se transmite en leche materna. Se elimina por la orina. En algunos casos se ha visto desarrollo de síndrome nefrótico.

1.2.2.2.3.2. En el ambiente

El Mercurio entra en el ambiente como resultado de la ruptura de minerales de rocas y suelos a través de la exposición al viento y agua. La liberación de Mercurio desde fuentes naturales ha permanecido en el mismo nivel a través de los años. Todavía las concentraciones de Mercurio en el medioambiente están creciendo; esto es debido a la actividad humana.

La mayoría del Mercurio liberado por las actividades humanas es liberado al aire, a través de la quema de productos fósiles, minería, fundiciones y combustión de residuos sólidos. Algunas formas de actividades humanas liberan Mercurio directamente al suelo o al agua, por ejemplo la aplicación de fertilizantes en la agricultura y los vertidos de aguas residuales industriales. Todo el Mercurio que es liberado al ambiente eventualmente terminará en suelos o aguas superficiales. (Leopold, K. *et al.*, 2010).

Cuando los valores de pH están entre cinco y siete, las concentraciones de Mercurio en el agua se incrementarán debido a la movilización del Mercurio en el suelo. El Mercurio que ha alcanzado las aguas superficiales o suelos los microorganismos pueden convertirlo en metil mercurio, una sustancia que puede ser absorbida rápidamente por la mayoría de los organismos y es conocido que daña al sistema nervioso. Los peces son organismos que absorben gran cantidad de metil mercurio en el agua cada día. Como consecuencia, el metil mercurio puede acumularse en peces y en las cadenas alimenticias de las que forman parte. (Leopold, K. *et al.*, 2010).

1.2.2.2.3.3. Pérdida del mercurio

La pérdida de mercurio se da por amalgamación, la que se utiliza en la pequeña minería tanto aluvial como de vetas y filones, en recipientes abiertos, o destapados, y en recipientes herméticamente cerrados, o tapados. (Leopold, K. *et al.*, 2010).

- **En amalgamación en recipientes abiertos.** A la carga del material aurífero se le adiciona mercurio en exceso, para que forme amalgama de oro. Al final de la operación en circuito abierto, el balance del mercurio adicionado inicialmente, presenta pérdidas con respecto al recuperado en forma de amalgama, más el filtrado como exceso. Las pérdidas tienen lugar en forma de vapor de mercurio y

góticas de mercurio o partículas finísimas de amalgama, que escapan del recipiente abierto durante su operación, o al final de ella, en los desechos o colas.

El uso de mercurio en circuito abierto es el problema que sin duda acarrea las mayores pérdidas de mercurio en la producción de oro. Las minas, que utilizan mercurio en recipientes abiertos, para realizar molienda y amalgamación simultánea, pierden cantidades considerables de mercurio. Recuperar oro con trampas o planchas de amalgamación no es suficiente, y las colas quedan aún con oro libre, amalgama y mercurio libre. El circuito abierto, ocasiona las mayores pérdidas de mercurio en la producción de oro. Los molinos que realizan molienda y amalgamación simultánea, pierden entre 5 y 10 kg de mercurio y en casos extremos hasta 25 kg para recuperar 1 kg de oro. (Leopold, K. et al., 2010).

- **En amalgamación de colas de concentrados ricos en oro.** Un concentrado rico en oro implica menos colas para amalgamación, menor contaminación, y en algunos casos, posibilidad de fundición directa. Por lo tanto, mejorar los procesos de concentración gravimétrica disminuye las pérdidas y la contaminación con mercurio.
- **En el desecho de mercurio cansado.** El mercurio libre recuperado, y reutilizado varias veces en las operaciones de amalgamación de oro, se contamina y pierde su poder de amalgamación. Los mineros lo llaman mercurio cansado y lo desechan, aun cuando saben que es una sustancia cara.
- **En las colas de amalgamación.** Las colas de amalgamación siempre contienen oro, amalgama, y mercurio, en cantidades muy variadas. Por estas razones hay que depositarlas apropiadamente y enviarlas a limpieza. Como estas colas se venden solo cada cierto tiempo a plantas de lixiviación, se deben instalar necesariamente depósitos temporales. Estos, generalmente, son simples piscinas o tolvas de hormigón, techadas y bien ventiladas, donde se almacenan las colas, en forma de pilas, o en sacos, hasta su transporte a la planta de lixiviación. (Leopold, K. et al., 2010).

1.2.2.3. Cobre

Es un metal rojo que aparece en la naturaleza principalmente como Cu (I) y Cu (II), que presentan propiedades muy distintas al metal. Se presenta principalmente en formas de sulfato, carbonatos y sulfuros de Fe^{2+} y Cu^{2+} .

En soluciones acuosas el cobre puede presentarse en la forma de Cu^{2+} o Cu^{1+} aunque las condiciones ambientales favorecen la existencia de las formas más oxidativas (Navarro et al, 1998). Tienen tendencia a concentrarse en los óxidos de manganeso sedimentarios y en fracciones de minerales de arcilla, en aquellas ricas en carbono orgánico. También puede precipitar como carbonato o formar complejos con otros iones, tiene mucha facilidad en adsorberse sobre las partículas sólidas en suspensión e incorporarse rápidamente al sedimento. Un 90% del cobre en un sistema acuático se encuentran formando complejos con la fracción húmica en disolución (Mantoura *et al.*, 1978; Moore y Ramamoorthy, 1984; Domenech, 1995)

Una de las mayores aplicaciones es su utilización como conductor, ya que, además de la plata, el cobre es el elemento que presenta mejores propiedades para conducir el calor y la electricidad. También se emplea cobre en tuberías, utensilios de cocina, en material químico y farmacéutico y como pigmento (Merian, E. y Clarkson, T. W., 1991).

El cobre forma parte de una cantidad muy elevada de aleaciones que generalmente presentan mejores propiedades mecánicas. Las más importantes son conocidas con el nombre de bronce y latones. Por otra parte, el cobre es un metal duradero porque se puede reciclar un número casi ilimitado de veces sin que pierda sus propiedades mecánicas.

Se trata de un elemento esencial para el ser humano, sin embargo, grandes dosis pueden resultar extremadamente tóxicas para los organismos vivos. Algunas evidencias indican que incluso puede ser un elemento carcinogénico. Puede causar daños a la fauna acuática y es fitotóxico (Mudhoo, A. *et al.*, 2012; Wase, J. and Forster, C. F., 1997). Una acumulación de cobre en los tejidos puede dar lugar a la enfermedad hepática conocida como enfermedad de Wilson, que es hereditaria y que afecta al sistema neurológico, a la vista y al hígado (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

a) Propiedades físicas: es el elemento con mayor conductividad eléctrica y térmica. Es un material abundante en la naturaleza; tiene un precio accesible y se recicla de forma indefinida; forma aleaciones para mejorar las prestaciones mecánicas y es resistente a la corrosión y oxidación. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

b) Propiedades mecánicas: Tanto el cobre como sus aleaciones tienen una buena maquinabilidad, es decir, son fáciles de mecanizar. El cobre posee muy

buena ductilidad y maleabilidad lo que permite producir láminas e hilos muy delgados y finos. Es un metal blando. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

c) Características químicas: El cobre presenta una formación de óxido cuproso (Cu_2O) de color rojo violeta debido a que se encuentra expuesto al aire este puede ennegrecerse formando óxido cúprico (CuO). La coloración azul del Cu^{+2} se debe a la formación del ion $[\text{Cu}(\text{OH}_2)_6]^{+2}$. Adquiere una capa impermeable y adherente de color verde de carbonato básico (carbonato cúprico) debido a exposición de largo tiempo a la humedad, llegando a ser venenosos. Los halógenos atacan con facilidad al cobre, especialmente en presencia de humedad. Los ácidos oxácidos atacan al cobre, por lo cual se utilizan estos ácidos como decapantes y abrillantadores. Se puede formar sales de sulfato cúprico (antlerita) con colores de verde a azul verdoso. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

d) Propiedades biológicas: En las plantas, el cobre posee un importante papel en el proceso de la fotosíntesis y forma parte de la composición de la plastocianina. En los cloroplastos se encuentra la clorofila que presentan en su estructura un 70 % del cobre. Siendo el cobre un componente excepcional en el crecimiento de las plantas, un déficit en este elemento genera hojas estrechas y retorcidas como primeros síntomas, además de puntas blanquecinas, las panículas y las vainas pueden aparecer vacías por una deficiencia severa de cobre. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

El cobre contribuye a la formación de glóbulos rojos y al mantenimiento de los vasos sanguíneos, nervios, sistema inmunitario y huesos, esencial para la vida humana. El cobre se encuentra en algunas enzimas como la *citocromo c oxidasa*, la *lisil oxidasa* y la *superóxido dismutasa*.

Cuando empieza un incremento en la concentración de cobre en el cuerpo y esta va de forma excesiva genera una enfermedad hepática conocida como enfermedad de Wilson, el origen de esta enfermedad es hereditario, aparte del trastorno hepático también daña al sistema nervioso. Se trata de una enfermedad poco común. El cobre se encuentra en una gran cantidad de alimentos habituales de la dieta tales como ostras, mariscos, legumbres, vísceras y nueces, etc. además del agua potable. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

1.2.2.3.1. Fuentes del cobre

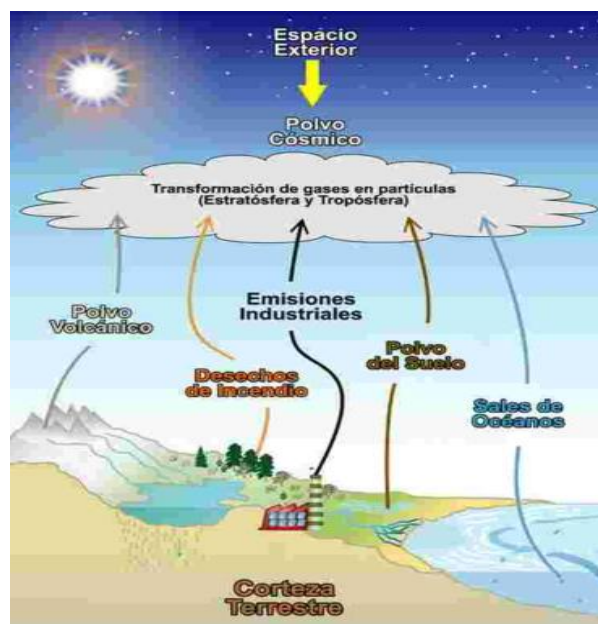
El cobre es un elemento relativamente raro en la corteza terrestre (presente en sólo 68 partes por millón). Presenta propiedades de gran importancia como el segundo

conductor eléctrico después de la plata. Por este motivo el cobre es el material preferido para la conducción eléctrica, debido a que es un material de bajo coste y sus propiedades físicas también lo favorecen.

El cobre es un material bactericida que es muy efectivo en la eliminación de bacterias y virus perjudiciales para la salud humana. El cobre tiene otras dos propiedades extraordinarias. Por una parte, forma aleaciones conocidas como bronce, los que se han usado en estatuas, ornamentos y utensilios diversos. Y por otra parte el cobre, en combinación con agua forma malaquita, un mineral verde de mucha belleza. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

- **Flujo de cobre a nivel global:** El flujo de cobre va desde el suelo al aire por acción del viento y de las actividades humanas; desde los océanos a la atmósfera por efecto de evaporación, mediante las erupciones volcánicas, a partir de partículas emitidas en incendios; desde la flora, fauna, suelo y desde los seres humanos, en partículas biogénicas, mediante la extracción de minerales, a partir de las emisiones industriales y de productos de cobre en uso; en el agua subterránea y superficial, en las corrientes marinas y sedimentos; en los alimentos; y en el polvo cósmico que llega a la tierra. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

Figura 4. Flujo del Cobre



Fuente: ICME, 1996 (CdM3).

1.2.2.3.2. Toxicidad

Los efectos de intoxicación por Cu en humanos no son muy comprendidos. El Cobre es un metal de transición que, al igual que el resto de este tipo de metales (excepto el Zn), tiene electrones desapareados en sus orbitales externos. Por este motivo es que estos metales pueden ser considerados radicales libres. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

El cobre es un oligoelemento necesario para la vida, este puede ser dañino para la salud en niveles altos de concentración. La inhalación de niveles altos de cobre puede producir irritación de las vías respiratorias. La ingestión de cobre en niveles altos puede producir náuseas, vómitos y diarrea. Un exceso en la sangre puede dañar el hígado y los riñones, e incluso causar la muerte. Ingerir por vía oral una cantidad de 30 g de sulfato de cobre es potencialmente letal en los humanos. El valor límite tolerado es de 0,2 mg/m³ para el humo y 1 mg/m³ para el polvo y la niebla. La Organización Mundial de la Salud (OMS) en su *Guía de la calidad del agua potable* recomienda un nivel máximo de 2 mg/l. (Organización Mundial de la Salud, 2006).

Las actividades mineras pueden provocar la contaminación de ríos y aguas subterráneas con cobre y otros metales durante su explotación, así como al abandonar la minería en la zona. El color turquesa del agua y las rocas se debe a la acción que el cobre y otros metales desarrollan durante su explotación minera. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

➤ **Exposición humana:**

El Cobre puede ser encontrado en muchos tipos de alimentos los cuales forman parte de las diferentes comidas, en el agua potable y en el aire. Debido a que absorbemos una cantidad eminente de cobre cada día por la comida, bebiendo y respirando. La adsorción del Cobre es necesaria, debido a que por ser un elemento traza es esencial para la salud de los humanos. Aunque los humanos pueden manejar concentraciones de Cobre proporcionalmente altas, un exceso en su concentración puede causar problemas de salud. El cobre tiene importantes efectos como agente citotóxico y genotóxico desarrollando un papel importante en la etiopatogénesis de las neoplasias. Este último mecanismo consiste en dañar la estructura molecular del ADN por vía indirecta (ROS) o directamente por formación de complejos con grupos funcionales de las bases nitrogenadas que las modifican introduciendo mutaciones, o dificultando el proceso de

reparación. Se cree que una de las vías por las que los iones Cu ejercen su efecto tóxico es produciendo un aumento del estrés oxidativo en múltiples tejidos del organismo. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

➤ **Exposición ambiental:**

La producción de cobre esta en incremento debido a la demanda que este presenta. Esto básicamente significa que hay un incremento en la concentración de Cobre en el medio ambiente. En los ríos se depositan en el barro en las orillas, debido al vertido de aguas residuales contaminadas con Cobre. El Cobre entra en el aire, mayoritariamente a través de la liberación durante la combustión de fuel. El Cobre en el aire permanecerá por un periodo de tiempo determinado antes de depositarse debido a los fenómenos como la lluvia. Este terminará mayormente en los suelos, como resultado aumenta las cantidades de Cobre después de que esté sea depositado desde el aire. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).

- **Toxicidad aguda:** En los trabajos químicos de referencia se indica que las sales de cobre son tóxicas, en la práctica esto sólo es cierto cuando las disoluciones se utilizan de forma incontrolada. Cuando se ingiere sulfato de cobre, también conocido como piedra azul o azul vitriolo, en cantidades del orden de gramos, se producen náuseas, vómitos, diarrea, sudoración, hemólisis intravascular y posible fallo renal; en raras ocasiones, se observan también convulsiones, coma y la muerte. La inhalación de polvos, humos o nieblas de sales de cobre puede causar congestión nasal y de mucosas, y ulceración con perforación del tabique nasal. Los humos desprendidos durante el calentamiento del cobre metálico pueden producir fiebre, náuseas, gastralgias y diarrea. (Merian, E. and Clarkson, T. W., 1991).
- **Toxicidad crónica:** Efectos tóxicos crónicos atribuibles al cobre sólo parecen existir en personas que han heredado una pareja específica de genes recesivos autosómicos y que, como consecuencia, desarrollan una degeneración hepatolenticular (enfermedad de Wilson). Es una enfermedad rara. La mayor parte de la alimentación diaria que consume el hombre contiene de 2 a 5 mg de cobre, el que no se retiene en el organismo. Los depósitos excesivos de cobre hallados en el hígado de pacientes con cirrosis biliar primaria, colestásis y cirrosis infantil pueden contribuir a la gravedad de la enfermedad hepática característica de estos procesos. (Merian, E. y Clarkson, T. W., 1991).

1.2.3. Material bioadsorbente

Para la biosorción se utiliza materia orgánica viva o muerta que es generalmente tratada químicamente para una mayor capacidad de adsorción, para este trabajo de investigación se utilizó la cáscara de papa debido a que este es un material de desecho, que es eliminado y no se le da ningún uso de gran impacto que no sea como alimento para animales menores; por lo cual la obtención de esta materia, es rápida y con un costo muy bajo.

1.2.3.1. *Solanum tuberosum*

La papa (*solanum tuberosum*) es una planta dicotiledónea, herbácea, anual, pero puede ser considerada como perenne potencial debido a su capacidad de reproducirse vegetativamente por medio de tubérculos. (Nee, 1993; OCDE, 1997; Huamán & Spooner, 2002).

1.2.3.1.1. Taxonomía

REINO: Plantae

DIVISIÓN: Magnoliophyta

CLASE: Magnoliopsida

ORDEN: Solanales

FAMILIA: Solanaceae

GÉNERO: *Solanum* L., 1753

ESPECIE: *tuberosum* L., 1753

En un corte transversal del tubérculo, se observa: la piel (epidermis y peridermis), corteza, anillo vascular y la médula (externa e interna). Fuente: (Aguilera, 1997).

La parte exterior del tubérculo se denomina Periderma; viene luego, una franja estrecha difícilmente visible que es la corteza, ambas secciones forman la cáscara. Los carbohidratos de la papa incluyen el almidón, la celulosa, la glucosa, la sacarosa y la pectina, pero específicamente, los almidones de este tubérculo son la amilosa y la amilopectina en la proporción de 1:3. (Aguilera, 1997).

1.2.3.1.2. Composición química de la cáscara de papa

La cáscara de papa es considerada un producto sin valor en la industria, la fibra alimentaria representa 1-2% del total de la papa y se encuentra preferentemente en la piel. (Mataix y Cerezo, 1995). La fibra está formada por celulosa, sustancias pépticas y

hemicelulosas. La fibra no puede ser digerida en su totalidad por los seres humanos, esto se debe a que los polímeros que forman parte de la estructura no pueden ser absorbidos en el tracto intestinal debido a que no segregamos las enzimas precisas para degradar dichos polímeros (Sánchez, 2004).

El tubérculo contiene de 1 a 2% de nitrógeno total en base seca; de este porcentaje, la mitad o un tercio está presente como proteína. La composición al igual que la cantidad de materia seca en el tubérculo, depende de muchos factores como el clima, la época de siembra y la variedad, entre otros. Sus valores absolutos sólo dan una idea de los límites probables de concentración de cualquier sustancia. Las diferentes variedades nacionales presentan una composición general aproximada de:

Tabla 2. Composición química de la cáscara papa

Compuesto	Contenido (%)	Compuesto	Contenido (mg/100g)
Hidratos de Carbono	19,83	Calcio	8
Proteínas	1,56	Fosforo	56
		Fibra	1,0

Fuente: Kalazich et al, 1996

La cáscara presenta en su composición almidón, o fécula, es una macromolécula compuesta de dos polisacáridos, la amilopectina (80 %) y la amilosa (20 %), celulosa, sustancias pépticas y hemicelulosas.

El almidón está constituido por dos compuestos de diferente estructura:

- Amilosa: Constituida por α -D-glucopiranosas unidas por centenares o miles (de 300 a 3000 unidades de glucosa) mediante enlaces α -(1 \rightarrow 4) en una cadena sin ramificar, o escasamente ramificada por enlaces α -(1 \rightarrow 6). Esta cadena presenta una disposición helicoidal y tiene seis monómeros por cada vuelta de hélice. Suele constituir del 25 al 30 % del almidón.
- Amilopectina: Representa el 70-75 % restante. También está formada por α -D-glucopiranosas, conforma una cadena altamente ramificada en la que hay uniones

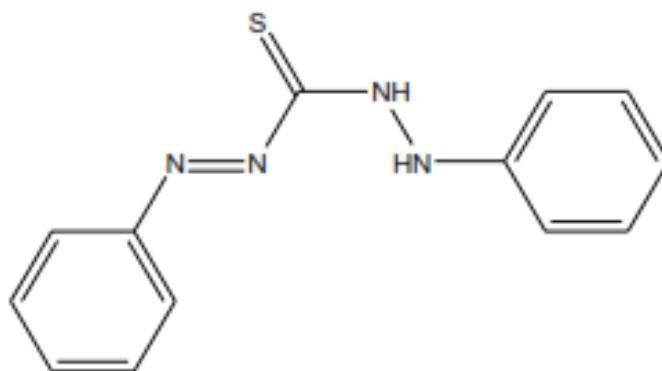
α -(1 \rightarrow 4), y muchos enlaces α -(1 \rightarrow 6) que originan lugares de ramificación cada doce monómeros. Su peso molecular es muy elevado, ya que cada molécula suele reunir de 2.000 a 200.000 unidades de glucosa.

- Celulosa
- Sustancias pépticas
- Hemicelulosas

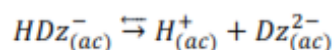
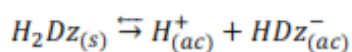
1.2.4. La Ditizona.

La ditizona es un reactivo orgánico cuya fórmula molecular es $C_6H_5(NH)_2CS(N)_2C_6H_5$. Tiene una masa molecular de (256,33 umas) y con una apariencia de cristales color púrpura oscuro. Es inodoro y tiene punto de fusión de $168^\circ C$ (ScienceLab.com, 2010). Su estructura molecular Figura 5 (Karchmer J. H., 1971).

Figura 5. Estructura Molecular de la Ditizona



Es un ácido débil, en solución acuosa se comporta como un ácido diprótico y se disocia en dos etapas (Karchmer J. H., 1971):



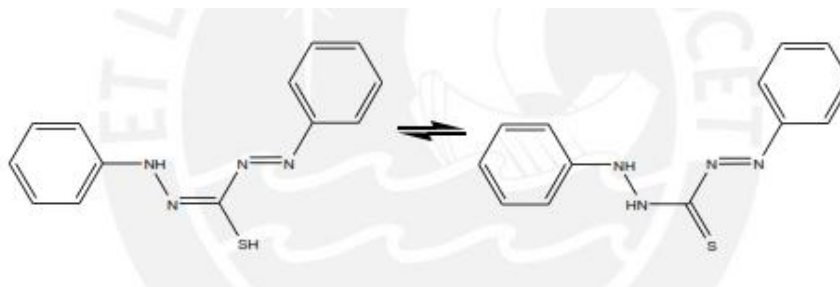
Para propósitos analíticos se comporta generalmente como ácido monoprótico.

Además, solo la primera constante de ionización ha podido ser medida. Se ha encontrado un pKa (Potencial de Ionización) igual a $4,46 \pm 0,02$ (Karchmer J. H., 1971).

Esta forma hidrocarburos clorados cuando se disuelven en solventes como tetracloruro de carbono y cloroformo, además de alcoholes, acetona e hidrocarburos. En medio acuoso se disuelve alrededor de 20 g/L en pH alcalino, pero a bajos valores de pH es

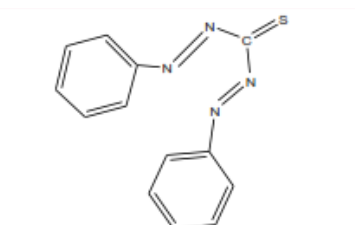
prácticamente insoluble ($5,0- 7,2 \times 10^{-5}$ g/L) (Paradkar, Williams, & Ron, 1994). El compuesto disuelto presenta un equilibrio tautomérico (se denominan dos isómeros que se diferencian sólo en la posición de un grupo funcional) mostrado en la figura 6. (Karchmer J. H., 1971).

Figura 6. Equilibrio tautomérico de la ditizona en solución



La ditizona expuesta a la luz solar es oxidada, el producto oxidado presenta una coloración amarilla. La estructura mostrada en la figura 7 corresponde al compuesto difeniltiocarbodiazona (Karchmer J. H., 1972). Igualmente, las sustancias muy oxidantes, en el medio donde se encuentra disuelta, también pueden oxidarla. (Servant, 1973)

Figura 7. Producto de la oxidación de la ditizona



La ditizona es un reactivo utilizado en la determinación de metales debido a que forma complejos coloreados con muchos de ellos. Tradicionalmente, el procedimiento para medir la absorbancia de los complejos de ditizona implicaba la extracción del complejo en un solvente orgánico como cloroformo o tetracloruro de carbono (Snell F.1967), (Morrison, 1957), (P.R. Subbaraman, 1969), (Cooper & Sullivan, 1951), (Hibbard, 1937), (White, 1936). No obstante, dicho procedimiento resulta tedioso, consume tiempo y no es selectivo. Adicionalmente, el cloroformo y el tetracloruro de carbono se encuentran en la lista de solventes declarados por la EPA como cancerígenos (EPA, 1980).

Mediante el uso de rayos X en los cristales de la ditizona se observó la estructura de los ditizonatos metálicos (Sandell & Onishi, 1978), (Meriwether & Breither, 1965). La molécula de Ditizona está conformada por dos ligandos bidentados coordinados tetraédricamente al ion metálico. Esta unión se realiza mediante un átomo de azufre y uno de nitrógeno de cada residuo de ditizona. La geometría de estos complejos metálicos es similar en el caso del mercurio, cobre y zinc.

Algunos autores señalan la existencia de complejos primarios y secundarios entre algunos metales y la ditizona. Siendo los primeros obtenidos a partir de la primera ionización de la ditizona, y los secundarios son aquellos donde la ditizona libera sus dos iones hidronio. La formación de este segundo tipo de complejo se da a valores altos de pH y ante la deficiencia de ligando el segundo protón es reemplazado. Los metales que pueden formar este tipo de complejo son: Cu(I), Cu (II), Ag, Au(I), Bi, Pd y Hg (II). De estos, el ditizonato primario de mercurio es color amarillónaranja, mientras que el secundario es morado (Morrison, 1957).

Estudios acerca de los complejos de mercurio, zinc, plata, plomo y cobre revelan datos importantes acerca de sus espectros infrarrojos. Se han reportado bandas características en las siguientes regiones: 3170-3300 cm^{-1} (estiramiento N-H), 1515-1545 cm^{-1} (flexión N-H), 1260-1360 cm^{-1} (estiramiento N-fenil), y 1130-1240 cm^{-1} (estiramiento N-C-S), estas corresponden a complejos primarios de dichos metales. Se encontró similitud entre los espectros de mercurio, zinc y cadmio de los compuestos ditizonatos, los que fueron agrupados como complejos de similar estructura. (Meriwether & Breither, 1965).

Los espectros de la región visible de los complejos metálicos de ditizona muestran una sola banda en la región 450-550 nm, típica de los derivados de grupo azobenceno. La independencia de la naturaleza del metal y la alta absorción de cada una de estas bandas, así como las dos bandas intensas de la absorción de la ditizona libre, sugieren que estas transiciones son principalmente asociadas al sistema electrónico deslocalizado del ligando. (Meriwether & Breither, 1965).

1.2.5. Modelización de los procesos de equilibrio.

El principal objetivo de los estudios de adsorción es conocer el mecanismo que tiene lugar y de qué forma las condiciones del medio pueden hacer variar la interacción de los contaminantes con el adsorbente con el fin de optimizar los parámetros del proceso. El primer paso hacia este objetivo es cuantificar la capacidad del material de eliminar

compuestos en disolución y esto se obtiene aplicando los modelos que permiten describir el proceso y ajusten los datos bajo diferentes condiciones experimentales. Los modelos son relaciones matemáticas compuestas por un número limitado de parámetros ajustables los cuales dan una buena descripción del comportamiento experimental bajo distintas condiciones operacionales (Mudhoo, A. et al., 2012).

Estos modelos matemáticos se utilizan principalmente para obtener una descripción cuantitativa de los resultados experimentales y la determinación de los parámetros permite comparar las capacidades máximas de adsorción de cada uno de los adsorbentes probados. Los parámetros de las ecuaciones y las suposiciones termodinámicas de las isothermas deben de ser capaces de predecir la eliminación del contaminante, describiendo el mecanismo de adsorción y la influencia de las variables que controlan el proceso de eliminación como son el pH, la fuerza iónica o la presencia de otros contaminantes. El uso de estos modelos está muy extendido ya que permiten ajustar los datos experimentales de forma sencilla e incorporan constantes fácilmente interpretables que pueden servir para comparar el proceso de eliminación entre diferentes contaminantes y adsorbentes.

La capacidad de adsorción es el parámetro más importante de un adsorbente y se mide en función de la cantidad de contaminante que puede retener, cuantificando la cantidad de la especie adsorbida por unidad de masa de adsorbente (Q_e):

$$Q_e = \frac{V(C_i - C_e)}{m}$$

V = Volumen en disolución de contaminante que se pone en contacto con la biomasa

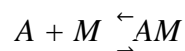
C_i = concentración inicial de contaminante

C_e = concentración en el equilibrio

m = masa de adsorbente seco

Esta variable está influida por una serie de propiedades como el tamaño y distribución de poros y partículas del adsorbente, superficie específica, capacidad de intercambio iónico, pH, grupos funcionales en la superficie o la temperatura.

De forma general, la adsorción de una sustancia M en fase líquida, sobre un sitio libre A en la fase sólida, puede representarse por la siguiente reacción:



Esta reacción constituye el esquema más simple, que se puede modificar dependiendo del mecanismo que tiene lugar, del tipo de sitios de enlace o del número de especies adsorbidas.

Si se aplica el concepto de potencial químico μ para cada componente en la disolución i y en la superficie del sólido s , tenemos:

$$\mu_i = \mu_i^0 + RT \ln(i) = \mu_i^0 + RT \ln [i] + RT \ln \gamma_i$$

$$\mu_{i,s} = \mu_{i,s}^0 + RT \ln(i_s) = \mu_{i,s}^0 + RT \ln [i_s] + RT \ln \gamma_{i,s}$$

Donde μ_i^0 y $\mu_{i,s}^0$ representan los potenciales químicos estándar de la especie i en la disolución y en el sólido respectivamente.

En el equilibrio, la energía libre de adsorción (ΔG) es igual a cero, y, por lo tanto, la variación de los potenciales químicos también será nula:

$$\mu_{AM,s} - \mu_A - \mu_{M,s} = 0$$

En condiciones reales, los coeficientes de actividad son distintos de la unidad, lo que significa que tanto la fase sólida como la líquida son no-ideales. Para tratar de determinar los valores de los coeficientes de actividad se hace uso de las teorías de interacción específicas entre los iones presentes en disolución, mediante el uso de distintas expresiones que relacionan estos valores con la fuerza iónica de la disolución. (Lodeiro, P. et al., 2007; Pitzer, K. S., 1991).

Cuando una de las fases difiere de la condición de idealidad en mucha mayor medida que la otra, es bastante habitual introducir los coeficientes de actividad de ésta en la constante de equilibrio, reduciendo así la complejidad del problema.

En el equilibrio de adsorción existe una distribución del adsorbente entre la disolución y la superficie del adsorbato; las concentraciones en el equilibrio son función de la temperatura, por ello, las relaciones de equilibrio de adsorción se expresan a través de las isothermas. Así, las isothermas de adsorción se definen como las representaciones de la cantidad de especie adsorbida (Q_e) frente a la concentración en el equilibrio de dicha especie en disolución, C_e , y permiten describir los resultados bajo condiciones experimentales concretas (Febrianto, J. et al., 2009; Volesky, B., 2003).

Algunos de los modelos más empleados en los estudios de adsorción incluyen dos, tres o cuatro parámetros para modelizar los datos de una isoterma; entre estos modelos se encuentran el de Langmuir, el de Freundlich y el de Langmuir-Freundlich. Estos modelos se aplican con frecuencia porque son simples, tienen sentido físico y son fácilmente interpretables (Mudhoo, A. et al., 2012).

Isoterma de adsorción. - La adsorción positiva en un sistema sólido – líquido proviene de la separación del soluto de la solución y su concentración en la superficie de un sólido hasta que se establece en equilibrio dinámico en la superficie, entre la concentración de soluto que permanece en solución y la concentración superficial del soluto. En el equilibrio, existe una distribución definida de soluto entre las fases líquida y sólida. La relación de distribución es una medida de la posición del equilibrio en el proceso de adsorción, y puede ser una función de la concentración del soluto, concentración y naturaleza de los solutos competitivos, naturaleza de la solución, etc. La forma preferida para expresar esta distribución consiste en expresar la cantidad q_e como una función de C en una temperatura fija; la cantidad de q_e es la cantidad de soluto adsorbido por unidad en peso de adsorbente sólido, y C es la concentración del soluto que permanece en solución en el equilibrio. Una expresión de este tipo se llama *isoterma de adsorción*. La isoterma de adsorción es una función de la variación de la adsorción con la concentración de adsorbato en la masa principal de la solución y a temperatura constante. Corrientemente, la cantidad de material adsorbido por peso unitario de adsorbente aumenta al aumentar la concentración, pero no según una proporción directa. (Mudhoo, A. et al., 2012).

Pueden ocurrir varios tipos de relaciones isotérmicas de adsorción. La relación más corriente entre q_e y C se obtiene para los sistemas en que la adsorción desde la solución da lugar a la deposición de una capa simple aparente de moléculas de soluto sobre la superficie del sólido. Ocasionalmente, pueden formarse capas multimoleculares de soluto. Entonces, para una descripción rigurosa del proceso debemos recurrir a modelos de adsorción más complejos.

1.2.5.1. Isoterma de Lagmuir

Langmuir empleó un modelo simplificado de la superficie de un sólido y supuso (Levine, I., 2009):

- Superficie uniforme
- No interacción entre las moléculas adsorbidas
- Moléculas adsorbidas localizadas en posiciones específicas
- Adsorción en mono capa

Este modelo no permite explicar el mecanismo de adsorción, pero da información de las capacidades de eliminación del material estudiado, lo que facilita su comparación, y describe con bastante precisión los datos experimentales (Farooq, U. et al., 2010).

Originalmente este modelo se desarrolló desde un punto de vista cinético, basándose en la adsorción de gases sobre diferentes superficies.

El modelo de adsorción de Lagmuir es válidos para la adsorción de capa simple, mientras que los modelos de Brunauer, Emmett, Teller (BET) representan isothermas que reflejan la adsorción aparente de multicapa. Ambas ecuaciones están limitadas por la suposición de una distribución uniforme de energías de adsorción sobre la superficie. La concentración de saturación del soluto en solución, a una temperatura determinada, viene representada por C_s . (Mudhoo, A. et al., 2012).

La isoterma de Lagmuir puede deducirse a partir de consideraciones cinéticas o termodinámicas de adsorción (Lagmuir, 1918). La deducción termodinámica es algo más sofisticada, aunque menos intuitiva, que el tratamiento cinético, ya que se hacen menos suposiciones.

El tratamiento de Lagmuir se basa en las suposiciones de que la adsorción máxima corresponde a una mono capa saturada de moléculas de soluto sobre la superficie del adsorbente, que la energía de adsorción es constante, y que no existe transmigración de adsorbato en el plano de superficie, se aplica en cada capa. (Mudhoo, A. et al., 2012).

Para la adsorción en una solución y con la suposición de que todas las capas después de la primera, tienen energía de adsorción idénticas, en el cual C_s es la concentración de saturación del soluto, C es la concentración en solución medida en el equilibrio, Q^0 saturado es el número de moles de soluto adsorbido por peso unitario de adsorbente que forma una mono capa compleja en la superficie, q_e es el número de moles de soluto adsorbidos por peso unitario y para la concentración C , y b es una constante representativa de la energía de interacción con la superficie. La ecuación puede ordenarse de manera lineal para poder interpretar mejor los datos experimentales.

$$\frac{C}{(C_s - C)q_e} = \frac{1}{bQ^0} + \left(\frac{b-1}{bQ^0}\right)\left(\frac{C}{C_s}\right)$$

Si trazamos en un Figura el termino izquierdo de la ecuación anterior en función a C/C_s obtenemos una línea recta de pendiente $(b-1)/bQ^0$ y ordenada en el origen $1/bQ^0$ presentan un Figura de este tipo. La isoterma de Lagmuir viene dada por:

$$q_e = \frac{QbC}{1 + bC}$$

Donde b es una constante relacionada con la energía o entalpía neta ΔH , de adsorción, ($b \propto e^{-\Delta H/RT}$).

Aunque las suposiciones básicas explicitas en el desarrollo del modelo de adsorción de Lagmuir no se cumplen totalmente en la mayoría de sistemas de adsorción utilizados en el tratamiento del agua y agua residual, la ecuación correspondiente de Lagmuir ha resultado muy útil para describir los datos de equilibrio en estos sistemas, permitiéndonos cuantificar y representar matemáticamente las relaciones de equilibrio observadas. En cuanto se reconozcan claramente estas restricciones y limitaciones, la ecuación de Lagmuir puede utilizarse para describir condiciones de equilibrio de adsorción y calcular los parámetros (Q^0 y b) con los cuales podemos comparar el comportamiento a la adsorción de diferentes sistemas adsorbato – adsorbente, o para otras condiciones dentro de un sistema dado. (Liu, Y. and Wang, J., 2009).

1.2.5.2. Termodinámica de Bioadsorción

Los estudios de adsorción se basan en la dependencia de la constante de equilibrio (K_M) con la temperatura, esta constante puede variar según el modelo de isoterma de adsorción empleado. La obtención de la constante de equilibrio permite calcular la energía libre (ΔG^0), entalpía (ΔH^0) y entropía (ΔS^0) del proceso de adsorción, determinando así parámetros que aportan información sobre el mecanismo que está teniendo lugar (Liu, Y. and Wang, J., 2009).

ΔG^0 se calcula como:

$$\Delta G^0 = -RT \ln K_M$$

Donde K_M es la constante de equilibrio, T es la temperatura absoluta en grados Kelvin y R es la constante de los gases ($8.314 \text{ J}\cdot\text{mol}^{-1}\text{K}^{-1}$)

Teniendo en cuenta la ecuación de Gibbs-Helmholtz:

$$\frac{d(\Delta G^0/T)}{dT} = -\frac{\Delta H^0}{T^2}$$

Si, se sustituye la primera ecuación con la segunda se obtiene la ecuación de van't Hoff:

$$\frac{d \ln K_M}{dT} = \frac{\Delta H^0}{RT^2}$$

La isoterma de Langmuir fue la utilizada en este trabajo para obtener la entalpía de adsorción. La deducción que se ha hecho de esta isoterma permite ver que el parámetro K_M corresponde con la constante de equilibrio y, es posible obtener parámetros termodinámicos utilizando la ecuación de van't Hoff representando $\ln K_M$ frente a $1/T$.

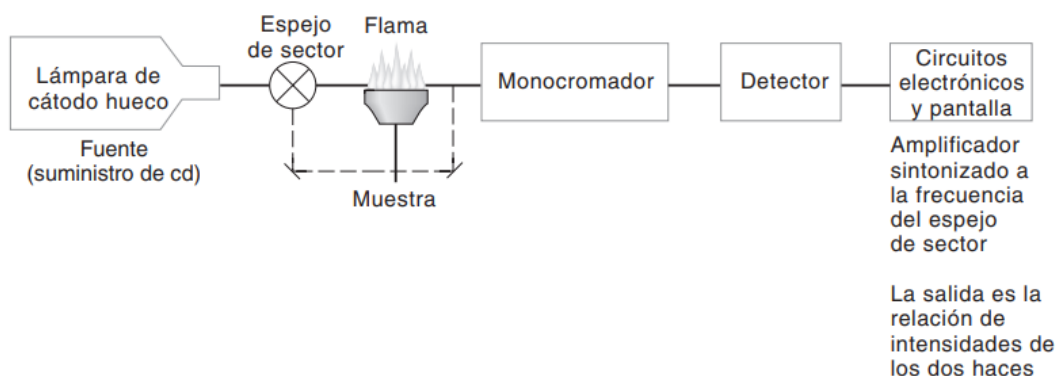
Puesto que la adsorción es un proceso complejo, los valores de energía asociados al mismo son difíciles de definir con precisión. Algunos autores describen que el calor en un proceso de adsorción física es de un orden de magnitud entre 2.1 y 20.9 $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$ mientras que el calor asociado a un proceso de quimisorción cae dentro del rango entre 80 y 200 $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$ (Liu, Y. and Liu, Y. J., 2008). Los valores positivos de la entalpía implican un proceso de adsorción endotérmico, mientras un valor negativo implica un proceso exotérmico. Por otra parte, considerando la entropía de adsorción, valores bajos pueden implicar pocos cambios en la entropía durante el proceso, mientras valores positivos reflejan el incremento de aleatoriedad en la interfase sólido-disolución durante la adsorción (Liu, Y. and Wang, J., 2009).

1.2.6. Espectrofotometría de absorción atómica.

La espectrofotometría de absorción atómica (*AAS, atomic absorption spectrophotometry*) utiliza una flama como atomizador. El principio de la espectrofotometría de absorción atómica se basa en la ley de Beer, la cual indica que, la absorbancia es directamente proporcional a la longitud de trayectoria en la flama, es decir, ahora la longitud de trayectoria no corresponde a la longitud de una celda, sino a la longitud del quemador a través del cual pasa la radiación, y además también es directamente proporcional a la concentración de vapor atómico en ella. Ambas variables son difíciles de determinar, pero se puede mantener constante la longitud de trayectoria y entonces la concentración del vapor atómico será directamente proporcional a la concentración del analito en la

solución que se aspira. Para el procedimiento se puede utilizar una curva de calibración (de concentración conocida) en función de la absorbancia. Para la espectrofotometría de absorción atómica se requiere una fuente luminosa, una celda (la flama), un monocromador y un detector. La flama se sitúa entre la fuente y el monocromador. En la figura 8 se ve un diagrama esquemático de un espectrofotómetro de absorción atómica. Se trata de un instrumento de haz doble que mide la relación de P_0/P . El haz de la fuente se envía de manera alternada a través de la flama y en otra trayectoria que no pasa por ella mediante un espejo de sector que lo divide. El detector mide esta alternancia y despliega el logaritmo de la relación. El amplificador del detector se ajusta para sólo recibir radiación modulada a la frecuencia del espejo de sector y entonces se discrimina contra la emisión emitida por la flama. Se requieren instrumentos de doble haz para la corrección de fondo si se usan lámparas continuas de deuterio (véase adelante). No obstante, el divisor de haz para obtener el haz doble reduce la energía radiante y causa mayores niveles de ruido (disminuye las relaciones de señal a ruido). Se encuentran disponibles instrumentos de un solo haz de fuente de alta energía que usan correcciones de fondo basados en una línea (miden la absorción del fondo con una línea cercana a la línea del analito); estos equipos proporcionan buenas relaciones de señal a ruido y son más pequeños e incluso más portátiles. A continuación, se describen los diversos componentes de un espectrofotómetro de absorción atómica (Gary D.C., 2009)

Figura 8. Diagrama de el flujo de absorción atómica



Fuente: Gary D.C., 2009

CAPÍTULO II

ÁREA DE ESTUDIO

2.1. UBICACIÓN

El presente trabajo es netamente experimental el cual se realizó en laboratorio “MC QUIMICALAB”, la obtención de muestras de agua de relave se extrajo de la localidad de Perú-Arequipa-Camana–Secocha

2.1.1. Ubicación política

Región : Arequipa
Provincia : Camaná
Distrito : Mariano Nicolás Valcárcel
Localidad : Secocha

2.1.2. Ubicación geográfica

El presente estudio se realizó en la Región de Arequipa, Provincia de Camaná, Distrito de Ocoña, Localidad de Secocha. Ubicado a una altitud media 592 msnm, latitud -16.3242 y longitud -73.1478. (Anexo 1, fotografía 9 y 10)

Fuente: Argis 2017

Figura 9. Area de Muestreo



2.2. CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA DE EXTRACCION DE MUESTRAS DE AGUA DE RELAVE

2.2.1. Medio físico

La Localidad de Secocha, abarca una extensión superficial de 45.96 Ha, la zona de extracción de muestra de agua de relave se encuentra en la misma población de Secocha donde se realiza la molienda de las piedras que contienen el oro donde se usa el mercurio para su extracción, como también diferentes metales como el cobre. INRENA (2007)

2.2.1.1. Geomorfología

La localidad de Secocha presenta una zona de contrafuertes andinos ocupan una extensión considerable en el contexto territorial, representan las zonas de mayor elevación, y considerable riqueza económica en cuanto presencia de yacimientos minerales, los cuales presentan una topografía bastante accidentada, con pendientes que varían de 4% a 70% aproximadamente, lo que permite que las aguas que discurren por ellas, adquieran altas velocidades, produciendo arrastre de cantidades considerables de sólidos, también presenta quebradas secas que se sitúan en las partes medias donde está la más densa e importante zona poblada de la Localidad y la parte baja presenta una zona de cultivo de manera irregular INRENA (2007).

2.2.1.2. Hidrografía

La zona de estudio se ubica en la cuenca del Río Ocoña el cual es el componente hidrográfica más importante, que pertenece a la provincia de Camaná, el Río de ocoña (1 orden) pasa muy cerca de la población minera de Secocha. INRENA (2007)

2.2.2. Ecología

2.2.2.1. Clima

El clima de la Localidad de Secocha es del subtipo de clima de Lomas a Desértico el que nos ofrece un verano con cielo despejado elevadas temperaturas pero sin pérdida de sus importantes valores de humedad. El resto del año presenta un claro e intenso cielo azul, lo que da lugar al aumento de la temperatura y ambiente templado a cálido.

2.2.2.2. Temperatura

La temperatura media de la Localidad de Secocha es de 19.5°C, febrero es el mes más caluroso del año con 27.1°C, agosto tiene la temperatura más baja del año con 12.7° C. INRENA (2007)

2.2.2.3. Precipitación

Presenta una precipitación media es de 0.75 mm, La precipitación es la más baja en abril, con un promedio de 0 mm, la mayor precipitación cae en enero con hasta 5 mm, el incremento de la temperatura concuerda con el inicio de las precipitaciones.

2.2.2.4. Humedad

En esta zona la humedad relativa varía entre los 59 a los 77% mensuales, siendo su promedio anual de 68%. El mayor porcentaje se produce en los meses de diciembre a febrero, época de lluvias. (IMA, 2010).

2.2.3. Zona de vida

Las zonas de vida en el área de estudio fueron determinadas mediante observaciones fisonómicas de la composición vegetal y de especies indicadoras, en base a la clasificación ecológica de Zonas de Vida de Holdrige y de acuerdo al mapa ecológico del Perú (INRENA, 1995)

Utilizando el promedio anual de la temperatura y precipitación se procedió a identificar la zona de vida según el triángulo de Holdrige, obteniendo los siguientes resultados:

- Matorral Desértico – Subtropical (md-S)

- Matorral Desértico - Pre montano Tropical (md-PT)

2.2.3.1. Matorral desértico – Subtropical (md-S)

Esta formación ecológica se ubica entre los 1000 y 2000 msnm, por tanto, compromete a los cerros mayormente sin cobertura vegetal. El relieve topográfico es empinado, formando cerros de alta pendiente. El escenario edáfico presenta suelos y rocas sin cobertura vegetal, dando lugar a un proceso de erosión de las rocas. La vegetación

natural no existe, salvo aquellas que se localizan en las orillas del río, formando una vegetación ribereña, siendo propicias para la agricultura.

2.2.3.2. Matorral desértico – Pre montano Tropical (md-PT)

Esta formación ecológica se ubica entre los 200 a 500 msnm Esta zona de vida se ubica en terrenos planos-ondulados y en terrenos abruptos correspondiente a las estribaciones inferiores de la cordillera andina. Existe un déficit de humedad del suelo, correspondiéndole la de humedad árida. Encontrándose una vegetación de poca densidad ocupando los espacios más estrechos (cerca de los ejes de los cuerpos de agua). La vegetación natural es escasa, principalmente las cactáceas, el molle y la tara.

CAPITULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. MATERIALES

3.1.1. Material de estudio

- Cáscara de papa (*Solanum tuberosum*) variedad canchay

3.1.1.1. Muestras

- Muestras de agua de relave minero.
- Muestras de agua del Río Ocoña

3.1.2. Materiales de campo

- Cinta métrica.
- GPS.
- Cuaderno de campo.
- Cámara fotográfica.
- Periódico.
- Rafia.
- Frascos de colecta de plástico de 1 kilogramo para suelo
- 2 frascos de colecta de 3 litros para agua de relave
- 1 frasco de vidrio para colecta de agua de río forrado con papel aluminio
- 1 frasco de plástico de 600 mL para agua de río forrado con papel aluminio
- Pala.
- Marcadores.
- Material de bioseguridad personal.

3.1.3. Materiales de laboratorio

a) Reactivos

- Agua destilada
- Sulfato de Mercurio (HgSO_4)
- Sulfato de Cobre penta Hidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)
- Hidróxido de sodio (NaOH) 0.1 N
- Ditzona 86,85% (Matheson Coleman Bell División; ACS, Reagent)

- Cloroformo (CHCl_3) al 99,9% de pureza
- Ácido clorhídrico (HCl) 0.1 N
- Permanganato de potasio (KMnO_4).
- Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) concentrado al 95-97% (Honeywell).
- Fenolftaleína.

b) Materiales de vidrio

- Mortero de Porcelana.
- Embudo.
- Papel de filtración rápida.
- Gradilla.
- Probetas (500 mL y 1000 mL).
- Vasos de precipitados (500 mL).
- Jarras (500 mL).
- Pipetas (5mL, 10mL, 20 mL).
- Globo de succión.
- Bagueta.
- Soporte universal.
- Tubos de ensayo
- Fiola
- Pera de decantación.
- Bureta (100 mL)
- goteros

c) Equipos e instrumentos

- Equipo de destilación cerrada.
- Estufa Eléctrica.
- Equipo de prueba de jarras.
- Espectrómetro de flama AAS 1N.
- Horno mufla
- Espectrofotómetro Camspec M105.
- Centrifugadora Lab Medical Lab-100T.
- PH metro Hanna-009(III).
- Balanza analítica digital (Electronic Scale).
- Termómetro.

3.1.4. Materiales de escritorio

- Computadora portátil.
- Cámara fotográfica.

3.2. METODOLOGÍA

3.2.1. Tipo de investigación.

La investigación realizada sobre “Biosorción de mercurio y cobre por cáscara de *Solanum tuberosum* en agua de relave de la minería de la Localidad de Secocha-Camana-Arequipa”, es de tipo experimental.

3.2.2. Variables de la investigación.

a. Variables Dependientes: capacidad de adsorción

b. Variables Independientes:

- pH del soluto
- Concentración del soluto de mercurio y cobre (ppm)
- Peso de bioadsorbente

3.2.3. Muestreo de agua de relave.

Para recolectar las muestras se adoptó todas las precauciones para que esta sea representativa, evitando su contaminación accidental durante las operaciones de muestreo, las formas de toma de muestra influyen sobre los resultados del análisis y por consiguiente es importante que se manipulen debidamente.

Puntos de muestreo para la toma de muestra de agua de relave:

Se obtuvo las diferentes muestras observando las zonas donde se realiza la amalgamación del oro, la cual están ubicadas dentro de la población de Secocha, en viviendas rudimentarias donde se almacena el agua contaminada con mercurio y diferentes metales pesados en piscinas para reutilizarla en el proceso de molienda, quedando precipitados de tierra, arena y metales pesados en el fondo de las piscinas, por lo que se procedió a tomar 4 litros de muestra a una profundidad de 2 metros.

(EW Rice, RB Baird, AD Eaton, 2017)

Las muestras fueron tomadas en las siguientes coordenadas:

Tabla 3. Ubicación de los puntos de muestreo, para obtención de muestras de agua de relave

Zonas	Georeferencia	Msnm
Zona A	15°58'53'' S 73°10'23'' W	489 msnm
Zona B	15°58'54'' S 73°10'22'' W	484 msnm
Zona C	15°58'55'' S 73°10'20'' W	479 msnm

Fuente: propia

3.2.4. Recolección de cáscara de *Solanum tuberosum*

La cáscara de papa se recolectó de los comerciantes que venden y pelan papa, en los mercados de Wanchaq y San Pedro, de la ciudad del Cusco, cuyas cáscaras son desechadas a la basura. Se recolectó un total de 10 kilogramos de cáscara de la variedad Canchay puesto que es el más comercializado en dichos mercados.

3.2.5. Procedimiento experimental en laboratorio.

3.2.5.1. Determinación del porcentaje de fibra

Es un índice de las sustancias presentes en los alimentos de origen vegetal constituidos por celulosa, pentosanas y lignina que están constituidas por sustancias nitrogenadas de la estructura celular vegetal. Los materiales utilizados fueron:

1. Disolución de ácido sulfúrico 0,255 N; 1,25g de H₂SO₄ / 100mLs
2. Disolución de hidróxido sódico 0,313N ; 1,25 g de NaOH
3. Asbesto preparado
4. Alcohol al 95%
5. Antiespuma 1 + 4 de aceite mineral
6. Gránulos o chinás para la ebullición

La fibra es una sustancia vegetal insoluble no digerida por las enzimas diastásicas, el procedimiento para hallar la cantidad de fibra será apartir de la molienda de cascara de papa.

- Se tomó 100g de muestra y se puso en un recipiente hermético para determinar el agua.
- Se trituró la muestra a un tamaño uniforme
- Se extrajo 2 g del producto molido con éter si su grasa es menor al 1% no se realiza este procedimiento
- Se puso a un vaso de 600 mL
- Se añadió 1g de asbesto
- Se añadió 200mL de H₂ SO₄ al 1,25% y hervir
- Se añadió 1 gota de anti espuma solo para controlar la espuma
- Se colocó sobre el digestor x30 minutos y hervir
- Se retiró y filtró

(F.L.Hart; H.J.Fisher, 1971)

Los resultados de dichos análisis se encuentran en anexos N° 4

3.2.6. Preparación del bioadsorbente

3.2.6.1. Lavado y picado

- Se lavó las cáscaras con abundante agua las veces que sea necesaria hasta eliminar las sustancias contaminantes
- Una vez lavadas estas fueron picadas a tamaños entre 0.5 cm a 1 cm para obtener mejores resultados (Anexo 1, fotografía 1).

3.2.6.2. Secado

Después de picadas las cáscaras a tamaños pequeños se dejo secar a temperatura ambiente hasta que estas estén totalmente secas (Anexo 1, fotografía 2 y 3)

(F.L.Hart, H.J.Fisher, 1971)

3.2.6.3. Activación

Las cáscaras secas, se activan mediante NaOH al 0.1 N (Anexo 1, fotografía 4)

- Se pesó la cáscara a activar, se coloca en un vaso precipitado de 100 ml y se añade agua destilada al ras de la cáscara a activar
- Se utilizó fenolftaleína como indicador que vira a un color rojo cuando reacciona con el NaOH, el cual nos indica que es la cantidad adecuada para la activación.
- Por medio de una pipeta se añadió NaOH hasta que el medio de cáscara de papa y agua destilada vire a una coloración rojiza.
- Se esperó 24 horas para que se active la cáscara (Anexo 1, fotografía 6).
- Pasado el tiempo se aumentó NaOH por medio de una pipeta hasta que vuelva a virar a color rojizo (Anexo 1, fotografía 5)

(Walter J. Weber. JR. 1979)

3.2.6.4. Filtrado

Se realizó el filtrado de la cáscara de papa ya activa mediante filtros de 125 mm nº1. (Anexo 1, fotografía 7)

3.2.6.5. Secado del bioadsorbente activo

Al obtener la cáscara activada y filtrada esta se llevó a secar a temperatura ambiente o a una estufa a 120 C° por 24 horas hasta obtener un material seco. (Anexo 1, fotografía 8)

(F.L.Hart, H.J.Fisher, 1971)

3.2.6.6. Determinación del pH del bioadsorbente (método 29.130 de AOAC)

- Se disolvió 10 g de muestra en 75 mL de agua con CO₂ en un vaso precipitado de 250 mL
 - Se agitó con el agitador magnético y se anotó el pH
 - Se tituló con NaOH hasta 8,5 de pH y luego se añadió 10 mL de NaOH 0,05 N y retro tituló con HCl 0,05N hasta pH 8,5
 - Se determinó la acidez libre
- Acidez libre= mL NaOH 0,05N – mL blanco x 50g muestra

3.2.6.7. Rendimiento de la obtención del material biológico.

Se obtuvo el rendimiento del material biológico en el proceso de la obtención del material orgánico seco a partir del material orgánico fresco.

(F.L.Hart, H.J.Fisher, 1971)

Los resultados de dichos análisis se encuentran en anexos N° 5

3.2.7. Pruebas de remoción.

3.2.7.1. PREPARACION DE MUESTRAS DE COBRE PATRON (Cu⁺⁺)

3.2.7.1.1. Preparación de solución patrón de Cu⁺⁺ a 500ppm

Para la preparación de la muestra patrón, se usó sulfato de cobre pentahidratado (II) (CuSO₄ · 5H₂O) con un peso de 0.98 g y fue disuelto en 500 ml de agua destilada, obteniendo una disolución de 500 ppm de Cobre.

3.2.7.1.2. Elaboración de la curva patrón de Cu⁺⁺

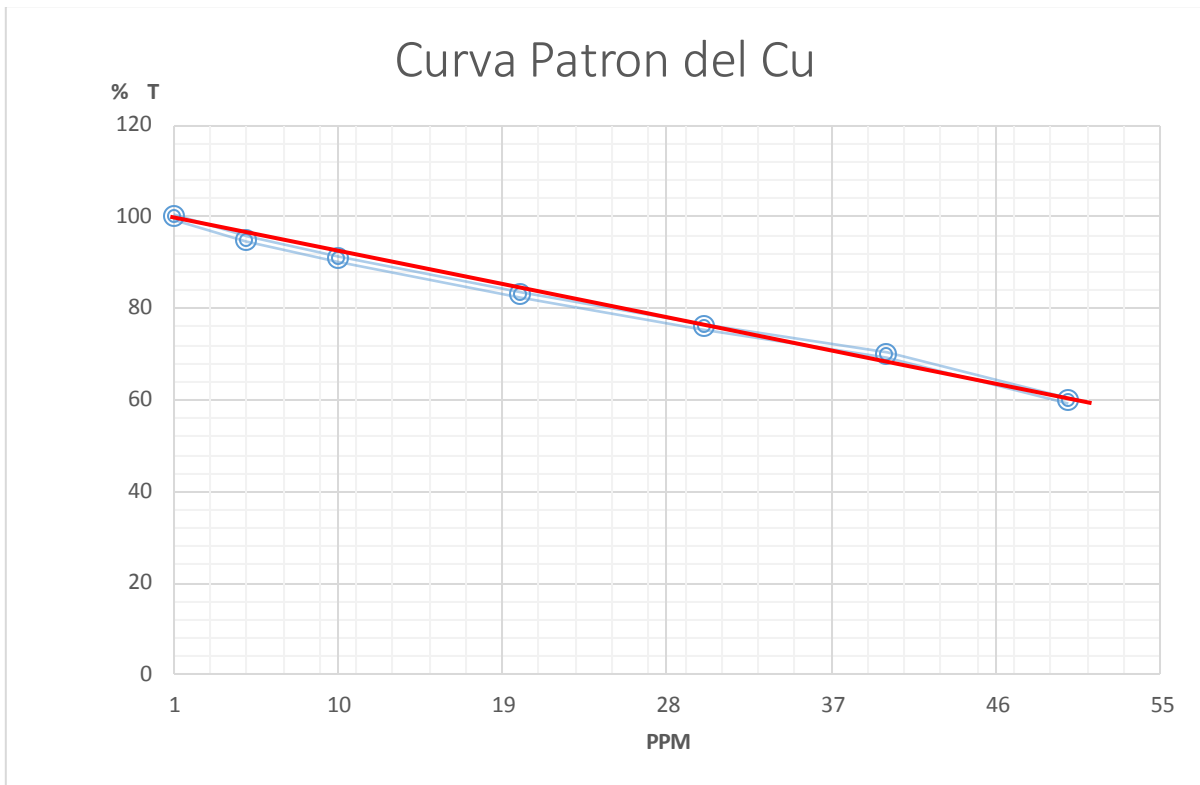
Se elaboró la curva patrón, a partir de la solución de 500 ppm de cobre, obteniendo soluciones estandar de 1, 5, 10, 20,30, 40 y 50 ppm, cuyas transmitancias fueron leídas a una longitud de onda de $\lambda=324,8$ nm, el cual se basa en el % de transmitancia Vs ppm, donde los resultados del porcentaje de transmitancia de los diferentes experimentos, son proyectadas en dicha curva y esta a su vez nos brinda una proyección de ppm adsorbidos.

(Walter J., Weber.JR, 1979)

Tabla 4.Lecturas de transmitancia para la Curva Patrón de cobre

Cobre	% transmitancia
1 ppm	100
5 ppm	95
10 ppm	91
20 ppm	83
30 ppm	76
40 ppm	70
50 ppm	60

Figura 10. Curva Patrón para Cobre



Fuente: Propia

3.2.7.2. Estandarización del pH en las muestras patrón.

Para la estandarización del pH de las muestras patrón de cobre, se utilizó Hidróxido de Sodio (NaOH) al 0.1N para aumentar la alcalinidad de la muestra y Ácido Clorhídrico (HCl) al 0.1 N para dar acides a la muestra. Cada muestra usada en el experimento presentó un determinado pH el cual debió ser modificado por incorporación de NaOH o HCl. Obteniendo los siguientes pH: 5, 6, 7, 8 y 9 Respectivamente. Ver Tabla N°5

(Gary D.Chiristian, 2009)

Tabla 5. Diseño experimental para Capacidad de Adsorción y Remoción de cobre a diferentes pH

Biosorbente	Variable Definida	Variable Independiente	Variable dependiente
Activado	<ul style="list-style-type: none"> • 1 ppm de concentración de cobre [Cu²⁺] • 1 gramo de Bioadsorbente 	5	➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		6	➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		7	➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		8	➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		9	➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
Sin Activar	<ul style="list-style-type: none"> • 1 ppm de concentración de cobre [Cu²⁺] • 1 gramo de Bioadsorbente 	5	➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		6	➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		7	➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		8	➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		9	➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción

3.2.7.3. Preparación de solución patrón de Cu⁺⁺ a diferentes concentraciones (ppm)

A partir de la solución patrón de Sulfato de Cobre (II) de 500 ppm, se preparó 6 soluciones con las siguientes concentraciones: 5, 10, 20, 30, 40 y 50 ppm respectivamente. Ver Tabla N°6.

(J.L. Gardea T. (1996) citado por J.C Muñoz (2007))

Tabla 6. Diseño Estadístico para la Capacidad de Adsorción y Remoción de cobre a diferentes concentraciones del metal (ppm)

Biosorbente	Variable Definida	Variable Independiente Concentración de Cobre [Cu ²⁺] (ppm)	Variable dependiente
Activado	<ul style="list-style-type: none"> • pH 7 • 1 gramo de Bioadsorbente 	5	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		10	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		20	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		30	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		40	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		50	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
Sin Activar	<ul style="list-style-type: none"> • pH 7 • 1 gramo de Bioadsorbente 	5	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		10	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		20	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		30	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		40	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		50	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción

3.2.7.4. Pesado del bioadsorbente

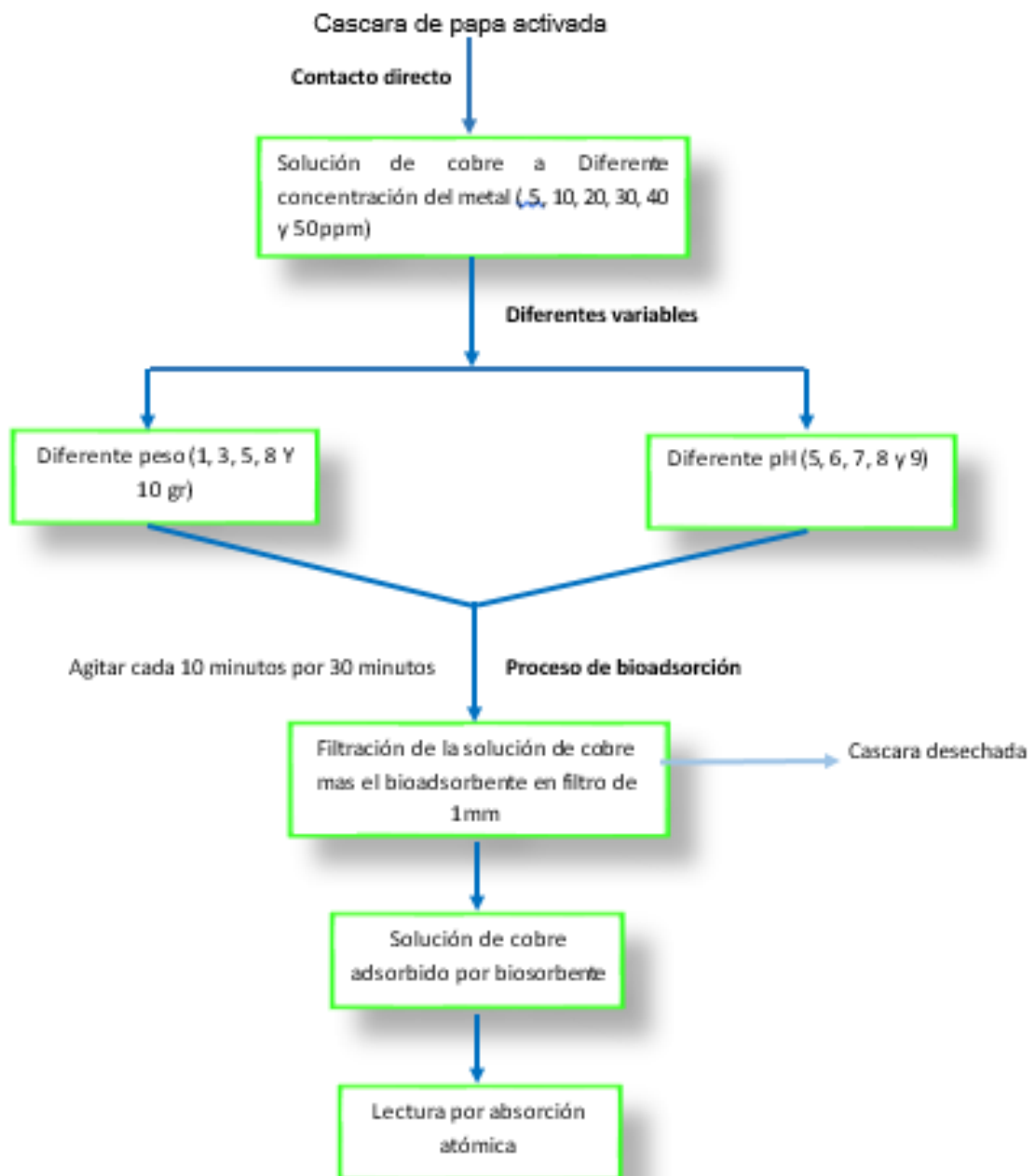
El pesado de la cáscara de papa, tanto activada como sin activar (adsorbente), se realizó mediante el pesado en balanza analítica calibrada, con el margen de error de 0,001, con los siguientes pesos: 1, 3, 5, 8 y 10 gramos. Ver Tabla N°7.

(J.L. Gardea T. (1996) citado por J.C Muñoz (2007))

Tabla 7. Diseño Estadístico para la Capacidad de Adsorción y Remoción de cobre a diferentes pesos del Biosorbente (g)

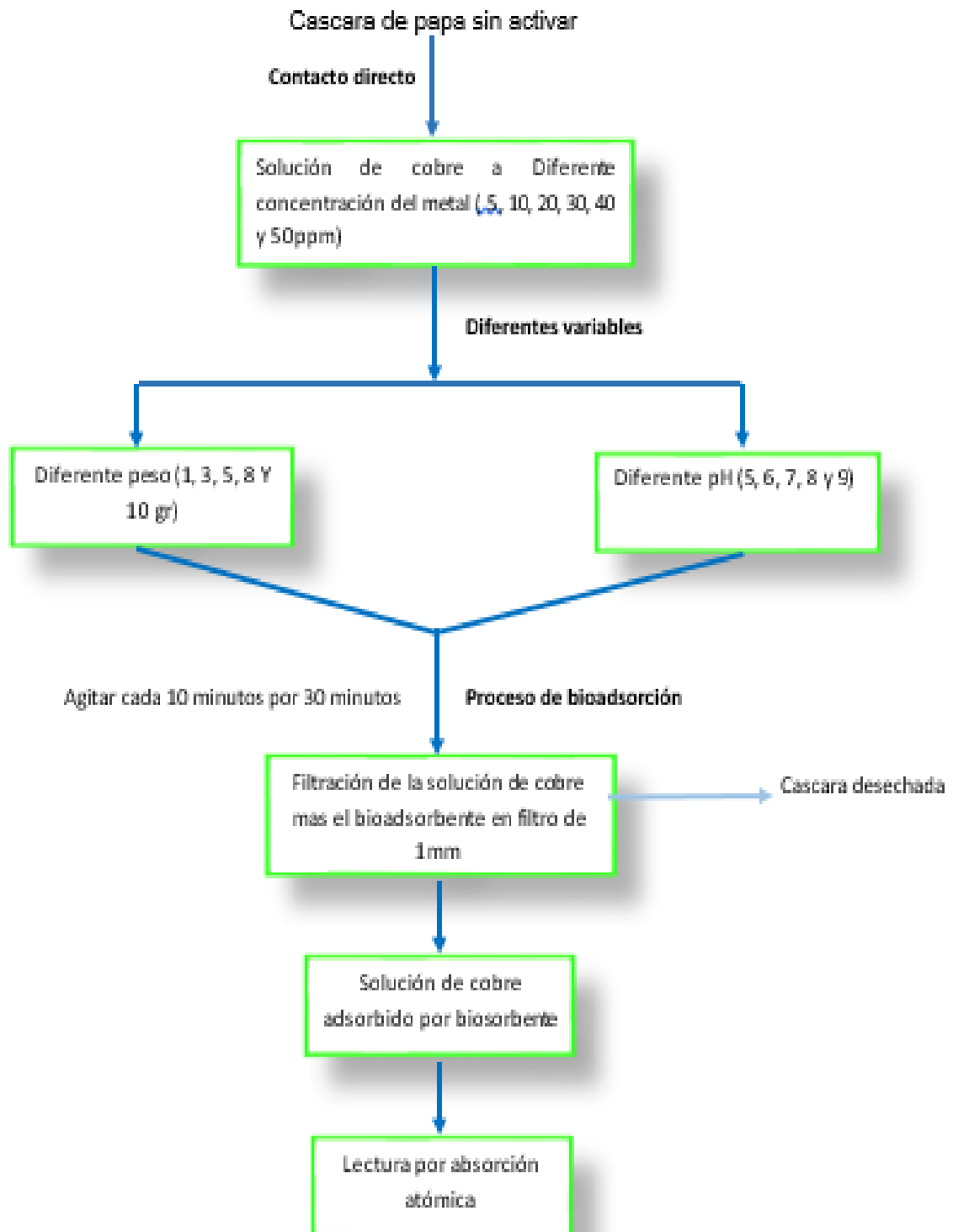
Biosorbente	Variable Definida	Variable Independiente	Variable dependiente
Pesos de Biosorbente			
(g)			
Activada	<ul style="list-style-type: none"> • pH 7 • 2 ppm de concentración de cobre [Cu²⁺] 	1	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		3	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		5	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		8	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		10	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
Sin Activar	<ul style="list-style-type: none"> • pH 7 • 2 ppm de concentración de cobre [Cu²⁺] 	1	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		3	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		5	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		8	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		10	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción

FLUJOGRAMA N° 1 PRUEBA DE ADSORCION DE COBRE CON CASCARA DE PAPA ACTIVADA.



Fuente: propia

FLUJOGRAMA N° 2 PRUEBAS DE ADSORCION DE COBRE CON CASCARA DE PAPA SIN ACTIVAR.



Fuente: propia

3.2.6.3. Interacción del bioadsorbente y las muestras de solución de Cu^{2+} patron

Obtenidas las variables de cada experimento, se realizó los siguientes pasos:

- a. Se colocó 50 ml de solución de cobre (ppm), en las diluciones según tabla N°6 en un vaso de vidrio de 100ml.
- b. Se estandarizó el pH basado según tabla N°5
- c. Se incorporó el bioadsorbente pesado previamente según tabla N°7
- d. Se dejó interactuar la solución de cobre con el bioadsorbente alrededor de 30 minutos.
- e. Se filtró por medio de embudos, colocando un pedazo de algodón donde se canalizó el líquido, para así obtener la muestra que fue llevada a su lectura por medio del equipo de Adsorción Atómica.

(Walter J, Weber. JR., 1979)

3.2.7.4.1. Determinación de cobre final por el método de adsorción atómica

Para la lectura de las diferentes muestras se realizó un total de 3 repeticiones por cada variable con concentraciones de Cobre, se utilizó el equipo de espectrómetro de flama, donde la solución de la muestra del experimento es aspirada por medio de un tubo delgado el cual lo conduce a una flama dentro del equipo; el elemento en la muestra se convierte en vapor atómico. De esta manera, la flama contiene átomos del elemento; algunos son excitados térmicamente por la temperatura de la flama, pero casi todos permanecen en estado fundamental; estos átomos en estado fundamental pueden absorber radiación de determinada longitud de onda producida en una fuente especial que contenga al cobre. Las longitudes de onda de la radiación emitida por la fuente son las mismas que absorben los átomos en la flama. Para el cobre la Longitud de Onda es de $324,8 \text{ nm}$.

(Walter J, Weber. JR., 1979)

3.2.7.5. PREPARACION DE MUESTRAS DE MERCURIO PATRON (Hg^{2+}).

3.2.7.5.1. Preparación de muestras de Hg^{++} patrón de 500ppm

Para la preparación de la muestra patrón, se uso sulfato de mercurio (II) (HgSO_4) con un peso total de 0.370 g, el cual fue disuelto en 500 ml de agua destilada, obteniendo una dilución de 500 ppm de Mercurio.

3.2.7.5.2. Elaboración de la curva patrón de Hg^{++}

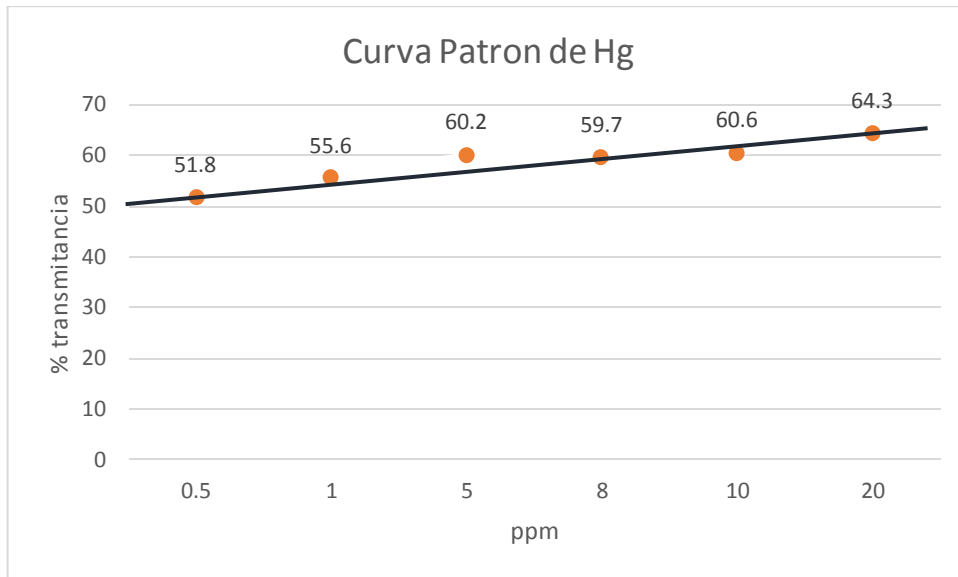
Se elaboró una curva patrón, a partir de la solución de HgSO_4 obteniendo una concentración de mercurio de 500 ppm, se realizó diluciones estándar de: 1, 5, 8 y 10 ppm respectivamente cuyas lecturas de transmitancia fueron calibradas a una Longitud de Onda de $\lambda=490\text{nm}$. El cual se basó en el % de transmitancia Vs los ppm. Donde los resultados del porcentaje de transmitancia de los diferentes experimentos son proyectados en dicha curva y esta a su vez nos brinda una proyección de ppm adsorbidos. Ver Tabla N°8.

(Walter J, Weber. JR., 1979)

Tabla 8. Lecturas de transmitancia para Curva Patrón de mercurio

$[\text{Hg}^{++}]$ ppm	% transmitancia
0,5 ppm	51.8
1 ppm	55.6
5 ppm	60.2
8 ppm	59.7
10 ppm	60.6
20 ppm	64.3

Figura 11. Curva Patrón para el Mercurio



Fuente: Propia

3.2.7.6. Estandarización del pH en las diferentes muestras

Para la Estandarización del pH de las diferentes muestras, se utilizó en la medición un pH-metro portátil, para la reducción e incremento el pH se utilizó, Hidróxido de Sodio (NaOH) al 0.1N para aumentar la alcalinidad de la muestra y Ácido Clorhídrico (HCl) al 0.1 N para dar acides a la muestra, debido a que las muestras obtenidas presentaban un pH determinado el cual debía ser estandarizado, consiguiendo los pH: 5, 7 y 9 respectivamente. Ver Tabla N°9. (Gary D.Chisristian, 2009)

Tabla 9. Diseño Estadístico para la Capacidad de Adsorción y Remoción de Mercurio a diferentes pH.

Biosorbente	Variable Definida	Variable Independiente	Variable dependiente
pH			
Activado	<ul style="list-style-type: none"> • 1 ppm de concentración de cobre [Hg²⁺] • 1 gramo de Bioadsorbente 	5	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		7	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		9	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
Sin Activa	<ul style="list-style-type: none"> • 1 ppm de concentración de cobre [Hg²⁺] • 1 gramo de Bioadsorbente 	5	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		7	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		9	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción

3.2.7.7. Preparación de soluciones patrón de Hg^{++} a diferentes concentraciones (ppm)

A partir de la solución patrón de sulfato de mercurio (II) de 500 ppm, se preparó 3 diluciones con las siguientes concentraciones: 5, 8 y 10 ppm respectivamente. Ver Tabla N°10. (J.L. Gardea T. (1996) citado por J.C Muñoz (2007))

Tabla 10. Diseño Estadístico para la Capacidad de Adsorción y Remoción de Mercurio a diferentes concentraciones del metal (ppm)

Biosorbente	Variable Definida	Variable Independiente concentración de Mercurio $[Hg^{2+}]$ (ppm)	Variable dependiente
Activada	<ul style="list-style-type: none"> pH 7 1 gramo de Bioadsorbente 	5	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		8	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		10	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
Sin Activar	<ul style="list-style-type: none"> pH 7 1 gramo de Bioadsorbente 	5	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		8	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		10	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción

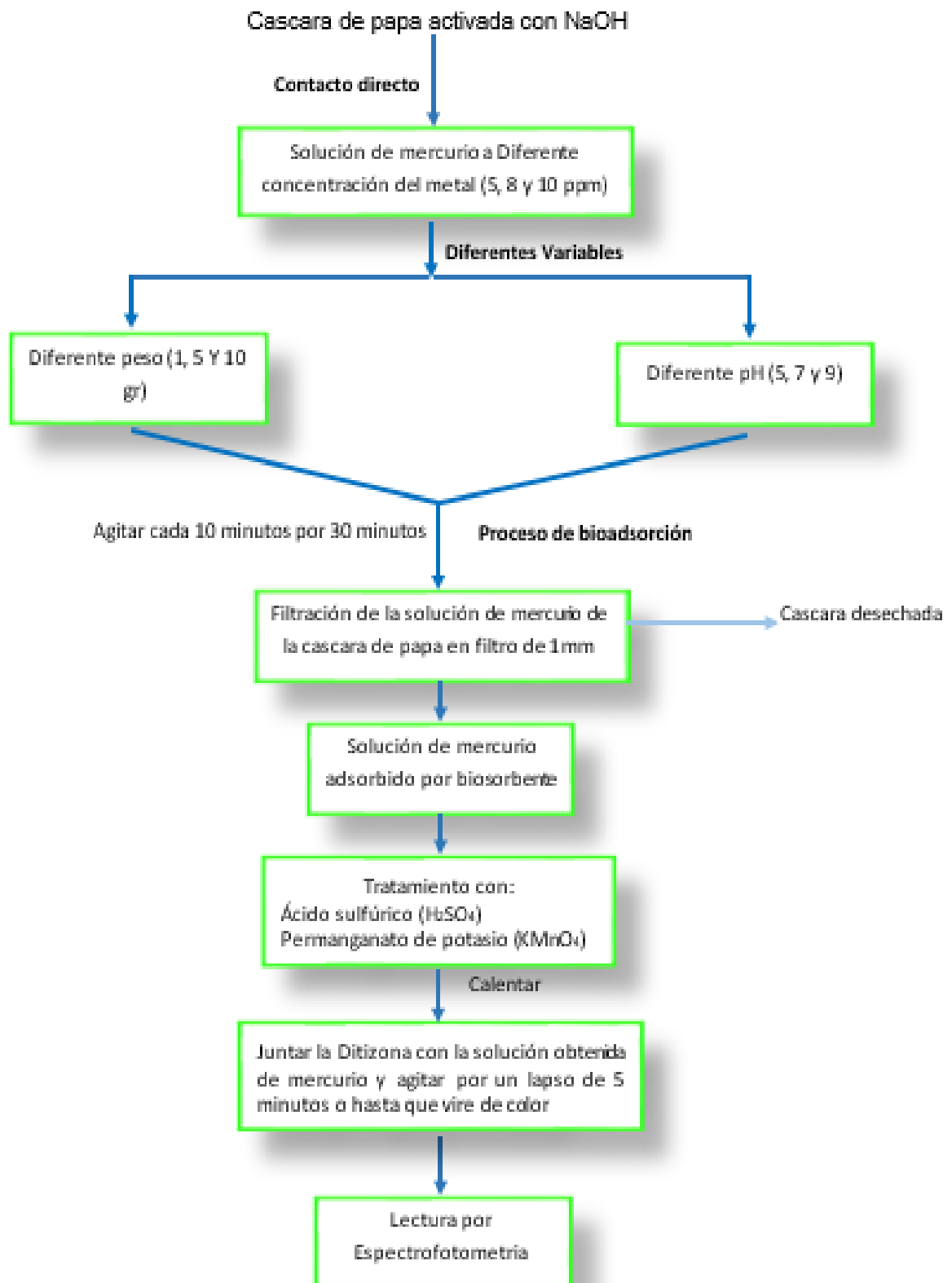
3.2.7.8. Pesado del bioadsorbente

El pesado de la cascara de papa, tanto activada como sin activar (Bioadsorbente), se realizó mediante el pesado en balanza analítica calibrada, con el margen de error de 0,001, con los siguientes pesos: 1, 5 y 10 gramos. Ver Tabla N°11. (J.L. Gardea T. (1996) citado por J.C Muñoz (2007))

Tabla 11. Diseño Estadístico para la Capacidad de Adsorción y Remoción de Mercurio a diferentes pesos del Biosorbente (g)

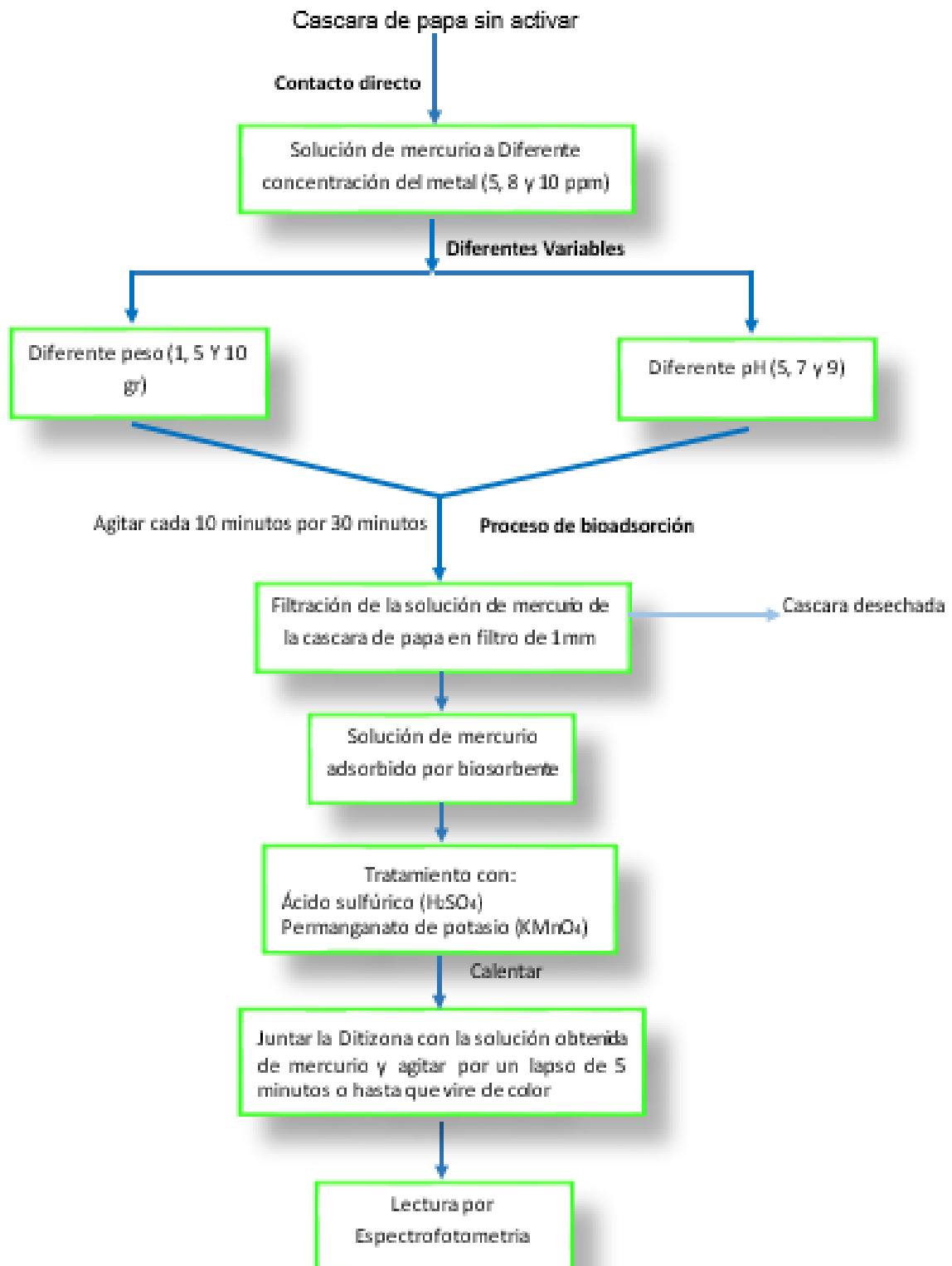
Biosorbente	Variable Definida	Variable Independiente Pesos de Biosorbente (g)	Variable dependiente
Activada	<ul style="list-style-type: none"> pH 7 10 ppm de concentración de Mercurio $[Hg^{2+}]$ 	1	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		5	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		10	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
Sin Activar	<ul style="list-style-type: none"> pH 7 10 ppm de concentración de Mercurio $[Hg^{2+}]$ 	1	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		5	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción
		10	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Capacidad de Adsorción ➤ Remoción

FLUJOGRAMA N° 3 PRUEBA DE ADSORCION DE MERCURIO CON CASCARA DE PAPA ACTIVADA.



Fuente: propia

FLUJOGRAMA N° 4 PRUEBA DE ADSORCION DE MERCURIO CON CASCARA DE PAPA SIN ACTIVAR.



Fuente: propia

3.2.7.8.1. Interacción del bioadsorbente con las muestras patron de mercurio (Hg^{++})

Obtenidas las variables de cada experimento, se realizó los siguientes pasos:

- a. Se colocó 50 mL de solución de mercurio, en las diluciones según tabla N°10 en un vaso de vidrio de 100mL.
- b. Se estandarizó el pH según tabla N°9
- c. Se incorporó el bioadsorbente pesado previamente según tabla N°11
- d. Se dejó interactuar la solución de mercurio con el bioadsorbente alrededor de 30 minutos.
- e. Se filtró la concentración final para así obtener la muestra que será llevada a una pera de decantación, para posteriormente ser mezclada con la solución de ditizona estandarizada para todas las muestras.
- f. La muestra filtrada debe ser tratada previamente, para poder reaccionar con la ditizona y poder realizar la lectura adecuada mediante el espectrofotometro; para lo cual se incorporó:
 - Se colocó 1cm^3 de solución de permanganato de potasio (KMnO_4) en la muestra filtrada hasta que esta vire a un color violeta o rosa.
 - Se agregó 10 cm^3 de Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) concentrado agitando la muestra constantemente.
 - Se llevó a una estufa hasta su ebullición. Si es necesario, se agrega más solución de permanganato de potasio, hasta que persista un color rosa y se dejó enfriar.
- g. Se disolvió 6 mg de ditizona en 1000 cm^3 de cloroformo, hasta obtener una muestra homogénea.
- h. Se incorporó en una pera de decantación de 1 litro la muestra enfriada y 10 mL de solución de ditizona previamente diluida en cloroformo. Se agitó el embudo vigorosamente alrededor de 1 minuto hasta que la coloración de la capa de ditizona vire de coloración.
- i. En un tubo de ensayo se agregó la fase orgánica (Ditizona + Mercurio) para luego someter a la lectura a 490nm de absorbancia, calibrando debidamente el espectómetro.
- j. Se llevó la solución decantada al espectrofotometro donde se procedió hacer su lectura respectiva. (E.B. Sandell, 1950)

3.2.7.8.2. Determinación de mercurio final por el método de espectrofotometría

Para la lectura del mercurio se realiza 3 repeticiones por cada variable, el Mercurio divalente reacciona fácilmente con el exceso de ditizona en un medio bastante ácido (1 N en ácido mineral) para producir el complejo ceto que es soluble en tetracloruro de carbono o cloroformo (color naranja). El método de color mixto es el más adecuado para la determinación de mercurio con ditizona mediante la obtención de la transmitancia de la fase de solvente orgánico a longitudes de onda adecuadas, (E.B. Sandell, 1950),

Para la Lectura de las muestras con las diferentes concentraciones de Mercurio, se utilizó el equipo de espectrómetro a una Longitud de onda de 490 nm.

3.2.7.9. Interacción del biosorbente con las muestras de agua de relave para cobre y mercurio.

Después de las pruebas realizadas con las muestras patrón se pudo identificar los valores óptimos de peso del bioadsorbente (1g), para esta etapa del experimento no serán modificados el pH ni concentración en ppm ya que las muestras cuentan con sus características físico y químicas propias por lo que se sometió a las muestras de relave al siguiente procedimiento:

- a. Se procedió a pesar 1g de bioadsorbente
- b. Se colocó 50ml de muestra de relave en un vaso de vidrio de 100ml.
- c. Se incorporó 1g de bioadsorbente óptimo.
- d. Luego dejar interactuar el agua de relave con el bioadsorbente por un tiempo de 30 minutos.
- e. Filtrar por medio de embudos, previamente se coloca pedazos de algodón donde se canalizará el líquido para así obtener la muestra tratada que se llevara para su posterior lectura
- f. Para la determinación de cobre se realizó con el método de adsorción atómica como fue descrito con las muestras patrón de cobre.

g. Para la determinación de mercurio se realizó previamente la interacción con la ditizona y posterior a eso, llevado al equipo de espectrofotometría como fue descrito en la lectura de muestras patrón de mercurio.

Tabla 12. Capacidad de adsorción de los metales Cobre y Mercurio en agua de relave minero

METAL	BIOADSORBENTE	CONCENTRACION DEL METAL
COBRE	Agua de relave	[Cu ²⁺] inicial
		[Cu ²⁺] final con bioadsorbente
MERCURIO	Agua de relave	[Hg ²⁺] inicial
		[Hg ²⁺] final con bioadsorbente

3.2.7.10. Isoterma de adsorción

Se determinó la Capacidad de Adsorción según el Modelo de la Isoterma de Lagmuir.

Calculo de la concentración molar en el equilibrio:

$$M1 = \frac{4.2 \text{ mg}}{63 \text{ mg/mmol}} = 0.067 \text{ milimolar.}$$

Para convertir a la concentración molar se divide entre 1000

$$C = \frac{0.067 \text{ mmol}}{1000 \text{ mmol/mol}} = 0.067 \times 10^{-3} \text{ molar}$$

$$Q_e = \frac{\text{N}^\circ \text{ moles adsorvidos}}{1 \text{ gr}}$$

$$[C] = \frac{0.24}{1000 \times 200.6}$$

Ecuación de Lagmuir: $q_e = \frac{Q^0 bC}{(1+bC)}$

3.2.7.11. Pruebas para cuantificar remoción de Cobre y Mercurio.

- Para cuantificar el porcentaje de remoción se procedió a medir por espectrofotometría para mercurio y adsorción atómica para cobre, la concentración inicial de las muestras.

- Dichos equipos nos dieron valores de acuerdo a la longitud de onda calibrada en partes por millón (ppm).
- Se realizó la lectura de las muestras tratadas con el bioadsorbente activado y sin activar.
- Finalmente, por regla de tres simple se determinó el porcentaje de diferencia entre los resultados obtenidos de las partes por millón iniciales de cada variable versus las partes por millón obtenidas después del tratamiento con el biosorbente, obteniendo el porcentaje exacto de remoción.

(Walter J, Weber. JR., 1979)

3.2.8. Análisis estadístico

3.2.8.1. Análisis de varianza ANVA o ANOVA

Los datos obtenidos según el diseño experimental fueron incorporados en el programa estadístico SPSS v 10.0.1, el cual nos brindó resultados para la descripción de la capacidad de adsorción de la cascara de papa para el cobre como para el mercurio.

3.2.8.2. Prueba de Tukey

Una vez que se ha determinado que existen diferencias entre las medias, las pruebas Post Hoc permiten determinar qué medias difieren. La prueba de Tukey identifica subconjuntos homogéneos de medias que no se diferencian entre sí, por lo cual se procedió a aplicar dicha prueba de la siguiente manera:

CAPITULO IV

RESULTADOS

4.1. BIOADSORCIÓN DE COBRE POR CÁSCARA DE PAPA

Para determinar la bioadsorción se ha trabajado en base a la Curva Patron del Cu^{2+} , (tabla N°4, Figura N° 10).

4.1.1. Adsorción y remoción de Cobre a diferentes pH.

Para el experimento se utilizó en todos los casos 1g de bioadsorbente y una concentración de cobre de 1 ppm para los siguientes pH: 5, 6, 7, 8 y 9, obteniendo los siguientes datos (anexo3) para análisis.

Tabla 13. Análisis de varianza para los resultados $q_e \times 10^{-7}$

Variable	N	R ²	R2 AJUSTADO	CV
Qe	30	0.87	0.81	21.57

El experimento presenta un coeficiente de determinación de 0.87 casi 1 indicando que el experimento es de buena calidad.

Tabla 14. Prueba Estadística ANOVA

F.V.	SC	GL	CM	F	p-valor
Cáscara	221.08	1	221.08	43.26	0.000002
pH	305.5	4	76.37	14.94	0.000008
cáscara*pH	152.94	4	38.23	7.48	0.000744
Error	102.21	20	5.11		
Total	781.73	29			

La prueba ANOVA muestra que el p valor para los distintos tratamientos son inferiores a 0.05 indicando que presentan efectos significativos, la diferencia entre cáscara activada y los cambios de pH.

Para determinar cuál son dichas diferencias, se plantea la prueba Post Hoc de Tukey.

Prueba tukey.

Se observa la agrupación de letras bajo el criterio de medidas, con una letra común si son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Tabla 15. Prueba Tukey en efectos del tipo de cáscara

Cáscara	Medias qe x 10 ⁻⁷	Medias % remoción	N	E.E.	Grupos
sin activar	7.77	20%	15	0.58	A
activa	13.2	33%	15	0.58	B

La capacidad de adsorción de la cáscara activada es de 13.2 moles adsorbidos o 33% de remoción siendo superior estadísticamente a la cáscara sin activar de 7.77 moles adsorbidos o 20% de remoción.

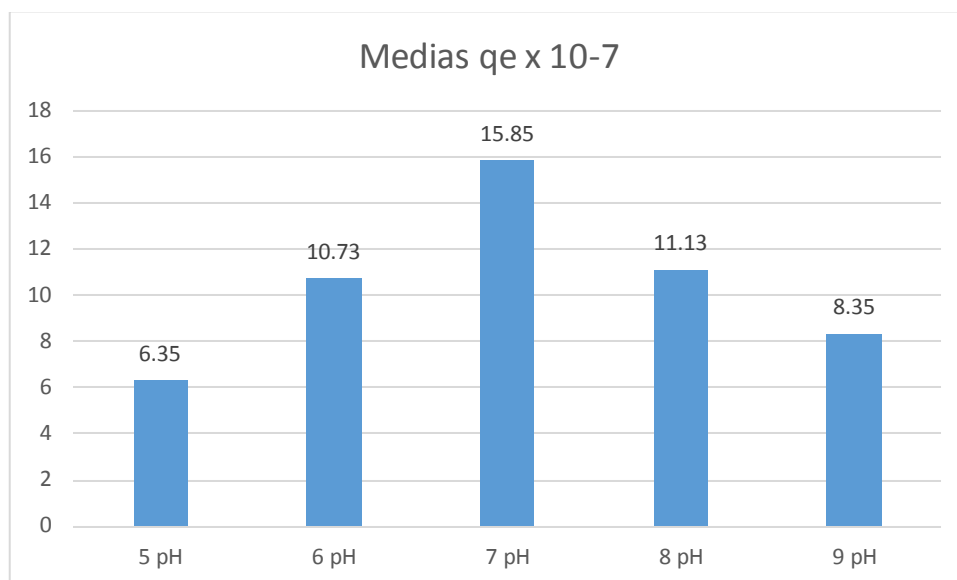
Tabla 16. Efectos de pH y Cáscara

Cáscara	pH	Medias qe x 10 ⁻⁷	Medias % remoción	n	E.E.	Grupos
sin activar	9 pH	4.77	12%	3	1.31	A
sin activar	6 pH	5.56	14%	3	1.31	A B
sin activar	8 pH	6.35	16%	3	1.31	A B
activa	5 pH	6.35	16%	3	1.31	A B
sin activar	5 pH	6.35	16%	3	1.31	A B
activa	9 pH	11.93	30%	3	1.31	B C
sin activar	7 pH	15.8	40%	3	1.31	C
Activa	8 pH	15.9	40%	3	1.31	C
Activa	6 pH	15.9	40%	3	1.31	C
Activa	7pH	15.9	40%	3	1.31	C

La prueba indica que la mejor capacidad de adsorción se obtiene en los grupos de biosorbente activado en pH 6; 7 y 8 con un 15.9 de moles adsorbidos, en bioadsorbente activado. La menor capacidad de adsorción se observa en el biosorbente sin activar a un pH 9 siendo de 4.77 de moles adsorbidos promedio.

El mayor porcentaje de remoción se encuentra con el biosorbente activado a pH 6, 7 y 8 con un 40% de remoción, como también en biosorbente no activado a pH 7. El menor porcentaje de remoción es del 12% con biosorbente sin activas a pH 9.

Figura 12. Capacidad de adsorción a diferentes pH



Fuente: Propia

En la imagen N° 15 se observa que la mayor capacidad de adsorción para el cobre en Biosorbente no activado y activado es a pH 7, el cual va disminuyendo a medida en que incrementa el pH a alcalino o disminuye el pH a ácido.

4.1.2. Adsorción y remoción de Cobre a diferentes concentraciones del metal (ppm).

Para el experimento se utilizó en todos los casos pH 7, con 1g de bioadsorbente para las siguientes concentraciones del metal: 5, 10, 20, 30, 40 y 50 ppm

Obteniendo los siguientes datos (anexo3) para análisis

Tabla 17. Análisis de varianza para los resultados qe x 10-7

variable	N	R ²	R2 AJUSTADO	CV
Qe	36	1.00	1.00	4.72

El experimento presenta un coeficiente de determinación de 1 idéntico a 1 indicando que el experimento es de muy buena calidad.

Tabla 18. Prueba Estadística ANOVA

F.V.	SC	GL	CM	F	p-valor
Modelo	49112,87	11	44464,81	1204,44	<0,001
Cobre inicial	36977,53	5	7395,51	1995,04	<0,001
Cáscara	6372,56	1	6372,56	1719,09	<0,001
Cáscara*Cobre inicial	5762,78	5	1152,56	310,92	<0,001
Error	88,97	24	3,71		
Total	49201,84	35			

La prueba ANOVA se interpreta que el p valor para los distintos tratamientos son inferiores a 0.05, el cual indica que presentan efectos significativos, la diferencia entre cáscara activada y sin activar y las diferentes concentraciones del metal cobre.

Prueba tukey

Se observará la agrupación de letras bajo el criterio de Medidas con una letra común si son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Tabla 19. Prueba Turkey en Efectos del tipo de Cáscara

Cáscara	Medias $q_e \times 10^{-7}$	Media % remoción	n	E.E.	Grupos
sin activar	27,48	13%	18	0,45	A
Activado	54,09	23%	18	0,45	B

La adsorción promedio de la cáscara activada es de 54,09 moles adsorbidos o 23% de remoción, siendo superior estadísticamente a la cáscara sin activar de 27.48 de moles adsorbidos o 13% de remoción.

Tabla 20. Prueba Turkey en Efecto de la concentración de cobre inicial

Cascara	Cobre inicial	Medias qe x10-7	Media% Remoción	n	E.E.	Grupos								
sin activar	5	6,35	16%	3	1,11	A								
Activado	5	7,94	29%	3	1,11	A	B							
sin activar	20	11,10	7%	3	1,11	A	B	C						
sin activar	10	13,50	17%	3	1,11		B	C						
Activado	10	14,80	19%	3	1,11			C						
Sin activar	30	26,20	11%	3	1,11				D					
Activado	20	27,80	18%	3	1,11				D					
sin activar	40	41,30	13%	3	1,11					E				
Activado	30	46,00	19%	3	1,11					E				
Sin activar	50	66,43	17%	3	1,11						F			
activado	40	111,00	35%	3	1,11							G		
activado	50	117,00	29%	3	1,11								H	

En la tabla N° 20 se aprecia que la mayor capacidad de Adsorción se encuentra con el Biosorbente activado a 50 ppm de concentración de cobre con 117,00 de moles adsorbidos, la menor capacidad de adsorción es con el biosorbente no activado a una concentración de cobre inicial de 5 ppm con 6,35 de moles adsorbidos.

El mayor porcentaje de remoción se encuentra con el biosorbente activado a una concentración de 40 ppm con un 35 % de remoción, el menor porcentaje de remoción se encuentra con el biosorbente no activado a una concentración de 20 ppm con un 7 % de remoción.

4.1.3. Adsorción y remoción de cobre a diferentes pesos del bioadsorbente.

Para el experimento se utilizó en todos los casos pH 7 y concentración inicial de 2 ppm, para los siguientes pesos del bioadsorbente: 1, 3, 5, 8 y 10 gramos.

Obteniendo los siguientes datos (anexo3) para análisis.

Tabla 21. Análisis de varianza para los resultados qe x 10-7

variable	N	R2	R2 AJUSTADO	CV
Qe	30	0.92	0.89	37.71

El experimento presenta un coeficiente de determinación de 0.92 cercano 1 indicando que el experimento planteado presenta alta varianza y es muy confiable.

Tabla 22. Prueba Estadística ANOVA

F.V.	SC	GL	CM	F	p-valor
Cáscara	8,38	1	8,38	25,23	0,001
Peso de adsorbente	32,08	4	8,02	24,14	<0,001
Cáscara*Peso de adsorbente.	41,46	4	10,36	31,20	<0,001
Error	6,64	20	0,33		
Total	88,57	29			

La prueba ANOVA se interpreta que el p valor para Peso biosorbente y concentración de cobre inicial, son significativos siendo así que en estas condiciones no existe diferencia notable entre el biosorbente activo y el biosorbente inactivo de la cáscara de papa.

Prueba tukey

Se observará la agrupación de letras bajo el criterio Medidas con una letra común si son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Tabla 23. Efectos del tipo de cáscara

Cáscara	Medias $q_e \times 10^{-7}$	Medias % de remoción	n	E.E.	Grupos
Activado	1.00	34%	15	0.15	A
Sin activar	2.06	39%	15	0.15	B

La mayor capacidad de adsorción se dio por medio de la cascara sin activar con 2.06 moles adsorbidos, el mayor porcentaje de remoción es con la cascara sin activar con un 39%.

Tabla 24. Efecto del peso del Biosorbente

casaca	Peso de adsorbente	Medias $Q_e \times 10^{-7}$	% remocion	n	E.E.	Grupos
activado	3	0,24	5%	3	0,33	A
sin activar	10	0,64	40%	3	0,33	A
activado	1	0,79	5%	3	0,33	A
sin activar	8	0,79	40%	3	0,33	A
Activado	5	0,95	30%	3	0,33	A
sin activar	3	1,24	10%	3	0,33	A
sin activar	5	1,27	40%	3	0,33	A
Activado	10	1,38	77%	3	0,33	A
Activado	8	1,64	77%	3	0,33	A
sin activar	1	6,35	40%	3	0,33	B

La mayor capacidad de adsorción es registrada con el biosorbente no activado con peso de 1 gramo a 6,35 moles adsorbidos.

El mayor porcentaje de remoción es de 77% con el biosorbente activado a pesos de 8 y 10 gramos.

4.2. BIOADSORCIÓN DE MERCURIO POR CÁSCARA DE PAPA

Para determinar la bioadsorción se ha trabajado en base a la Curva Patron del Hg^{2+} , (Tabla N°5, Figura N°11).

4.2.1. Adsorción y remoción de mercurio a diferentes pH.

Para el experimento se utilizó en todos los casos 1g de bioadsorbente y una concentración de cobre de 1 ppm para los siguientes pH: 5, 7 y 9 Obteniendo los siguientes datos (anexo3) para análisis.

Tabla 25. Análisis de varianza para los resultados $q_e \times 10^{-6}$

variable	N	R2	R2 AJUSTADO	CV
Qe	18	1.00	1.00	1.58

El experimento presenta un coeficiente de determinación de 1 idéntico a 1 indicando que el experimento es de muy buena calidad.

Tabla 26. Prueba Estadística ANOVA

F.V.	SC	GL	CM	F	p-valor
Cáscara	4.18	1	4.18	6833.54	<0.001
pH	0.36	2	0.18	294.57	6.3E-11
Cáscara*pH	0.46	2	0.23	379.66	1.4E-11
Error	0.01	12	0		
Total	5.01	17			

La prueba ANOVA muestra que el p-valor para los distintos tratamientos es inferior a 0.05 indicando que presentan efectos significativos, entre el bioadsorbente activado y no activo como también a los distintos niveles de pH demostrando así que la cascara activa tienen mayor eficiencia y que el pH es determinante para la adsorción.

Prueba tukey

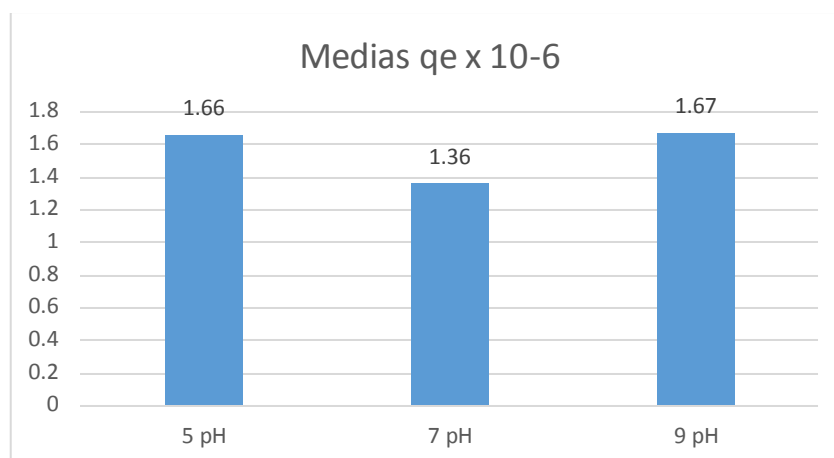
Se observa la agrupación de letras bajo el criterio Medidas con una letra común si son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Tabla 27. Efecto por la Cáscara.

activado	Medias $q \times 10^{-6}$	Medias % de remoción	n	E.E.	grupos
sin activar	1.08	43%	9	0.01	A
activado	2.05	89%	9	0.01	B

La capacidad de adsorción promedio del bioadsorbente activado es de 2.05 moles adsorbidos o 89% de remoción siendo superior estadísticamente al bioadsorbente sin activar con 1.08 moles adsorbidos o 43% de remoción.

Figura 13. Capacidad de Adsorción a diferentes pH.



En la figura N°13 se observa que la capacidad de Adsorción es menor cuando el pH es de 7, a diferencia de los pH 5 y 9 donde se observa una mayor capacidad de adsorción.

Tabla 28. Efecto cáscara y pH

activado	pH	Medias qe x 10-6	% remoción	n	E.E.	grupos
sin activar	5	1.06	43%	3	0.01	A
sin activar	9	1.08	44%	3	0.01	A
sin activar	7	1.11	45%	3	0.01	A
activado	7	1.62	65%	3	0.01	B
activado	9	2.25	93%	3	0.01	C
activado	5	2.27	91%	3	0.01	C

En la Tabla N° 28 se aprecia que de los factores estudiados, la mejor combinación, con un mayor grado de adsorción de mercurio es con el bioadsorbente activado a un pH 5 siendo de 2.27 moles adsorbidos.

El mayor porcentaje de remoción de mercurio es con biosorbente activado a pH 9 con un 93% de remoción.

4.2.2. Adsorción y remoción de mercurio a diferentes concentraciones del metal (ppm).

Para el experimento se utilizó en todos los casos pH 7, con 1g de bioadsorbente para las siguientes concentraciones del metal: 5, 8 y 10 ppm
Obteniendo los siguientes datos (anexo 3) para análisis.

Tabla 29. Análisis de varianza para los resultados $q_e \times 10^{-7}$

variable	N	R2	R2 AJUSTADO	CV
Qe	18	0.86	0.80	35.33

El experimento presenta un coeficiente de determinación de 0.86 muy cercano a 1 indicando que el experimento es de buena calidad.

Tabla 30. Prueba Estadística ANOVA

F.V.	SC	GL	CM	F	p-valor
Cáscara	206.27	1	206.27	49.23	0.00001
[Hg⁺⁺]inicial	47.15	2	23.57	5.63	0.01889
Cáscara*[Hg⁺⁺]inicial	46.44	2	23.22	5.54	0.01973
Error	50.28	12	4.19		
Total	350.13	17			

La prueba ANOVA se interpreta que p valor para los distintos tratamientos son inferiores a 0.05 indicando que presentan efectos significativos, entre el bioadsorbente activado y sin activar como también entre la concentración de mercurio inicial.

Para determinar cuál es estas diferencias en el experimento se plantea la prueba Post Hot de Tukey.

Prueba tukey

Tabla 31. Efectos de la cáscara.

sin activar	Medias $q_e \times 10^{-7}$	Medias % de remoción	n	E.E.	grupos
sin activar	2.41	24%	9	0.68	A
activado	9.18	57%	9	0.68	B

La capacidad de adsorción promedio del bioadsorbente activado es de 9.18 moles adsorbidos o 57% de remoción, siendo superior estadísticamente al bioadsorbente sin activar con 2.41 moles adsorbidos o 24% de remoción.

Tabla 32. Efectos de la cáscara y cantidad mercurio inicial

sin activar	[Hg ⁺⁺] inicial	Medias	% remoción	n	E.E.	grupos
sin activar	5	2.39	15%	3	1.18	A
sin activar	10	2.39	35%	3	1.18	A
sin activar	8	2.45	21%	3	1.18	A
Activado	5	4.63	40%	3	1.18	A
Activado	8	11.22	61%	3	1.18	B
Activado	10	11.69	69%	3	1.18	B

De los distintos tratamientos, se apreció mayor capacidad de adsorción con el bioadsorbente activado con una concentración de mercurio de 10 ppm con 11.69 moles adsorbidos.

El mayor porcentaje de remoción se dio con el Biosorbente activado a una concentración de 10 ppm de mercurio con un porcentaje del 69%.

4.2.3. Adsorción y remoción de mercurio a diferentes pesos del bioadsorbente.

Para el experimento se utilizó en todos los casos pH 7 y concentración inicial de 10 ppm, para los siguientes pesos del bioadsorbente: 1, 5 y 10 gramos.

Obteniendo los siguientes datos (anexo3) para análisis

Tabla 33. Análisis de varianza para los resultados $q_e \times 10^{-7}$

variable	N	R2	R2 AJUSTADO	CV
Qe	18	1.00	0.99	7.87

El experimento presenta un coeficiente de determinación de 0.99 cercano 1 indicando que el experimento planteado presenta alta varianza y es altamente confiable.

Tabla 34. Prueba Estadística ANOVA

F.V.	SC	GL	CM	F	p-valor
Cáscara	69,31	1	69,31	245,55	<0,001
Peso de adsorbente	577,33	2	288,66	1022,74	<0,001
Cáscara*Peso de adsorbent..	63,65	2	31,83	112,76	<0,001
Error	3,39	12	0,28		
Total	713,67	17			

En la prueba ANOVA se interpreta que el p valor se encuentra valores inferiores a 0.05, indicando que el bioadsorbente activado o sin activar y la diferencia de peso del bioadsorbente presenta diferencia significativa.

Prueba tukey

Se observa la agrupación de letras bajo el criterio Medidas con una letra común si son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Tabla 35. Efecto de la cáscara.

Activado	Medias $q_e \times 10^{-7}$	Medias % de remoción	n	E.E.	Columna5
sin activar	4.79	56%	9	2.21	A
Activado	8.72	88%	9	2.21	A

El experimento presenta diferencia significativa, en los promedios, el bioadsorbente activado presenta mayor capacidad de adsorción de un 8.72 moles adsorbidos o 88% de remoción, comparado con un 4.79 moles adsorbidos o 56% de remoción del bioadsorbente sin activar mas son estadísticamente iguales.

Tabla 36. Efecto de la cáscara y cantidad de adsorbente

activado	Peso de adsorbente	Medias $q_e \times 10^{-7}$	n	% remoción	E.E.	Columna6
sin activar	5	1,99	3	40%	0,31	A
sin activar	10	2,17	3	87%	0,31	A
activado	10	2,31	3	93%	0,31	A
activado	5	4,57	3	92%	0,31	B
sin activar	1	10,21	3	41%	0,31	C
activado	1	19,27	3	78%	0,31	D

La mayor capacidad de adsorción se encuentra en el Bioadsorbente activado con un peso del biosorbente de 1 gramo con 19.27 moles adsorbidos.

El mayor porcentaje de remoción se encuentra con el biosorbente activado con un peso de 10 gramos con un total de remoción del 93%

4.3. RESULTADOS DE BIOADSORCION PARA EL AGUA DE RELAVE DE LA MINERA DE SECOCHA

4.3.1. Adsorción y remoción de cobre en agua de relave de la minería Secocha.

Para el experimento se utilizó 1 gramo de biosorbente debido a la eficiencia en la bioadsorción con las pruebas patron, el pH y la concentración son tomadas de la muestra extraída.

Obteniendo los siguientes datos (anexo3) para análisis

Resultado de agua de relave minero para cobre

Se realizó el muestreo en la localidad de Secocha, en los pozos donde se almacena el agua de relave del lavado de oro. Estas muestras se llevaron a la lectura por adsorción atómica obteniendo los siguientes resultados:

Datos:

Tabla 37. Datos de las muestras de agua de relave para el Cobre

[Cu⁺⁺]ppm	
antes de tratamiento	1
antes de tratamiento	1
antes de tratamiento	1
despues de tratamiento	0
despues de tratamiento	0
despues de tratamiento	0

En la tabla N°37 observamos que se realizo tres repeticiones de lectura de adsorción atómica obteniendo una lectura antes del tratamiento con cascara activa a una

concentración de 1 ppm y después de ponerla en contacto con el bioadsorbente se obtiene una lectura de 0 ppm, en dicho experimento se debe afirmar que el equipo de adsorción atómica no es sensible a lecturas inferiores a 1 ppm por lo que no es confiable en un 100%.

Tabla 38. Prueba Estadística ANOVA

F.V.	SC	GL	CM	F	p-valor
Tramamiento	1.5	1	9999.99	9.9999	<0.0001
Error	0	4	0		
Total	1.5	5			

En la prueba ANOVA se interpreta que el p valor se encuentra a un valor inferior a 0.05, indicando que el experimento en agua de relave con interacción de bioadsorbente de cáscara de papa activa presenta diferencia significativa.

Prueba tukey

Se observa la agrupación de letras bajo el criterio Medidas con una letra común si son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Tabla 39. Efecto en la muestra de agua de relave después del tratamiento con cáscara activada

Columna1	Medias	N	E.E.	Columna5	Columna6
	qe				
después de tratamiento	0	3	0	A	
antes de tratamiento	1	3	0		B

Existe diferencia significativa, después de que el agua de relave entre en contacto con el bioadsorbente (cáscara activa), teniendo una diferencia de 100%, se requiere un equipo más sensible para lecturas inferiores a 1 ppm.

4.3.2. Adsorción y remoción de mercurio en agua de relave de la minería Secocha.

Para el experimento se utilizó 1 gramo de biosorbente debido a la eficiencia en la bioadsorción con las pruebas patron, el pH y la concentración son tomadas de la muestra extraída.

Obteniendo los siguientes datos (anexo3) para análisis

Tabla 40. Datos de las muestras de agua de relave para el Mercurio.

[Hg⁺⁺]ppm	
antes de tratamiento	116
antes de tratamiento	114
antes de tratamiento	115
despues de tratamiento	60
despues de tratamiento	58
despues de tratamiento	61

En el cuadro N°37 observamos que se realizo tres repeticiones en el agua de relave por medio del método de la Ditzona obteniendo resultados antes y despues del tratamiento con el bioadsorbente, observando una remoción de un 51.88%.

Tabla 41. Prueba estadística ANOVA

F.V.	SC	GL	CM	F	p-valor
Columna1	4592.67	1	4592.67	2755.6	<0.0001
Error	6.67	4	1.67		
Total	4599.33	5			

En la prueba ANOVA se interpreta que el p valor se encuentra a un valor inferior a 0.05, indicando que el experimento en agua de relave con interacción de bioadsorbente de cáscara de papa activa para el mercurio presenta una diferencia significativa.

Prueba tukey

Se observa la agrupación de letras bajo el criterio Medidas con una letra común si son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Tabla 42.Efecto en la muestra de agua de relave después del tratamiento con cáscara activada

Columna1	Medias qe	n	E.E.	Columna5	Columna6
despues de tratamiento	59.67	3	0.75	A	
antes de tratamiento	115	3	0.75		B

Existe diferencia significativa, despues de que el agua de relave entró en contacto con el bioadsorbente (cáscara activa), se obtiene una capacidad de adsorcion bastante significativa de 55,33 moles adsorbidos.

Tabla 43.Porcentaje de Remoción en la muestra de agua de relave después del tratamiento con cáscara activada

antes de tratamiento [Hg ⁺⁺]ppm	después de tratamiento [Hg ⁺⁺]ppm	porcentaje remoción
116	60	48%
114	58	49%
115	61	47%
Promedio		48%

El porcentaje de remoción en el agua de relave minero para el metal mercurio fue de un 48% de remoción, lo que indica que el biosorbente es un buen removedor del metal mercurio.

DISCUSIONES

En la investigación que realizó Milan en 1999 en cascara de limón determinó que el tiempo más adecuado para la adsorción fue de 90 a 150 minutos como tiempo óptimo, pero en el presente trabajo se demuestra que el tiempo adecuado para la adsorción con cascara de papa es de 30 min, lo que demuestra la rapidez con que actúa dicho adsorbente.

El estudio realizado por Tapia H, Nelson J, Muñoz C en el 2003 indica que la cáscara de naranja presenta una capacidad de remoción del metal de un 95%, lo cual nos haría pensar que dichos bioadsorbentes son más efectivos en comparación con la cascara de papa, pero la efectividad de la cascara de papa es superior ya que dicho bioadsorbente remueve más metal con menor cantidad de bioadsorbente en comparación con los otros mencionados, lo que reiteraría la eficacia de la cáscara de papa como un excelente bioadsorbente para el metal mercurio y cobre.

En investigaciones pasadas como la realizada por Wang LK, y colaboradores en el 2009 como la investigación de Urquiza D, Luque C. en el 2011; determinaron que la variable pH es un factor determinante que altera la eficiencia y capacidad de remoción de los bioadsorbentes, pero los resultados obtenidos en este trabajo de investigación indican que este bioadsorbente tiene gran afinidad por el mercurio y cobre, determinando que la capacidad de adsorción máxima son pH 5 y 9 para mercurio y pH 7 para cobre comprobando así que el pH determina la capacidad de remoción óptima.

También en investigaciones pasadas no se tomó ningún criterio previo para determinar la capacidad óptima de cantidad de bioadsorbente o peso óptimo de este, pero en el presente trabajo se determinó que el peso óptimo de bioadsorbente es 1 gramo demostrando una vez más que la cascara de papa se comporta como un excelente bioadsorbente y que requiere cantidades menores en comparación con otros.

CONCLUSIONES

✓ Al evaluar la capacidad de biosorción de mercurio y cobre con cascara de *Solanum tuberosum* (papa) variedad canchan en agua de relave de la Minería de Secocha - Camaná, se obtuvo resultados óptimos para el metal mercurio obteniendo un porcentaje de remoción del 48% y una capacidad de biosorción de 55,33 de moles adsorbidos de mercurio, con una diferencia significativa antes y después del ingreso de la cascara activada en la muestra de agua de relave; para el metal cobre se obtuvo un porcentaje de remoción del 100%. Indicando así que el biosorbente activado obtenido a partir de cascara de *Solanum tuberosum* es eficiente para la adsorción de los metales mercurio y cobre.

✓ La cáscara activada de *Solanum tuberosum* (papa) con NaOH a una concentración de 1N, se comporta como un excelente bioadsorbente de mercurio y cobre.

✓ El mayor porcentaje de remoción para el metal mercurio se obtuvo con el biosorbente activado a un pH de 9 y 5 con un porcentaje de remoción del 93% y 91% respectivamente, a una concentración del metal de 8 a 10 ppm con el 61% y 69% de remoción y a un peso del biosorbente de 10 gramos obteniendo un 93% de remoción; obteniendo una eficiencia muy alta en la remoción.

Para el metal cobre el mayor porcentaje de remoción se obtuvo con un pH de 6, 7 y 8 con 40% de remoción, a una concentración de 40 ppm de cobre con un 35% de remoción y a un peso del biosorbente activado de 8 y 10 g con un total del 77% de remoción; indicando que el biosorbente activado en contacto con concentraciones del metal cobre presenta una eficiencia alta en remoción del metal.

✓ La capacidad optima de adsorción del metal mercurio por medio del bioadsorbente activado se dio a un pH de 5 y 9, a una concentración del metal de 8 a 10 ppm y a un peso del biosorbente activado de 1 g; obteniendo alta efectividad en la adsorción.

Para el metal cobre se obtuvo que la capacidad óptima de adsorción es con un bioadsorbente activado a un pH de 6, 7 y 8 respectivamente, a una concentración del metal de 50 ppm y a un peso de biosorbente de 8g; obteniendo una capacidad de adsorción alta.

RECOMENDACIONES

- Para el presente trabajo se recomienda a los futuros interesados en el tema complementar el presente trabajo comparando los resultados para optimizar así los datos ya preestablecidos, así también se recomienda que los posteriores trabajos en el tema utilicen metodologías y equipos mas ensibles para minimizar el margen de error.
- Realizar más estudios utilizando diferentes materiales orgánicos como fuente de adsorción de diferentes metales pesados, y así remediar fuentes de aguas contaminadas por las mineras tanto formales como ilegales cuyas aguas contaminan el ambiente.
- Realizar el procedimiento de espectrofotometría en bloque debido a que el cloroformo llega a evaporarse con el paso del tiempo, teniendo una concentración de Ditizona variable para la lectura, dando posibles lecturas erróneas.

BIBLIOGRAFÍA

1. Adriano, J. (1986). “*A Mimicked In-Situ Remediation Study of Metal-Contaminated Soils with Emphasis on Cadmium and Lead*”. USA: Journal of Environmental Quality Abstract. Vol. 23 No. 1, p. 58-63.
2. Aguilera, J. M. y Gloria, H. (1997). “*Determination of oil in fried potato products by differential scanning calorimetry*”. USA: Journal of Agriculture Food Chemistry, 45:781-785.
3. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation (2005). “*Standard methods for the examination of water and wastewater*”. USA: Department of Chemistry. Faculty of Science and Arts. Jordan University of Science and Technology. 21th Edition.
4. Allard, B. and Arsenie, I. (1991). “*Abiotic reduction of mercury by humic substances in aquatic system — an important process for the mercury cycle*”. Paises Bajos: Water Air & Soil Pollution Journal. Volume 56, Issue 1, pp 457–464. Kluwer Academic Publishers. Printer in the Netherlands.
5. Alluri, H. K. et al (2007). “*Biosorption: An eco-friendly alternative for heavy metal removal*”. USA: African Journal of Biotechnology. Vol 6, No 25.
6. Baird C. (2001). “*Química ambiental*” España: editorial Reverte.
7. Borjesson J; Isaksson M; Attsson S. (2003) “*X- ray fluorescence analysis in medical sciences a review*” Inglaterra: Acta Diabetologia 40(1): 39-44.
8. Bruce E. Rittmann, Perry L. McCarty (2001) “*Biotecnología del Medio Ambiente*”. Madrid España: McGraw-Hill Editorial, (1) 539-677.
9. Calcina R, (2006). *Presencia de metales pesados en la Biota Acuática (Orestia ssp. Y Sachoenoplectus totora) de la Desembocadura del Río Ramis. Lago Titicaca. Perú.*

10. Cardenas J, Moctezuma M, Costa I. (2010). *“Aislamiento de hongos resistentes a metales pesados a partir de agua de diferentes ríos de la Huasteca Potosina”*. México: Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Autónoma de San Luís Potosí;
11. Carro de Diego L, (2012). *“Eliminación de mercurio de efluentes acuosos con materiales de bajo coste: proceso combinado de bioadsorción-reducción”*. La Coruña, España: Universidade da Coruña.
12. Chojnacka, K., (2010). *“Biosorption and bioaccumulation - the prospects for practical applications”*. Environment International 36:299-307
13. Contreras, E. (2006). *“El mundo de la papa”*. Chile : Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile.
14. Cooper, Stancil y M. L Sullivan (1951). *“Spectrophotometric Studies of Dithizone and some Dithizonates”*. USA: Analytical chemistry, 23 (4), 613-618.
15. Cuizano, Norma. A. Reyes, Úrsula. F. Domínguez, Susana. Llanos, Bertha. P. Abel E. (2010). *“Relevancia del ph en la adsorción de iones metálicos mediante algas pardas”*. Lima, Perú: Revista de Sociedad Química del Perú, 76 (2).
16. Devok et al (1998). *“Utilizing Halide Exchange To Improve Control of Atom Transfer Radical Polymerization”*. USA: ACS Publications Most Trusted, Most Cited, Most Read. 31 (20), pp 6836–6840. Pittsburgh, Pennsylvania 15213.
17. Domenech, X. (1995). *“Química del suelo; el impacto de los contaminantes”*. Miraguano, Madrid: CEAMSE 7102, pp 190.
18. Environmental Protection Agency, EPA (1980). *“list of carcinogenic solvents”*, USA.
19. Fair; Geyer (1979). *“Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales”*. México: Limusa Noriega Editores; (2) 87-107.

20. Farooq, U. et al (2010). "*Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents*". USA: Bioresource Technology; Volumen 101, Número 14, páginas 5043-5053.
21. Fernandez U; Luque C; (2007). "*Remocion de plomo de agua contaminada usando Trichocereus cuzcoensis*". Cusco, Perú: Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco.
22. Fu, F. L. and Wang, Q., (2011). "*Eliminación de iones de metales pesados de las aguas residuales*". USA: Journal of Environmental Management.
23. Gadd G. M. (2009). "*Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment*". USA: Journal Chemical Tecnology and Biotechnology. Volume84, Issue1. Pages 13-28.
24. Gardea-Torresdey, J.L. et al., (1996). "*Ability of silica-immobilized Medicago sativa (alfalfa) to remove copper ions from solution*". USA: J. of Hazardous Materials, 48 181-190.
25. Gary D. C. (2009). "*Estadarización de soluciones con patrón primario, manejo estadístico de datos*". Guatemala: Laboratorio de análisis cuantitativo sección a. escuela de ingeniería química. Facultad de ingeniería. Universidad de san Carlos de Guatemala.
26. Gary D Chistian (2009). "*Química Analítica*", "*Physicochemical Processes for Water Quality Control*". USA: M.C. Graw Hill Editorial, University of Washington, (6) 209.
27. Gerard K. (1999). "*Ingeniería Ambiental*". España: Mc Graw- Hill/ Interamerica de España, S.A.U.
28. Germain L; Colas L; Bouquet J. (1982). "*Tratamiento de aguas*". España: OMEGA-Barcelona.

29. Hart, F.L. Fisher, H.J. (1971). "*Análisis Moderno de los Alimentos*". España: (4) 2-81, Editorial Acribia, Zaragoza.
30. Hibbard, P. L. (1937). "*A Dithizone Method for Measurement of Small Amounts of Zinc*". USA: Industrial and Engineering Chemistry, 9 (3), 127-131.
31. Hidalgo, S. (2004). "*Reutilización de residuos de rapa para la eliminación de metales tóxicos en efluentes líquidos*". España: Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona.
32. Jimeno Blasco, Enrique (1998). "*Análisis de agua y desagües*". Lima. Perú: Universidad Nacional de Ingeniería (UNI). p292.
33. Karchmer, J. H. (1971). "*The analytical chemistry of sulfur and its compounds*". USA: Wiley-Interscience. Vol. 2. New York.
34. Larenas C; Andrago D; Inga P. (2008). "*Estudio Isotérmico de biosorción de plomo en aguas utilizando residuos vegetales*". Quito, Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana.
35. Leopold, K, Foulkes M., Worsfold P., (2010). *Methods for the determination and speciation of mercury in natural waters-A review*. USA: Analytica Chimica. Acta 663:127-138.
36. Liu, Y. and Wang, J., (2009). "*Fundamentals and Applications of Biosorption Isotherms*". New York, U.S.A: Kinetics and Thermodynamics. Nova Science Publishers, Inc.
37. Lodeiro, P. et al., (2006). "*Efecto de las condiciones de crecimiento en la biosorción de cadmio y cobre por celdas de levadura*". Grecia: University of Patras. Department of Chemistry Radiochemistry lab Patras 26500.
38. Maldonado A. (2005). "*Adsorción de Cr (III) en la biomasa residual de yuca*". Lima. Peru: Universidad Agraria de Lima.

39. Mantoura et al. (1978). "*The complexation of metals with humic materials in natural waters*". U.K: Estuarine and Coastal Marine Science. Volume 6, Issue 4, Pages 387-408.
40. Merian, E. and Clarkson, T. W., (1991). "*Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis, and biological relevance*". New York. U.S.A: VCH, Weinheim.
41. Meriwether, L., E. Breither & C. Sloan (1965). "*The Photochromism of Metal Dithizonates*". USA: Journal of the American Chemical Society, 87 (20), 4441-4448.
42. Millan E; Balderas P; Roa G; Colin A. (1999). "*Sorción de Cd (II) y Pb (II) usando un bioadsorbente de bajo costo*". México: Universidad Autónoma de México.
43. Moore y Ramamoorthy. (1984). "*The reduction of heavy metals in a stormwater wetland*". USA: Ecological Engineering. Volume 18, Issue 4. Pages 407-414.
44. Morrison, G. (1957). "*Solvent extraction in analytical chemistry*". New York. USA: Wiley.
45. Morrison R; Boyd N. (1998). "*Química Orgánica*". México: editorial Addison Wesley Logman México S.A.
46. Mudhoo, A. et al. (2012). "*Removal of heavy metals by biosorption*". U.K: Environmental Chemistry Letters, Volume 10, Issue 2, pp 109–117.
47. Muñoz, J.C. (2003). "*Biosorción de Pb (II) por cáscara de naranja, Citrus cinesis pretratada*". Lima. Perú: Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
48. Mussatto I; Dragone G; Fernandez M; Rocha G. (2006). "*Efectos de los tratamientos de hidrólisis ácida e hidrólisis alcalina en la estructura del bagazo de malta para la liberación de fibra de celulosa*". Brasil: Escola de Engenharia de Lorena- Departamento de Biotecnología. Universidad de Sao Paulo- EEL-USP.

49. Organización Mundial de la Salud (2005). *“Monitoreo de la calidad del agua: una guía práctica para diseñar e implementar estudios y programas de monitoreo de la calidad de aguas dulces”*. Londres, Reino Unido: PNUMA/OMS. Boundary Row.
50. Olleveand N.A. (1999). *Journal of Clinical Nursing. Blackwell Science Ltd.*, 8, 299-304.
51. Paradkar, Rajesh y Ron Williams, R. (1994). *“Micellar Colorimetric Determination of Dithizone Metal Chelates”*. USA: *Analytical Chemistry*, 66 (17),2752-2756.
52. Raize, O. et al (2004). *“Mechanisms of biosorption of different heavy metals by brown marine macroalgae”*. USA: *Biotechnology and Bioengineering*. Volume 87, Issue 4 . Pages 451-458.
53. Ravichandran, M. (2004). *“Interactions between mercury and dissolved organic matter”*. USA: *Journal Chemosphere*. Volume 55, Issue 3, Pages 319-331.
54. Rice, E.W. Baird, R.B. Eaton, A.D. (2017). *“Standard Methods for the Examination of Water and Wterwater”*. Washigton, USA: 23rd Edition; (1060) 1-10; American Public Health Association.
55. Rivera H; Chira J; Zambrano K; Petersen P. (2007). *“Dispersión secundaria de los Metales Pesados en Sedimentos de los Ríos Chillon, Rimac y Lurin del Departamento de Lima”*. Lima. Perú: Universidad Mayor de San Marcos.
56. Rovira, J. (1993). *“Standardizing Methodologies for Economic Evaluation in Health Care: Practice, Problems, and Potential”*. USA: *International Journal of Technology Assessment in Health Care*. Volume 9 Issue 1. pp. 26-36.
57. Sandell, E.B. (1950). *“Colorimetric Determination of Traces of Metals”*. New York, USA: Interscience Publishers, Inc, New York; (3), 87-114.

58. Servant, D. M. y J. J. COX. (1973). "*The Reaction of Gold and Dithizone*". USA: Analytica Chimica Acta, 66 (1), 123-129.
59. SCIENCELAB.COM. (2010). *Dithizone MSDS*. Recuperado el 15 de noviembre del 2017 de <http://www.sciencelab.com/msds.php?msdsId=9923872>.
60. Soto E; Lozano T, Barbarin J; Acala M. (2004). "*Remoción de Metales Pesados en aguas residuales mediante agentes químicos*". México: Revista del Instituto Mexicano de Ingenieros Químicos.
61. Tapia H, Nelson J, Muñoz C, (2003). "*Biosorción de Pb (II) por cáscara de Naranja, Citrus cinesis, modificada*". Lima, Perú: Revista Peruana de Ingeniería Química, Vol 5, N° 2, pp 48-53.
62. Tejada C, Villabona A, Garcés L, (2014). "*Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico*". Cartagena, Colombia: *Tecno Lógicas*, vol. 18, no. 34, pp. 109-123.
63. Tejedor F.J. (1999). *Análisis de varianza. Schaum. Madrid: La Muralla S.A.* ISBN 84-7635-388-X.
64. Urquiza D, Luque C. (2011). "*Uso de Pennisetum clandestinum en aguas contaminadas con Pb (II)*". Cusco, Perú: Universidad de San Antonio Abad del Cusco.
65. Volesky, B. (2003). "*Sorption and biosorption*". Quebec: BV Sorbex, St. Lambert,
66. Walter J., Weber JR.(1979). "*Control de la Calidad del agua Procesos Físicos Químicos*". USA: Editorial Reverté S.A, (5) 210-221. Universidad de Michigan.
67. Wang, L. K, Chen J.P., Hung Y., Shammam N.K., (2009). "*Heavy Metals in the Environment*". CRS Press Taylor & Francis, Boca Raton.
68. Walter J. Weber, JR.(1979). "*Control de calidad del Proceso físicoquímicos (Adsorción)*". Barcelona: Reverte.S.A. 241-251.

69. Wase, J. and Forster, C.F. (1997). "*El uso de residuos de sagú para la sorción de plomo y cobre*". USA: Escuela de Ingeniería Química, Universidad de Birmingham, Edgbaston, Birmingham, B15 2TT. Vol. 24 No. 3.
70. Weaver V; Lee B; Schwartz B. (2005). "*Associations of Patella Lead and Other Lead Biomarkers with Renal Function In lead Workers*". USA: Joem. 47 (3). 235-243.
71. White, Wayne. (1936). "*Dithizone as an Analytical Reagent*". U.K: Journal of Chemical Education, 13 (8), 369-373.
72. Zheng W, Park JD (2012). "*Human exposure and health effects of inorganic and elemental mercury*". USA: J Prev Med Public Health. 45: 344-352.

ANEXO 1. GALERIA FOTOGRÁFICA



Fotografía 1. Lavado de cáscara de papa



Fotografía 2. Secado de cáscara



Fotografía 3. Picado y secado de la cáscara de papa



Fotografía 4. Activación de la cáscara de papa con NaOH al 0,1 N



Fotografía 5. Activación por coloración de la cáscara de papa



Fotografía 6. Activación por 24 horas



Fotografía 7. Filtrado de la parte sólida y líquida



Fotografía 8. Secado a temperatura ambiente de la cáscara de papa activada



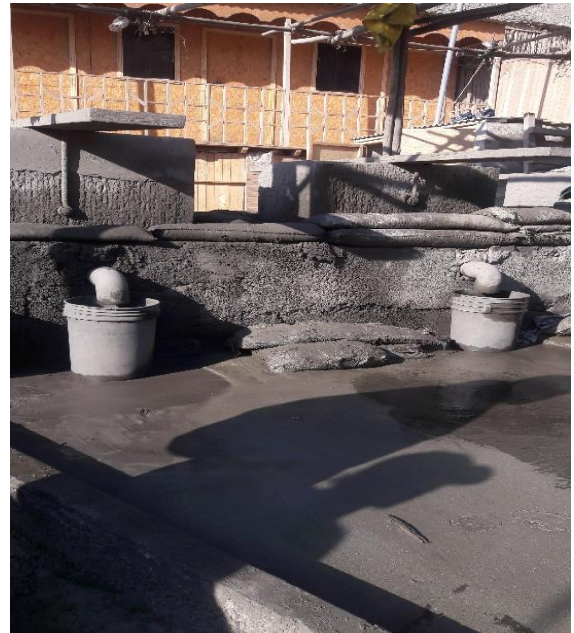
Fotografía 9. Localidad de Secocha – Mariano Nicolas Varcarcel – Camana - Arequipa



Fotografía 10. Minera de chancado para la extracción de oro en la Localidad de Secocha



Fotografía 11. Chancadoras de piedra con oro, entrada de mercurio en el proceso



Fotografía 12. Decantación de sedimento conjuntamente con residuos de mercurio



Fotografía 13. Posos de sedimentación, secado de sedimento y reciclaje de agua



Fotografía 14. Toma de muestra de agua de relave de los pozos de sedimentación y secado



Fotografía 15. Sedimento seco con contenido de mercurio cerca al pozo de sedimentación



Fotografía 16. Pozos de extracción de oro



Fotografía 17. Toma de muestras de agua y suelo



Fotografía 18. Eliminación de agua con metales pesados y sin tratamiento previo, a las calles de la ciudad de Secocha



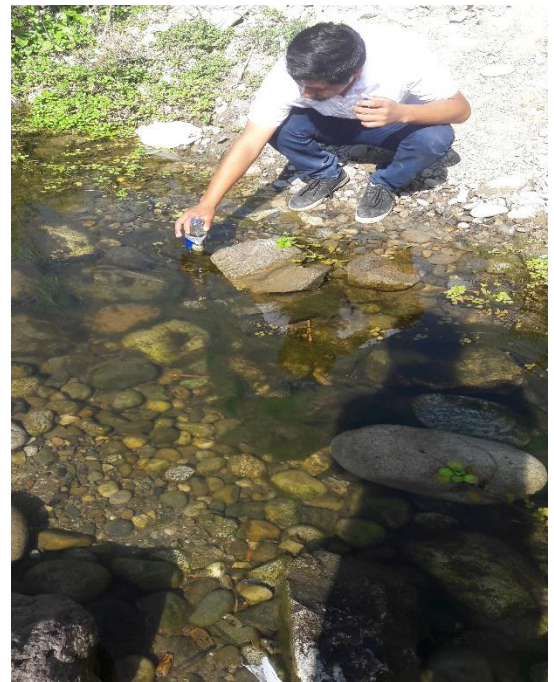
Fotografía 19. Calles de la localidad de Secocha contaminados con barro que contienen metales pesados



Fotografía 20. Falta de disposición final de residuos solidos



Fotografía 21. Rio ocoña



Fotografía 22. Toma de muestra del rio ocoña



Fotografía 23. Toma de muestra de suelo



Fotografía 24. Contaminación del río Ocoña



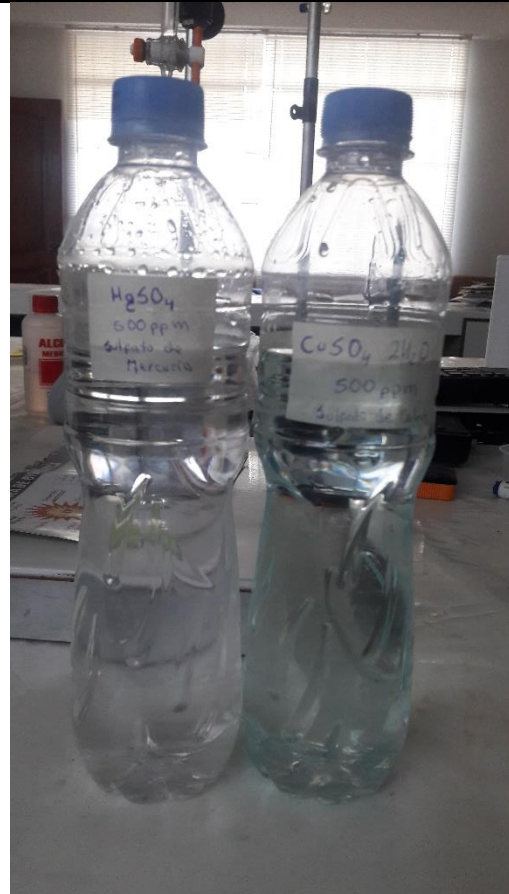
Fotografía 25. Sulfato de cobre



Fotografía 26. Dilución del sulfato de cobre a 500 ppm



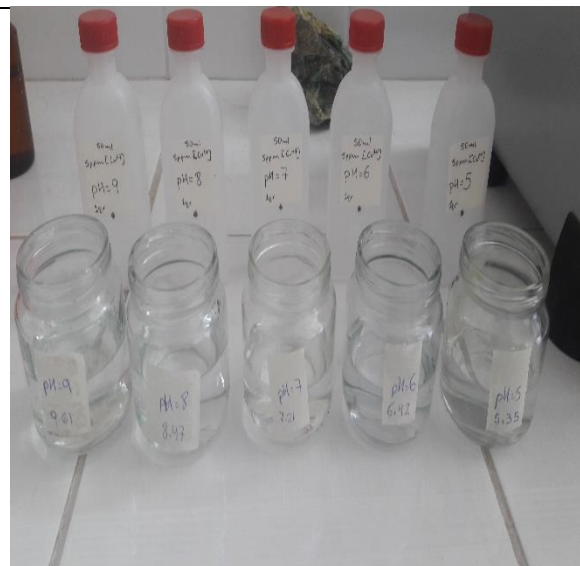
Fotografía 27. Disolución de sulfato de mercurio (HgSO_4) a 500 ppm



Fotografía 28. sulfato de mercurio (HgSO_4) y sulfato de cobre (CuSO_4) a 500 ppm



Fotografía 29. Disolución a diferentes partes por millón



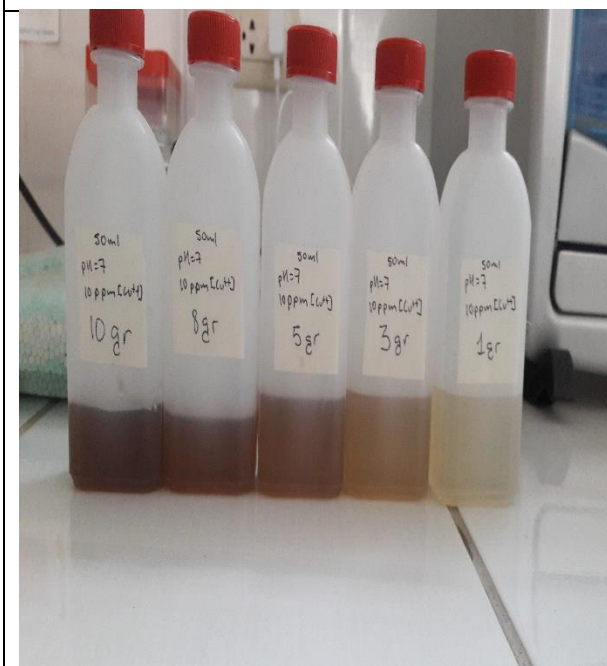
Fotografía 30. Pruebas a diferentes pH en solución de cobre



Fotografía 31. Adsorción de la cáscara de papa activada y sin activar en diferentes soluciones, pH y gramos en solución de cobre



Fotografía 32. Filtración de la parte sólida de la solución bioadsorbente-soluto para lectura del cobre



Fotografía 33. Muestras de cobre a diferentes gramos con soluto para la lectura por adsorción atómica



Fotografía 34. Lectura de las muestras de cobre por adsorción atómica



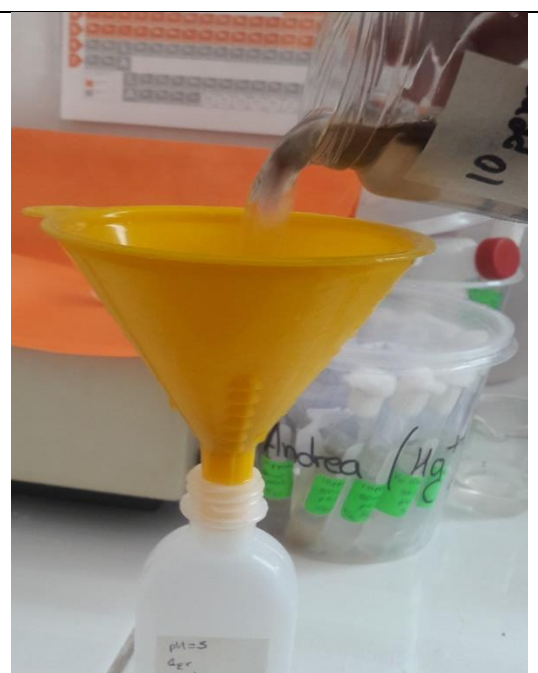
Fotografía 35. Muestras de mercurio Hg^{++} a diferentes partes por millón



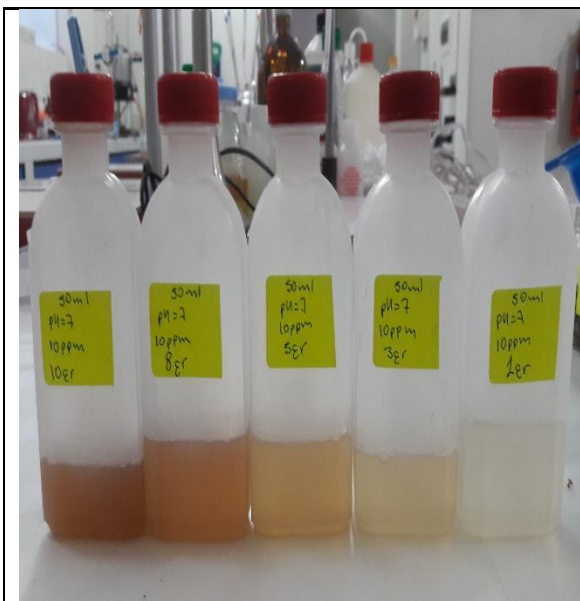
Fotografía 36. Determinación del pH de las muestras de mercurio



Fotografía 37. Contacto de bioadsorbente con solución de mercurio a diferentes ppm, pH y diferentes pesos



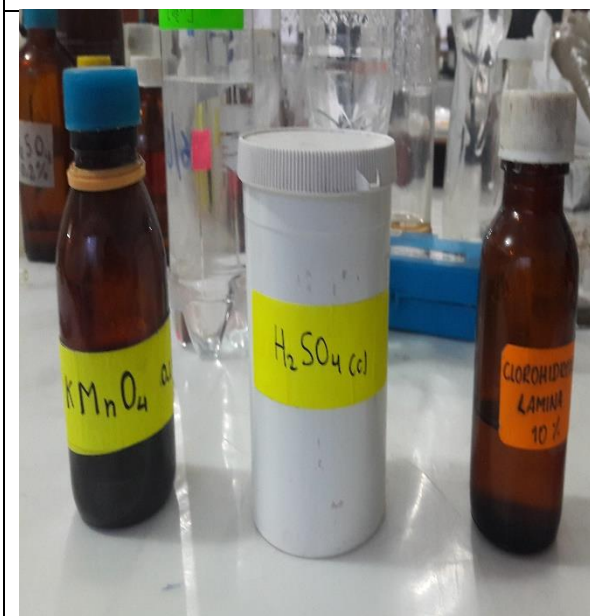
Fotografía 38. Filtración de bioadsorbente (parte solida) del soluto.



Fotografía 39. Muestras de mercurio para entrar al método de Ditizona



Fotografía 40. Ditizona disuelta en cloroformo al 99%



Fotografía 41. Para que la muestra de mercurio adsorbido por cáscara de papa reaccione a la Ditizona se le agrega permanganato de potasio (KMnO_4), ácido sulfúrico concentrado y Clorohidroxilamina como indicador



Fotografía 42. La muestra conjuntamente con los reactivos se lleva a calor hasta que este bote el primer vapor



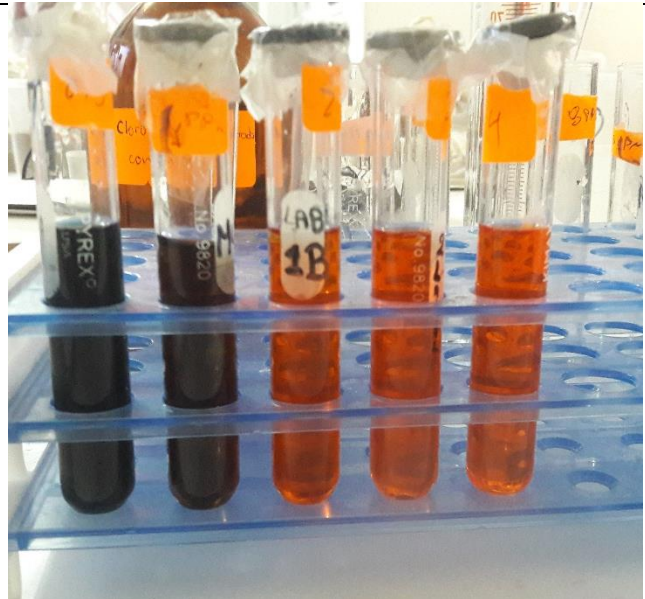
Fotografía 43. Mezcla de Ditizona con muestra de mercurio adsorbido por cáscara de papa



Fotografía 44. Agitar la muestra de ditizona con la solución de mercurio y cáscara de papa para que esta reaccione



Fotografía 45. Filtración de ditizona de la muestra de solución de mercurio adsorbido por cáscara de papa



Fotografía 46. Variación de la coloración debido a la reacción de la ditizona con la muestra de mercurio adsorbido por cáscara de papa



Fotografía 47. Muestras de tierra a las que se realizó las diferentes pruebas físicas y químicas



Fotografía 48. Determinación de pH para las muestras de agua de relave y del río como para las muestras de tierra de cultivo y tierra de minería



Fotografía 49. Determinación de la conductibilidad eléctrica



Fotografía 50. Determinación de la textura de las diferentes muestras de tierra



Fotografía 51. Determinación de potasio en las muestras de suelo



Fotografía 52. Determinación de la salinidad de las muestras de suelo



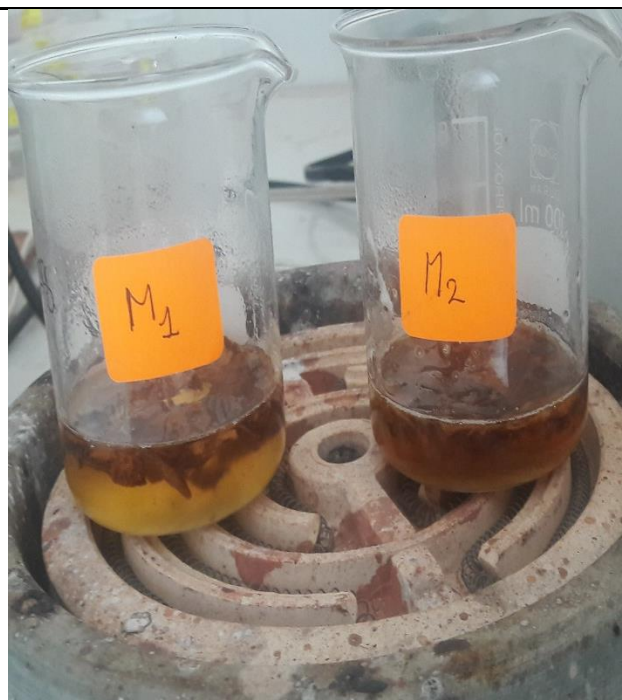
Fotografía 53. Determinación del nitrógeno en muestras de suelo de minería y de cultivo



Fotografía 54. Extracción de la muestra para la determinación del nitrógeno presente en el suelo



Fotografía 55. Determinación de materia orgánica en muestras de suelo



Fotografía 56. Determinación del porcentaje de fibra de la cáscara de papa



Fotografía 57. Pruebas de DBO, OD en muestras de agua del río Ocoña como en agua de relave de mina



Fotografía 58. Determinación de la alcalinidad de las muestras de agua del río Ocoña y del agua de relave

ANEXO 2. ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO DE LAS MUESTRAS DE AGUA DE LA MINERA DE ORO (SECOCHA)

Las muestras de agua fueron sometidas a los siguientes análisis:

- **DBO (5210-B Wincler Modificado).**- El DBO es la Demanda Bioquímica de Oxígeno requerido por las bacterias mientras se estabiliza la materia orgánica putrescible bajo condiciones aeróbicas.
- **DQO (5220-B Dicromatometria).**- El DQO es la Demanda Química de Oxígeno la que es una medida del oxígeno químicamente equivalente a la porción de la materia orgánica de la muestra de agua que es susceptible de una oxidación por un oxidante químico fuerte.
- **Dureza (2340-C EDTA).**- La dureza del agua es debido a los iones metálicos divalentes que son capaces de reaccionar con el jabón para formar precipitados y con ciertos aniones presentes en el agua; los iones causantes de la dureza son: Ca^{++} , Mg^{++} , Sr^{2+} , Fe^{++} y Mn^{++} las cuales determinan si un agua será blandas o muy duras.
- **pH (4500-H`B. Método electrométrico).**- El pH es el potencial de Hidrogeniones que presentan las muestras de agua el cual es medido a través de un Potenciómetro de lectura de 0 a 14.
- **Metales Pesados (Hg y Cu) (Cu adsorción atómica) (Hg reacción ditizona mercurio).**- La determinación del Cu^{++} como del Hg^{++} en las aguas de la minera de Secocha se da por:
 - ❖ Para el Cu^{++} se realiza por adsorción atómica.
 - ❖ Para la determinación del Hg^{++} se realiza por Método “complejo fotométrico Mercurio - Ditizona”
- **Sólidos en suspensión (2540-D Gravimetría).**- Se tomó en cuenta los sólidos totales presentes en el agua, este parámetro ayuda a determinar cuán dura será un agua.
- **Conductividad eléctrica.** - La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica esta capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total. De su movilidad. Valencia y concentraciones relativas. Así como de la temperatura de la emisión. Las soluciones de la mayoría del ácido como bases y sales presentan coeficiente

de conductividad relativa adecuada a la inversa las moléculas de los compuestos orgánicos que no se disocian en soluciones acuosas tienen una conductividad muy escasa o nula

- **Alcalinidad.** - La alcalinidad de un agua es su capacidad para neutralizar ácidos y constituye la suma de todas las bases titulables. El valor medio puede variar significativamente con el pH del punto final utilizando. La alcalinidad es la medida de una propiedad agregada del agua y solamente puede interpretarse en términos de sustancias específicas cuando se conoce la composición química de la muestra.
- **Acidez.** - Acidez es una medida de la capacidad para neutralizar una base fuerte, en las aguas neutrales naturales esta capacidad por lo general se atribuye ácidos como H_2CO_3^+ Y HCO_3^- y algunas veces ácidos fuertes, en general H^+ . La acidez total del agua es la capacidad de neutralizar los iones hidroxilos, puede considerarse como la presencia de CO_2 no combinados, ácidos minerales, sales de ácidos fuertes y bases.
- **Cloruros.** - Método de Mohr 4500 – CI B. Este método emplea una solución de nitrato de plata para titular, recomendándose que se 0.0141 N. esto corresponde a N/71 solución o una en que 1mL. Sea equivalente a 9.5mg. De ion cloruro.
- **Sulfatos.** - La presencia de sulfatos en el agua potable es dañina para la salud humana. Cuando las aguas de consumo doméstico provienen de pozos, estas sustancias aparecen en cantidades mayores. Sus efectos más conocidos se relacionan a disturbios del tubo digestivo. Por esta razón las instituciones como la organización mundial de la salud (OMS), a nivel internacional y el ministerio de salud, nacional; se preocupan en fijar límites permisibles (ley general de aguas). En el caso de las “aguas de riego” de existir como sulfato de sodio, produciría graves “quemaduras” en las raíces de la mayoría de plantas cultivables, por un fenómeno de osmosis debido a la gran actividad del ion sodio (Na^+).

CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DEL AGUA

Tabla 44. Análisis Fisicoquímico del agua de Rio Ocoña.

ANALISIS	RESULTADO
Dureza	180
Alcalinidad	113
Acidez	5,5
Cloruros	42
Sulfatos	64
pH	7,4
Turbidez	2
Conductividad Eléctrica	530
Solidos Disueltos (sedimentado)	0
OD	7.00
DBO	2.00
DQO	1.4

El agua del Rio Ocoña es un agua con muy buenas características para el riego, podría usarse para el consumo humano, pero con los tratamientos adecuados.

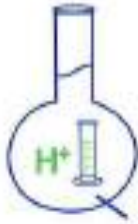
Tabla 45. Análisis Fisicoquímico del agua de Relave de la minera de Secocha

ANALISIS	RESULTADO
Dureza	1850
Alcalinidad	125
Acidez	27,5
Cloruros	174
Sulfatos	1115
pH	7,8
Turbidez	10
Conductividad Eléctrica	2880
Solidos Disueltos (sedimentado)	0
OD	0
DBO	0
DQO	0

El agua de relave es un agua con alta dureza, alta cantidad de sulfatos, su conductibilidad eléctrica es alta, carece de materia orgánica debido a la presencia de metales pesados en este, por lo que esta agua no es apta para la agricultura ni para el consumo humano.

Considerando los datos del MINAM sobre los Límites Máximos Permisibles el agua de relave minero es un agua altamente contaminada.

ANEXO 3. DETERMINACIÓN DEL PORCENTAJE DE FIBRA



MC QUIMICALAB

De: Ing. Gury Manuel Cumpa Gutiérrez
LABORATORIO DE CIENCIAS NATURALES
AGUAS, SUELOS, MINERALES Y MEDIO AMBIENTE
RUC N° 10465897711 - COVIDUC A4 - SAN SEBASTIÁN CEL: 974 673993 - 946 688776

INFORME N° LQ 0150-18

ANÁLISIS DEL PORCENTAJE DE FIBRA DE CASCARA DE PAPA

SOLICITA : TESISISTAS Liz Andrea Peña Contreras y Paul Junior López Tejeira

MUESTRAS : M1: cascara de papa seca
M2: cascara de papa seca

DISTRITO : Cusco
PROVINCIA : Cusco
DEPARTAMENTO : Cusco
FECHA DE INFORME : 30/03/18

RESULTADOS:

DETERMINACIONES		M1	M2
FIBRA	%	35.2	24.2

MÉTODOS DE ANÁLISIS: El trabajo de análisis del porcentaje de fibra en cascara de papa, se ha realizado bajo los métodos establecidos en los Manuales de Análisis de Alimentos, Official Methods of Analysis of the Association of official Agricultural chemists: Análisis Moderno de los Alimentos F.LESLIE HART.A.M AND HARRY JOHNSTONE FISHER, PH.D.EDITORIAL ACRIBIA.

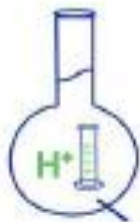
CONCLUSIONES:

NOTA: Los resultados son válidos únicamente para las muestras analizadas.

MARIO CUMPA CAYURI
INGENIERO QUIMICO
REG. COLEGIADO DE INGENIEROS N° 18138

MC QUIMICA LAB CUSCO
Lic. Maria L. Guíñez Holgado
ADMINISTRADORA

ANEXO 4. RENDIMIENTO DE LA OBTENCIÓN DEL MATERIAL BIOLÓGICO.



MC QUIMICALAB

De: Ing. Gory Manuel Cumpa Gutiérrez
LABORATORIO DE CIENCIAS NATURALES
AGUAS, SUELOS, MINERALES Y MEDIO AMBIENTE
RUC N° 10465897711 - COVIDUC A4 - SAN SEBASTIÁN CEL: 974 673993 - 946 688776

INFORME N° LQ 0152-18

ANÁLISIS DE RENDIMIENTO DE LA CASCARA DE PAPA

SOLICITA : TESISISTAS Liz Andrea Peña Contreras y Paul Junior López Tejeira

MUESTRAS : M1: cascara de papa fresca

DISTRITO : Cusco

PROVINCIA : Cusco

DEPARTAMENTO : Cusco.

FECHA DE INFORME : 30/03/18

RESULTADOS:

DETERMINACIONES		M1
Peso fresco	gr	2
Peso seco	gr	0,363
RENDIMIENTO	%	18,15

MÉTODOS DE ANÁLISIS: El trabajo de análisis de Rendimiento de la cascara de papa, se ha realizado bajo los métodos establecidos en los Manuales de Análisis de Alimentos, Official Methods of Analysis of the Association of official Agricultural chemists: Análisis Moderno de los Alimentos F.LESLIE HART.A.M AND HARRY JOHNSTONE FISHER, PH.D.EDITORIAL ACRIBIA.

CONCLUSIONES:

NOTA: Los resultados son válidos únicamente para las muestras analizadas.


MARIO CUMPA CAYURI
INGENIERO QUIMICO
REG. COLEGIO DE INGENIEROS N° 10188


MC QUIMICA LAB CUSCO
Lic. Maria L. Gutierrez Holgado
ADMINISTRADORA

ANEXO 5. ANALISIS ESTADISTICO

1. ADSORCIÓN Y REMOCION DE COBRE A DIFERENTES pH.

id	cáscara	pH	Cobre final ppm	[C] adsorbida ppm	% transmitancia	% remoción	[C] equilibrio	[C] adsorbida	qe	qe x 10 ⁻⁷
1	sin activara	5	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27x 10 ⁻⁵	7	6.35
2	sin activara	6	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27x 10 ⁻⁵	7	6.35
3	sin activara	7	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76 x 10 ⁻⁵	3.17 x 10 ⁻⁵	5	15.8
4	sin activara	8	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27x 10 ⁻⁵	7	6.35
5	sin activara	9	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27x 10 ⁻⁵	7	6.35
6	sin activara	5	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27x 10 ⁻⁵	7	6.35
7	sin activara	6	4.5	0.5	97.5	0.10	7.14 x 10 ⁻⁵	7.94 x 10 ⁻⁵	6	3.98
8	sin activara	7	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76 x 10 ⁻⁵	3.17 x 10 ⁻⁵	5	15.8
9	sin activara	8	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27x 10 ⁻⁵	7	6.35
10	sin activara	9	4.5	0.5	97.5	0.10	7.14 x 10 ⁻⁵	7.94 x 10 ⁻⁵	6	3.98
11	sin activara	5	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27x 10 ⁻⁵	7	6.35
12	sin activara	6	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27x 10 ⁻⁵	7	6.35
13	sin activara	7	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76 x 10 ⁻⁵	3.17 x 10 ⁻⁵	5	15.8
14	sin activara	8	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27x 10 ⁻⁵	7	6.35
15	sin activara	9	4.5	0.5	97.5	0.10	7.14 x 10 ⁻⁵	7.94 x 10 ⁻⁵	6	3.98

16	activa	5	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66×10^{-5}	1.27×10^{-5}	6.35×10^{-7}	6.35
17	activa	6	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
18	activa	7	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
19	activa	8	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
20	activa	9	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
21	activa	5	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66×10^{-5}	1.27×10^{-5}	6.35×10^{-7}	6.35
22	activa	6	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
23	activa	7	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
24	activa	8	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
25	activa	9	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
26	activa	5	4.2	0.8	97.0	0.16	6.66×10^{-5}	1.27×10^{-5}	6.35×10^{-7}	6.35
27	activa	6	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
28	activa	7	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
29	activa	8	3.0	2.0	98.0	0.40	4.76×10^{-5}	3.17×10^{-7}	1.59×10^{-6}	15.9
30	activa	9	4.5	0.5	97.5	0.10	7.14×10^{-5}	7.94×10^{-6}	3.98×10^{-7}	3.98

**2. ADSORCIÓN Y REMOCION DE COBRE A DIFERENTES
CONCENTRACIONES DEL METAL (ppm).**

id	casacara	ph	Cobre inicial	% transmitancia	Cobre final	[C]adsorbida	% remoción	[C] [C]equilib	[C] adsorbida	qe	qe x 10 ⁻⁷
1	sin activar	7	5	97	4.2	0.8	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27 x 10 ⁻⁵	6.35 x 10 ⁻⁷	6.35
2	sin activar	7	10	94	8.2	1.8	0.18	1.30 x 10 ⁻⁴	2.86 x 10 ⁻⁵	1.43 x 10 ⁻⁶	14.3
3	sin activar	7	20	87	17.4	2.6	0.13	2.76 x 10 ⁻⁴	4.13 x 10 ⁻⁵	2.06 x 10 ⁻⁶	20.6
4	sin activar	7	30	78	29.3	0.7	0.023	4.65 x 10 ⁻⁴	1.11 x 10 ⁻⁵	5.55 x 10 ⁻⁷	5.55
5	sin activar	7	40	75	33.4	6.6	0.165	5.30 x 10 ⁻⁴	1.05 x 10 ⁻⁴	5.24 x 10 ⁻⁶	52.4
6	sin activar	7	50	65	46.3	3.7	0.074	7.34 x 10 ⁻⁴	5.87 x 10 ⁻⁵	2.94 x 10 ⁻⁶	29.4
7	sin activar	7	5	97	4.2	0.8	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27 x 10 ⁻⁵	6.35 x 10 ⁻⁷	6.35
8	sin activar	7	10	94	8.2	1.8	0.18	1.30 x 10 ⁻⁴	2.86 x 10 ⁻⁵	1.43 x 10 ⁻⁶	14.3
9	sin activar	7	20	88	16.3	3.7	0.185	2.58 x 10 ⁻⁴	5.87 x 10 ⁻⁵	2.92 x 10 ⁻⁶	29.2
10	sin activar	7	30	79	27.8	2.2	0.0733	4.41 x 10 ⁻⁴	3.49 x 10 ⁻⁵	1.74 x 10 ⁻⁶	17.4
11	sin activar	7	40	74	34.4	5.6	0.14	5.46 x 10 ⁻⁴	8.88 x 10 ⁻⁵	4.39 x 10 ⁻⁶	43.9
12	sin activar	7	50	65	46.3	3.7	0.074	7.34 x 10 ⁻⁴	5.87 x 10 ⁻⁵	2.94 x 10 ⁻⁶	29.4
13	sin activar	7	5	97	4.2	0.8	0.16	6.66 x 10 ⁻⁵	1.27 x 10 ⁻⁵	6.35 x 10 ⁻⁷	6.35
14	sin activar	7	10	94	8.2	1.8	0.18	1.30 x 10 ⁻⁴	2.86 x 10 ⁻⁵	1.43 x 10 ⁻⁶	14.3
15	sin activar	7	20	87	17.4	2.6	0.13	2.76 x 10 ⁻⁴	4.13 x 10 ⁻⁵	2.06 x 10 ⁻⁶	20.6
16	sin activar	7	30	79	27.8	2.2	0.0733	4.41 x 10 ⁻⁴	3.49 x 10 ⁻⁵	1.74 x 10 ⁻⁶	17.4
17	sin activar	7	40	75	33.4	6.6	0.165	5.30 x 10 ⁻⁴	1.05 x 10 ⁻⁴	5.24 x 10 ⁻⁶	52.4
18	sin activar	7	50	65	46.3	3.7	0.074	7.34 x 10 ⁻⁴	5.87 x 10 ⁻⁵	2.94 x 10 ⁻⁶	29.4
19	activado	7	5	98	3	2	0.4	4.76 x 10 ⁻⁵	3.17 x 10 ⁻⁵	1.59x 10 ⁻⁶	15.9
20	activado	7	10	96	6.2	3.8	0.38	9.84 x 10 ⁻⁵	6.03 x 10 ⁻⁵	3.02 x 10 ⁻⁶	30.2
21	activado	7	20	92	11.3	8.7	0.435	1.79 x 10 ⁻⁴	1.38 x 10 ⁻⁴	6.09 x 10 ⁻⁶	60.9
22	activado	7	30	89	15.6	14.4	0.48	2.47 x 10 ⁻⁴	2.28 x 10 ⁻⁴	1.14 x 10 ⁻⁵	114
23	activado	7	40	90	14.2	25.8	0.645	2.25 x 10 ⁻⁴	4.09 x 10 ⁻⁴	2.05 x 10 ⁻⁵	205
24	activado	7	50	88	16.5	33.5	0.67	2.61 x 10 ⁻⁴	5.31 x 10 ⁻⁴	2.66 x 10 ⁻⁵	266
25	activado	7	5	98	3	2	0.4	4.76 x 10 ⁻⁵	3.17 x 10 ⁻⁵	1.59x 10 ⁻⁶	15.9
26	activado	7	10	95.5	6.9	3.1	0.31	1.09 x 10 ⁻⁴	4.92 x 10 ⁻⁵	2.45 x 10 ⁻⁶	24.5
27	activado	7	20	92	11.3	8.7	0.435	1.79 x 10 ⁻⁴	1.38 x 10 ⁻⁴	6.09 x 10 ⁻⁶	60.9
28	activado	7	30	89	15.6	14.4	0.48	2.47 x 10 ⁻⁴	2.28 x 10 ⁻⁴	1.14 x 10 ⁻⁵	114
29	activado	7	40	90	14.2	25.8	0.645	2.25 x 10 ⁻⁴	4.09 x 10 ⁻⁴	2.05 x 10 ⁻⁵	205
30	activado	7	50	88	16.5	33.5	0.67	2.61 x 10 ⁻⁴	5.31 x 10 ⁻⁴	2.66 x 10 ⁻⁵	266
31	activado	7	5	98	3	2	0.4	4.76 x 10 ⁻⁵	3.17 x 10 ⁻⁵	1.59x 10 ⁻⁶	15.9
32	activado	7	10	96	6.2	3.8	0.38	9.84 x 10 ⁻⁵	6.03 x 10 ⁻⁵	3.02 x 10 ⁻⁶	30.2
33	activado	7	20	92	11.3	8.7	0.435	1.79 x 10 ⁻⁴	1.38 x 10 ⁻⁴	6.09 x 10 ⁻⁶	60.9
34	activado	7	30	89	15.6	14.4	0.48	2.47 x 10 ⁻⁴	2.28 x 10 ⁻⁴	1.14 x 10 ⁻⁵	114
35	activado	7	40	90	14.2	25.8	0.645	2.25 x 10 ⁻⁴	4.09 x 10 ⁻⁴	2.05 x 10 ⁻⁵	205
36	activado	7	50	88	16.5	33.5	0.67	2.61 x 10 ⁻⁴	5.31 x 10 ⁻⁴	2.66 x 10 ⁻⁵	266

3. ADSORCIÓN Y REMOCION DE COBRE A DIFERENTES PESOS DEL BIOADSORBENTE.

id	Cáscara	Peso de adsorbente	Cobre inicial	Cobre final	% transmitancia	[C] adsorbida	% remoción	[C]	[C]	qe	qe x 10 ⁻⁷
1	sin activara	1	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	1.27 x 10-5	6.35 x 10-7	6.35
2	sin activara	3	2	1.9	98.5	0.1	0.05	3.01 x 10-5	5.29 x 10-7	2.64 x 10-8	0.264
3	sin activara	5	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	2.54 x 10-6	1.27 x 10-7	1.27
4	sin activara	8	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	1.59 x 10-6	7.94 x 10-8	0.794
5	sin activara	10	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	1.27 x 10-6	6.35 x 10-8	0.635
6	sin activara	1	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	1.27 x 10-5	6.35 x 10-7	6.35
7	sin activara	3	2	1.6	98.7	0.4	0.2	2.54 x 10-5	6.35 x 10-6	3.18 x 10-7	3.18
8	sin activara	5	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	2.54 x 10-6	1.27 x 10-7	1.27
9	sin activara	8	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	1.59 x 10-6	7.94 x 10-8	0.794
10	sin activara	10	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	1.27 x 10-6	6.35 x 10-8	0.635
11	sin activara	1	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	1.27 x 10-5	6.35 x 10-7	6.35
12	sin activara	3	2	1.9	98	0.1	0.05	3.01 x 10-5	5.29 x 10-7	2.64 x 10-8	0.264
13	sin activara	5	2	1.2	98	0.8	0.4	1.90 x 10-5	2.54 x 10-6	1.27 x 10-7	1.27
14	sin activara	8	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	1.59 x 10-6	7.94 x 10-8	0.794
15	sin activara	10	2	1.2	99	0.8	0.4	1.90 x 10-5	1.27 x 10-6	6.35 x 10-8	0.635
16	activado	1	2	1.9	99	0.1	0.05	3.01 x 10-5	1.59 x 10-6	7.94 x 10-8	0.794
17	activado	3	2	1.9	99	0.1	0.05	3.01 x 10-5	5.29 x 10-7	2.38 x 10-8	0.238
18	activado	5	2	1.4	99.5	0.6	0.3	2.22 x 10-5	1.90 x 10-6	9.52 x 10-8	0.952
19	activado	8	2	0	100	2	1	0	3.97 x 10-6	1.98 x 10-7	1.98
20	activado	10	2	0	100	2	1	0	5.17 x 10-6	1.59 x 10-7	1.59
21	activado	1	2	1.9	99	0.1	0.05	3.01 x 10-5	1.59 x 10-6	7.94 x 10-8	0.794
22	activado	3	2	1.9	99	0.1	0.05	3.01 x 10-5	5.29 x 10-7	2.38 x 10-8	0.238
23	activado	5	2	1.4	99.5	0.6	0.3	2.22 x 10-5	1.90 x 10-6	9.52 x 10-8	0.952
24	activado	8	2	1.4	99.5	0.6	0.3	2.22 x 10-5	1.90 x 10-6	9.52 x 10-8	0.952

25	activado	10	2	0	100	2	1	0	5.17 x 10-6	1.59 x 10-7	1.59
26	activado	1	2	1.9	99	0.1	0.05	3.01 x 10-5	1.59 x 10-6	7.94 x 10-8	0.794
27	activado	3	2	1.9	99	0.1	0.05	3.01 x 10-5	5.29 x 10-7	2.38 x 10-8	0.238
28	activado	5	2	1.4	99.5	0.6	0.3	2.22 x 10-5	1.90 x 10-6	9.52 x 10-8	0.952
29	activado	8	2	0	100	2	1	0	3.97 x 10-6	1.98 x 10-7	1.98
30	activado	10	2	1.4	99.5	0.6	0.3	2.22 x 10-5	1.90 x 10-6	9.52 x 10-8	0.952

4. ADSORCIÓN Y REMOCION DE MERCURIO A DIFERENTES pH.

id	activado	pH	% transmitancia	[Hg ⁺⁺]final	[C]adsorbida	% remoción	[C]	[C]	Qe	qe x 10 ⁻⁶
1	activado	5	54.1	0.9	9.1	0.91	4.48 x 10 ⁻⁶	4.54 x 10 ⁻⁵	2.27 x 10 ⁻⁶	2.27
4	activado	5	54.1	0.9	9.1	0.91	4.48 x 10 ⁻⁶	4.54 x 10 ⁻⁵	2.27 x 10 ⁻⁶	2.27
7	activado	5	54.1	0.9	9.1	0.91	4.48 x 10 ⁻⁶	4.54 x 10 ⁻⁵	2.27 x 10 ⁻⁶	2.27
10	sin activar	5	58.2	5.7	4.3	0.43	2.84 x 10 ⁻⁵	2.14 x 10 ⁻⁵	1.07 x 10 ⁻⁶	1.07
13	sin activar	5	58.3	5.8	4.2	0.42	2.89 x 10 ⁻⁵	2.09 x 10 ⁻⁵	1.03 x 10 ⁻⁶	1.03
16	sin activar	5	58.2	5.7	4.3	0.43	2.84 x 10 ⁻⁵	2.14 x 10 ⁻⁵	1.07 x 10 ⁻⁶	1.07
2	activado	7	56.1	3.5	6.5	0.65	1.74 x 10 ⁻⁵	3.24 x 10 ⁻⁵	1.62 x 10 ⁻⁶	1.62
5	activado	7	56.1	3.5	6.5	0.65	1.74 x 10 ⁻⁵	3.24 x 10 ⁻⁵	1.62 x 10 ⁻⁶	1.62
8	activado	7	56.1	3.5	6.5	0.65	1.74 x 10 ⁻⁵	3.24 x 10 ⁻⁵	1.62 x 10 ⁻⁶	1.62
11	sin activar	7	58	5.5	4.5	0.45	2.74 x 10 ⁻⁵	2.24 x 10 ⁻⁵	1.12 x 10 ⁻⁶	1.12
14	sin activar	7	58	5.5	4.5	0.45	2.74 x 10 ⁻⁵	2.24 x 10 ⁻⁵	1.12 x 10 ⁻⁶	1.12
17	sin activar	7	58.1	5.6	4.4	0.44	2.79 x 10 ⁻⁵	2.19 x 10 ⁻⁵	1.09 x 10 ⁻⁶	1.09
3	activado	9	52.6	0.72	9.28	0.928	3.58 x 10 ⁻⁶	1.47 x 10 ⁻⁴	2.31 x 10 ⁻⁶	2.31
6	activado	9	52.4	0.7	9.3	0.93	3.49 x 10 ⁻⁶	4.64 x 10 ⁻⁵	2.22 x 10 ⁻⁶	2.22
9	activado	9	52.4	0.7	9.3	0.93	3.49 x 10 ⁻⁶	4.64 x 10 ⁻⁵	2.22 x 10 ⁻⁶	2.22
12	sin activar	9	58.1	5.6	4.4	0.44	2.79 x 10 ⁻⁵	2.19 x 10 ⁻⁵	1.09 x 10 ⁻⁶	1.09
15	sin activar	9	58.2	5.7	4.3	0.43	2.84 x 10 ⁻⁵	2.14 x 10 ⁻⁵	1.07 x 10 ⁻⁶	1.07
18	sin activar	9	58.1	5.6	4.4	0.44	2.79 x 10 ⁻⁵	2.19 x 10 ⁻⁵	1.09 x 10 ⁻⁶	1.09

5. ADSORCIÓN Y REMOCION DE MERCURIO A DIFERENTES CONCENTRACIONES DEL METAL (ppm).

id	sin activar	[Hg ⁺⁺]inicial	% transmitancia	[Hg ⁺⁺] final	[Hg] adsorbida	% remoción	[C]	[C]	qe	qe x 10 ⁻⁷
7	activado	5	56.6	3	2	0.4	1.49 x 10 ⁻⁵	9.97 x 10 ⁻⁶	4.98 x 10 ⁻⁷	4.24
8	activado	5	56.6	3	2	0.4	1.49 x 10 ⁻⁵	9.97 x 10 ⁻⁶	4.98 x 10 ⁻⁷	1.74
9	activado	5	56.6	3	2	0.4	1.49 x 10 ⁻⁵	9.97 x 10 ⁻⁶	4.98 x 10 ⁻⁷	7.9
10	activado	8	56.8	3.1	4.9	0.613	1.54 x 10 ⁻⁵	2.44 x 10 ⁻⁵	1.22 x 10 ⁻⁶	11.22
11	activado	8	56.8	3.1	4.9	0.613	1.54 x 10 ⁻⁵	2.44 x 10 ⁻⁵	1.22 x 10 ⁻⁶	11.22
12	activado	8	56.8	3.1	4.9	0.613	1.54 x 10 ⁻⁵	2.44 x 10 ⁻⁵	1.22 x 10 ⁻⁶	11.22
13	activado	10	56.9	3.2	6.8	0.68	1.59 x 10 ⁻⁵	3.39 x 10 ⁻⁵	1.69 x 10 ⁻⁶	11.69
14	activado	10	56.9	3.2	6.8	0.68	1.59 x 10 ⁻⁵	3.39 x 10 ⁻⁵	1.69 x 10 ⁻⁶	11.69
15	activado	10	56.6	3	7	0.7	1.49 x 10 ⁻⁵	3.49 x 10 ⁻⁵	1.69 x 10 ⁻⁶	11.69
16	sin activar	5	57.4	4.3	0.7	0.14	2.14 x 10 ⁻⁵	3.49 x 10 ⁻⁶	1.74 x 10 ⁻⁷	1.59
17	sin activar	5	57.4	4.3	0.7	0.14	2.14 x 10 ⁻⁵	3.49 x 10 ⁻⁶	1.74 x 10 ⁻⁷	4.98
18	sin activar	5	57.6	4.1	0.9	0.18	2.04 x 10 ⁻⁵	4.49 x 10 ⁻⁶	2.25 x 10 ⁻⁷	0.598
19	sin activar	8	58.3	6.3	1.7	0.2125	3.14 x 10 ⁻⁵	8.47 x 10 ⁻⁶	4.24 x 10 ⁻⁷	4.98
20	sin activar	8	58.3	6.3	1.7	0.2125	3.14 x 10 ⁻⁵	8.47 x 10 ⁻⁶	4.24 x 10 ⁻⁷	1.59
21	sin activar	8	58.3	6.3	1.7	0.2125	3.14 x 10 ⁻⁵	8.47 x 10 ⁻⁶	4.24 x 10 ⁻⁷	0.771
22	sin activar	10	58.3	6.3	3.7	0.37	3.14 x 10 ⁻⁵	1.84 x 10 ⁻⁵	9.22 x 10 ⁻⁷	1.59
23	sin activar	10	58.5	6.8	3.2	0.32	3.39 x 10 ⁻⁵	1.60 x 10 ⁻⁵	7.90 x 10 ⁻⁷	4.98
24	sin activar	10	58.3	6.3	3.7	0.37	3.14 x 10 ⁻⁵	1.84 x 10 ⁻⁵	9.22 x 10 ⁻⁷	0.598

6. ADSORCIÓN Y REMOCION DE COBRE A DIFERENTES PESOS DEL BIOADSORBENTE.

id	activado	Peso de adsorbente	% transmitancia	[Hg ⁺⁺] final	[C] adsorbida	% remoción	[C]	[C]	qe	qe x 10 ⁻⁷
1	activado	1	55.9	2.5	7.5	0.75	1.24 x 10 ⁻⁵	3.74 x 10 ⁻⁵	1.87 x 10 ⁻⁶	18.7
4	activado	1	54.9	1.5	8.5	0.85	7.48 x 10 ⁻⁶	4.24 x 10 ⁻⁵	2.04 x 10 ⁻⁶	20.4
7	activado	1	55.9	2.5	7.5	0.75	1.24 x 10 ⁻⁵	3.74 x 10 ⁻⁵	1.87 x 10 ⁻⁶	18.7
10	sin activar	1	58.2	6.1	3.9	0.39	3.04 x 10 ⁻⁵	1.94x10 ⁻⁵	9.72 x 10 ⁻⁷	11.2
13	sin activar	1	57.5	5.4	4.6	0.46	2.69 x 10 ⁻⁵	2.29 x10 ⁻⁵	1.12 x 10 ⁻⁶	4.57
16	sin activar	1	58.2	6.1	3.9	0.39	3.04 x 10 ⁻⁵	1.94x10 ⁻⁵	9.72 x 10 ⁻⁷	2.31
2	activado	5	53.9	0.84	9.16	0.916	4.18 x 10 ⁻⁶	5.57 x 10 ⁻⁵	4.57 x 10 ⁻⁷	4.57
5	activado	5	53.9	0.84	9.16	0.916	4.18 x 10 ⁻⁶	5.57 x 10 ⁻⁵	4.57 x 10 ⁻⁷	2.31
8	activado	5	53.9	0.84	9.16	0.916	4.18 x 10 ⁻⁶	5.57 x 10 ⁻⁵	4.57 x 10 ⁻⁷	4.57
11	sin activar	5	58	6	4	0.4	2.99 x 10 ⁻⁵	1.99x10 ⁻⁵	1.99 x 10 ⁻⁷	2.31
14	sin activar	5	58	6	4	0.4	2.99 x 10 ⁻⁵	1.99x10 ⁻⁵	1.99 x 10 ⁻⁷	9.72
17	sin activar	5	58	6	4	0.4	2.99 x 10 ⁻⁵	1.99x10 ⁻⁵	1.99 x 10 ⁻⁷	1.99
3	activado	10	53.4	0.73	9.27	0.927	3.63 x 10 ⁻⁶	4.62 x 10 ⁻⁵	2.31 x 10 ⁻⁷	2.17
6	activado	10	53.4	0.73	9.27	0.927	3.63 x 10 ⁻⁶	4.62 x 10 ⁻⁵	2.31 x 10 ⁻⁷	1.99
9	activado	10	53.4	0.73	9.27	0.927	3.63 x 10 ⁻⁶	4.62 x 10 ⁻⁵	2.31 x 10 ⁻⁷	2.17
12	sin activar	10	55.2	1.3	8.7	0.87	6.48 x 10 ⁻⁶	3.34x10 ⁻⁵	2.17 x 10 ⁻⁷	9.72
15	sin activar	10	55.2	1.3	8.7	0.87	6.48 x 10 ⁻⁶	3.34x10 ⁻⁵	2.17 x 10 ⁻⁷	1.99
18	sin activar	10	55.2	1.3	8.7	0.87	6.48 x 10 ⁻⁶	3.34x10 ⁻⁵	2.17 x 10 ⁻⁷	2.17

7. ADSORCIÓN Y REMOCION DE COBRE EN AGUA DE RELAVE DE LA MINERA SECOCHA

id	cáscara	[Cu ⁺⁺]inicial	% transmitancia	[Cu ⁺⁺]final	[Cu]adsorbida	% remoción	[C] equilibrio	[C]	qe	qe x 10 ⁻⁷
1	activado	1 ppm	100	0 ppm	1 ppm	100.00%	0	1.59 x 10 ⁻⁵	0	
2	activado	1 ppm	100	0 ppm	1 ppm	100.00%	0	1.59 x 10 ⁻⁵	0	
3	activado	1 ppm	100	0 ppm	1 ppm	100.00%	0	1.59 x 10 ⁻⁵	0	

8. ADSORCIÓN Y REMOCION DE MERCURIO EN AGUA DE RELAVE DE LA MINERA SECOCHA

Id	cáscara	[Hg ⁺⁺]inicial	% transmitancia	[Hg ⁺⁺]final	[Hg]adsorbida	% remoción	[C] equilibrio	[C]	qe	qe x 10-6
1	activado	116 ppm	74.2	56 ppm	60 ppm	51.72%	2.79×10^{-4}	2.99×10^{-4}	1.09×10^{-5}	10.9
2	activado	114 ppm	74.2	56 ppm	58 ppm	50.88%	2.79×10^{-4}	2.89×10^{-4}	1.09×10^{-5}	10.9
3	activado	115 ppm	74	54 ppm	61 ppm	53.04%	2.69×10^{-4}	3.04×10^{-4}	1.06×10^{-5}	10.6