



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

FACULTAD DE INGENIERIA QUIMICA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERIA QUIMICA



**ADSORCIÓN DE ARSÉNICO (AS) DE LAS AGUAS DEL
MANANTIAL PUQUIAL YANAPUCJIO FUNDICIÓN
DEL DISTRITO DE SAN ANTONIO PARA EL
CONSUMO DE AGUA POTABLE**

TESIS

PRESENTADA POR:

JUAN CARLOS AGUILAR LUJANO

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO

PUNO – PERÚ

2021



NOMBRE DEL TRABAJO

**ADSORCIÓN DE ARSÉNICO (AS) DE LAS
AGUAS DEL MANANTIAL PUQUIAL YAN
APUCJIO FUNDICIÓN DEL DISTRITO DE**

AUTOR

JUAN CARLOS AGUILAR

RECuento de palabras

18328 Words

RECuento de caracteres

101075 Characters

RECuento de páginas

95 Pages

Tamaño del archivo

2.6MB

Fecha de entrega

Jul 7, 2023 9:36 AM GMT-5

Fecha del informe

Jul 7, 2023 9:37 AM GMT-5

● **20% de similitud general**

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base

- 19% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 7% Base de datos de trabajos entregados
- 1% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Cross

● **Excluir del Reporte de Similitud**

- Material bibliográfico
- Material citado
- Material citado
- Coincidencia baja (menos de 13 palabras)



UNA
PUNO

Firmado digitalmente por ZUÑIGA
SANCHEZ Higinio Alberto FAU
20145496170 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 09.07.2023 20:42:02 -05:00

Universidad
Nacional
del Altiplano



Firmado digitalmente por ROMERO
IRIURI DE SOTO Lidia Ensueño FAU
20145496170 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 07.07.2023 00:46:43 -05:00



DEDICATORIAS

A mis queridos padres: Eloy Aguilar Pacho y Dionisia Carmela Lujano Porcela, por haberme apoyado en todo momento, por sus consejos, sus valores, por los ejemplos de perseverancia y constancia que los caracterizan y que me ha infundado siempre, por el valor mostrado para salir adelante, por la motivación constante que me ha permitido ser una persona de bien, pero más que nada, por su amor.

A mis Sobrinos Mia Kamil Gómez Aguilar, Fabricio Lionel Limachi y Alice A. Limachi Aguilar y sus Padres por haberme dado apoyo incondicional para lograr mi objetivo.

A mis Maestros, compañeros y amigos de la Facultad de Ingeniería Química, Radiactivo Sikuris FIQ – UNAP, con quienes compartí momentos inolvidables.

Juan Carlos.



AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Del Altiplano – Puno, por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios superiores y brindándome la oportunidad de llevar a cabo mi formación profesional.

A la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano - Puno, por formar profesionales de éxito.

A mi asesor de tesis M.Sc. Higinio Alberto Zuñiga Sánchez que con su experiencia, conocimientos, sugerencias y recomendaciones pude ejecutar la realización del presente trabajo de investigación.

Al jurado dictaminador conformado por el presidente M.Sc. M.Sc. Roger Huanqui Perez, primer miembro M.Sc. German Quille Calisaya y segundo miembro M.Sc. Rene Justo Quispe Flores por sus observaciones y aportes para la realización de esta tesis.

A mis amigos, compañeros y a todas las personas quienes han hecho posible la realización de este trabajo.

A los catedráticos de la Escuela Profesional de Ingeniería Química por compartir sus conocimientos y experiencias durante mi formación profesional.

Juan Carlos



ÍNDICE GENERAL

Pág.

DEDICATORIAS

AGRADECIMIENTOS

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS

INDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

RESUMEN11

ABSTRACT.....11

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1 OBJETIVOS15

1.1.1 OBJETIVO GENERAL.....15

1.1.2 Objetivos específicos15

1.2 HIPÓTESIS.....15

1.2.1 Hipótesis General15

1.2.2 Hipótesis Específicas16

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 ANTECEDENTES18

2.2 MARCO CONCEPTUAL22

2.2.1 Adsorción22

2.3 ARSÉNICO (As)23

2.3.1 Toxicocinética del Arsénico23



2.3.2	Efectos adversos	23
2.3.3	El arsénico y sus efectos sobre la salud	24
2.3.4	El desafío de la contaminación del agua potable por arsénico a nivel mundial, regional y nacional	28
2.3.5	Marco legal sobre la contaminación del agua de bebida.	37
2.4	MODELACIÓN DE LANGMUIR Y FREUNDLICH	37
2.4.1	Modelación de la cinética de biosorción en sistemas en lote.....	39
2.5	CACAO	40

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1	REMOCION DE ARSENICO EN MEDIO ACUOSO MEDIANTE BIOSORCIÓN	42
3.1.1	Tecnologías convencionales para la remoción de arsénico	42
3.1.2	Ventajas y desventajas de las tecnologías convencionales para la remoción de metales pesados en medio acuoso.....	47
3.1.3	La adsorción como una alternativa para eliminar los metales pesados del agua.....	48
3.1.4	Mecanismos de Adsorción.....	49
3.1.5	Factores que afectan la biosorción.....	51
3.1.6	Variables independientes:	52
3.1.7	Variables dependientes:	52
3.2	TOMA DE MUESTRAS:	53
3.3	REACTIVOS	54
3.4	EQUIPOS	54
3.5	MATERIALES	54



3.6	METODOS Y PROCEDIMIENTOS APLICADOS	55
3.6.1	Preparación de los biosorbentes	55
3.6.2	Preparación de las muestras de arsénico en medio acuoso	55
3.6.3	Niveles de arsénico en aguas, en relación con la zona de procedencia ...	56
3.6.4	Variación de la capacidad (porcentaje) de remoción en función de la masa de sorbente en la muestra.	57
3.6.5	Variación de la capacidad (porcentaje) de remoción en función de la concentración inicial del arsénico en la muestra.	57
3.6.6	Variación de la capacidad(%) de remoción en función del tiempo y parámetros de masa y concentración.	57
3.7	APARATOS Y PROCEDIMIENTO ANALÍTICO:	59
3.7.1	Reactivos:.....	60
3.7.2	Diseño analítico:.....	61
3.7.3	Curva de calibración:	61
3.7.4	Pruebas de adsorción de arsénico	61
3.7.5	Consideraciones sobre la disposición de biomاسas usadas en la remoción de metales pesados.....	62
3.7.6	Modelación de los procesos de biosorción	63
3.7.7	Modelación del equilibrio de biosorción.	63
3.7.8	Modelación de la cinética de biosorción en sistemas en lote.....	64
3.7.9	Ensayos de biosorción de metales pesados en medio acuoso	65
3.7.10	Experiencias en el uso de materiales vegetales y de desecho como biosorbentes para la remoción de metales pesados.	65

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN



4.1	MODELAMIENTO DEL EQUILIBRIO DE ADSORCIÓN.....	71
4.2	DISCUSION.....	73
4.2.1	Maxima remocion en funcion de la masa de sorbente.....	73
4.2.2	Rendimiento máximo en relación a la concentración inicial de arsénico	73
4.2.3	Modelos de biosorción de soluto simple.....	73
V.	CONCLUSIONES	74
VI.	RECOMENDACIONES.....	76
VII.	REFERENCIA BIBLIOGRAFICAS	77
	ANEXOS.....	83



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1 Los procesos geoquímicos naturales liberan arsénico en el agua subterránea	30
Tabla 2 Países que han reportado arsénico en aguas subterráneas	31
Tabla 3 Modelos de adsorción de solutos simples usados frecuentemente	38
Tabla 4 Ecuaciones de primer y pseudo-segundo orden.....	40
Tabla 5 Análisis de la composición química del cacao	41
Tabla 6 Porcentajes de remoción reportados por la muestra.....	69
Tabla 7 Porcentajes de remoción en función de la masa de sorbente.....	70
Tabla 8 Porcentajes de remoción en relación a la concentración inicial de arsénico	70
Tabla 9 Porcentajes de remoción de arsénico en función del tiempo.....	71
Tabla 10 Parámetros de las isothermas de Freundlich y Langmuir para el equilibrio de adsorción de los sorbentes analizados.	72



INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de Eh – pH del sistema As – H ₂ O Fuente: Rev. Int. Contam. Ambient. 25 (4) 217-227, 2009	13
Figura 2. Representación gráfica de América Latina que exhibe las áreas señaladas como problemáticas debido a la presencia elevada de arsénico (>0.050 µg/l) en fuentes de agua subterránea y superficial.	34
Figura 3 Porcentajes de remoción en función de la masa de sorbente.....	70
Figura 4. Porcentajes de remoción de arsénico en función del tiempo	71



ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

ICA	: Índices de calidad de agua.
OMS	: Organización Mundial de la Salud.
USEPA	: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos.
O ₂	: Oxígeno Disuelto.
EPS	: Extracelular Polimeric Substances.
EAA-GH	: Espectroscopia de Absorción Atómica con Generación de Hidruros.
L.A.S.	: Laboratorios Analíticos del Sur.
FAAS	: Espectrometría de Absorción Atómica de Llama.
DQO	: Demanda Química de Oxígeno.
DBO	: Demanda Biológica de Oxígeno.



RESUMEN

En el mundo se estima que hay al menos 140 millones de personas afectadas por un problema en particular, mientras que en Perú se estima que hay alrededor de 250 mil personas afectadas. Una parte de esta población afectada se encuentra en el distrito de C.P. Yanapucjio Fundición, ubicado en el Distrito de San Antonio, provincia de Puno, en la Región de Puno de las cuales se ven afectadas por el consumo de agua con concentraciones elevadas de arsénico. Basándonos en la experiencia de identificar materiales naturales capaces de eliminar el arsénico del agua, se recomienda llevar a cabo el proceso de adsorción del arsénico (As), de las aguas del manantial Yanapucjio fundición del C.P. Yanapucjio Fundición del distrito de San Antonio utilizando la cascara de cacao (*Theobroma cacao*) se utilizó una planta como agente para eliminar el arsénico presente en un entorno acuoso, y se analizaron los parámetros que describen su capacidad de adsorción. Se evaluó la eficiencia de remoción del arsénico (As) presente en las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición, utilizando la cascara de cacao, a su vez determino el tiempo de contacto óptimo para la remoción de arsénico (As) presente en las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición, utilizando la cascara de cacao. Dicha capacidad es variable y depende de la masa del Adsorbente y la concentración de arsénico presente. La variación del porcentaje de remoción es entre 20.886% hasta 40.506% realizando la comparación con los métodos de Langmuir y Freundlich. Una vez realizado la Adsorción del Arsénico (As) de las aguas del manantial nos servirán para el consumo de la población utilizando para el uso doméstico, que se genera en el manantial Yanapucjio Fundición del C.P.de Yanapucjio Fundición del distrito de San Antonio provincia de Puno.

Palabras Claves: Arsénico, *Theobroma cacao*, adsorción, Langmuir y Freundlich



ABSTRACT

It is estimated that at least 140 million people in the world and 250 thousand in Peru, of which a part of the affected population is in the district in C.P. of Yanapucjio Foundry of the District of San Antonio of the province of Puno of the Region of Puno, which are affected by the consumption of water with high concentrations of arsenic. Based on experiences of identification of natural materials with the capacity to remove arsenic from water, the adsorption of Arsenic (As) must be carried out, from the waters of the Yanapucjio smelter spring of C.P. Yanapucjio Foundry of the district of San Antonio using the cacao husk (*Theobroma cacao*) as a plant species to remove arsenic in an aqueous medium and identifies the parameters that characterize its adsorption capacity. The removal capacity of arsenic (As) present in the waters of the spring puquial Yanapucjio Fundición was determined, using the cocoa shell, in turn determined the optimal contact time for the removal of arsenic (As) present in the spring waters puquial Yanapucjio Smelting, using the cacao shell. Said capacity is variable and depends on the mass of the adsorbent and the concentration of arsenic present. The variation of the removal percentage is between 20.886% up to 40.506% making the comparison with the Langmuir and Freundlich methods. Once the Arsenic (As) adsorption of the spring waters has been carried out, they will serve us for the consumption of the population using for domestic use, which is generated in the spring Yanapucjio Fundición del C.P.de Yanapucjio Fundición of the district of San Antonio province of Puno .

Keywords: Arsenic, *Theobroma cacao*, adsorption, Langmuir and Freundlich



CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

El agua es un elemento fundamental y determinante en la vida humana. La escasez y el uso abusivo del agua dulce planeta una creciente y seria amenaza para el desarrollo sostenible y la protección del medio ambiente.

La salud y el bienestar humano, la seguridad alimenticia, el crecimiento industrial y el ecosistema del que dependen se hallan en peligro, a no ser que la gestión de los recursos hídricos y del suelo se efectúe en el presente decenio de forma más eficaz que en el pasado.

El arsénico, tanto en su forma orgánica como inorgánica, es un elemento tóxico a la salud humana que persiste en el ambiente como resultado de contaminación natural y antrópica (Söros *et al.* 2003). La exposición crónica a arsénico, aún en bajas concentraciones, puede ocasionar diversos problemas a la salud (Rivera y Piña 2005). Las fuentes antrópicas comunes incluyen incineradores de basura, combustión, refinerías y gasolinas (Ozaki *et al.* 2004). Las emisiones a la atmósfera pueden incorporarse a suelos y aguas superficiales a través de procesos de depósito por vía seca o húmeda (Carbonell *et al.* 1995). Las fuentes naturales incluyen la lixiviación de minerales que contienen arsénico, que afecta principalmente a las aguas subterráneas (Thirunavukkarasu *et al.* 2002).

La reducción de los niveles de arsénico en aguas de consumo humano representa uno de los retos ambientales prioritarios a nivel mundial (Thirunavukkarasu *et al.* 2002). En México se han reportado problemas de contaminación de arsénico en agua en las siguientes regiones: Comarca Lagunera (Rosas *et al.* 1999), Zimapán, Hidalgo (Romero *et al.* 2008), Guanajuato (Mahlknecht *et al.* 2004), Zacatecas, Zacatecas (Castro *et al.* 2003) y Cuautla, Morelos (García y Armienta 1996).

Se han desarrollado estudios de toxicidad y costos para la implementación de sistemas de remoción de metales en las plantas potabilizadoras por medio de la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Unión Europea, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA), entre otros organismos internacionales (Mohan y Pittman 2007). Gracias a lo anterior se han establecido los límites máximos permisibles de arsénico en agua para consumo humano. La química del arsénico en medio acuoso es compleja y depende de varios factores, incluyendo pH y potencial redox (Eh).

De acuerdo con el diagrama potencial-pH mostrado en la **figura 1**, el arsénico es un elemento más o menos noble; es decir, se requieren condiciones de oxidación o reducción moderadas o altas para solubilizarlo. La presencia del oxígeno atmosférico u otro oxidante promueve su disolución (Pourbaix 1966).

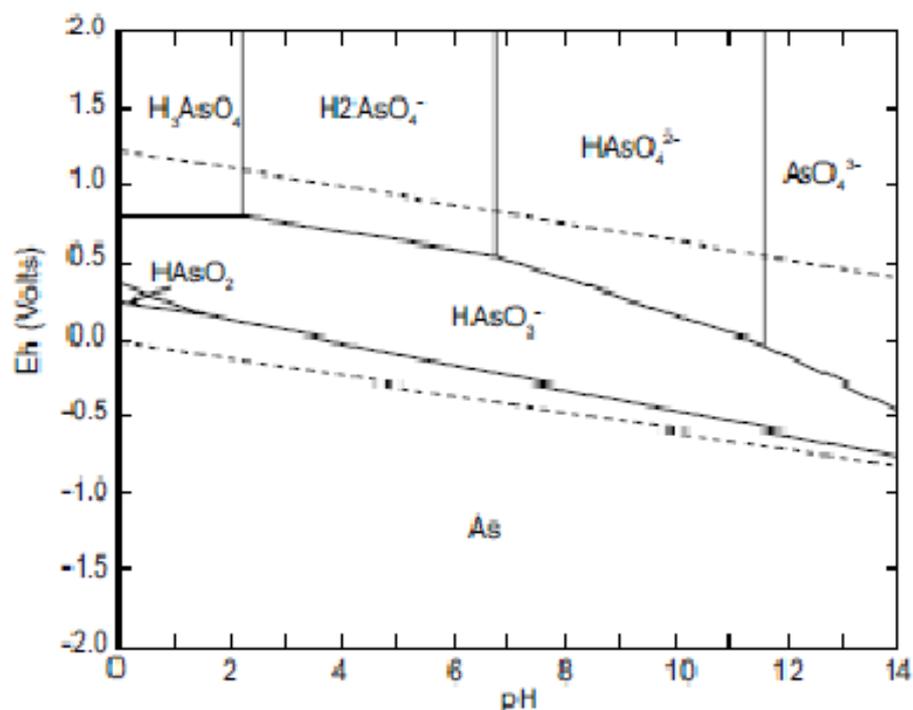


Figura 1. Diagrama de Eh – pH del sistema As – H₂O

Fuente: Rev. Int. Contam. Ambient. 25 (4) 217-227, 2009

Los estados de oxidación más comunes de arsénico inorgánico en el agua son el arsénico trivalente As+3, encontrado en aguas subterráneas, y el arsénico pentavalente



As+5 que prevalece en aguas superficiales. El As+5 es presentado como H_3AsO_4 ; sus correspondientes productos de disociación son $H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$ y AsO_4^{3-} . As+3 aparece como H_3AsO_3 ; sus productos de disociación son $H_4AsO_3^+$, $H_2AsO_3^-$, $HAsO_3^{2-}$ y AsO_3^{3-} , considerado el más tóxico (Cullen y Reimer 1989).

Existen diversas tecnologías para remover arsénico del agua:

- i) **Coagulación/precipitación:** proceso de desestabilización de las partículas suspendidas, donde se reducen las fuerzas de separación entre ellas, formando una malla tridimensional y porosa de coágulos (Fiol y Villaescusa 2001).
- ii) **Osmosis inversa:** consiste en separar los iones metálicos del efluente al hacerlos pasar a través de una membrana semipermeable con alta presión, quedando retenidos en la membrana (Lankford y Eckenfelder 1990)
- iii) **Electrodiálisis:** consiste en separar iones de un fluido mediante la utilización de membranas selectivas catiónicas y aniónicas. Estas membranas se colocan de forma alterna, constituyendo

NIVELES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONCENTRACIÓN DE ARSÉNICO

País/Organización	[As] mg L ⁻¹
OMS	0.010 (WHO 2004)
EUA	0.010 (USEPA 2001)
Unión Europea	0.010 (European Union 1998)
Chile	0.050 (Diario Oficial de la República de Chile 1984)
India	0.010 (Mohan y Pittman 2007)
México	0.025* (SSA 1994)



Fuente: Norma Oficial Mexicana, NOM-127-SSA1-1994

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 OBJETIVO GENERAL

- Realizar la adsorción de Arsénico (As), de las aguas del manantial Yanapucjio fundición del C.P. Yanapucjio Fundición del distrito de San Antonio utilizando la cascara de cacao.

1.1.2 Objetivos específicos

- Caracterizar las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición para determinar la concentración inicial de arsénico (As) que se encuentra presente en las aguas naturales del manantial.
- Determinar la capacidad de remoción de arsénico (As) presente en las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición, utilizando la cascara de cacao.
- Determinar el tiempo de contacto óptimo para la remoción de arsénico (As) presente en las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición, utilizando la cascara de cacao
- Realizar la comparación entre los modelos cinéticos de adsorción de primer y pseudo-segundo orden de Langmuir y Freundlinch, al cual se ajuste mejor la remoción de arsénico (As) presente en las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición.

1.2 HIPÓTESIS

1.2.1 Hipótesis General

El proceso de remoción de Arsénico (As), presente en las aguas del manantial Yanapucjio fundición del C.P. Yanapucjio Fundición del distrito de San Antonio utilizando la cascara



de cacao, lo reduce por debajo de los límites máximos permisibles que establece la normatividad.

1.2.2 Hipótesis Específicas

- El arsénico (As) que se encuentra presente en las aguas naturales del manantial puquial Yanapucjio Fundición, supera los límites máximos permisibles que establece la normatividad.
- La capacidad de remoción de arsénico (As) presente en las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición, utilizando la cascara de cacao, disminuye las concentraciones iniciales en función a la cantidad de masa adsorbente utilizado.
- El tiempo de contacto entre la masa adsorbente y el agua del manatila es el adecuado para lograr una remoción óptima de arsénico (As) presente en las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición.
- El modelo cinético de adsorción al cual se ajusta mejor es el de Freundlinch, obteniéndose un mejor coeficiente de correlación (R), para la remoción de arsénico (As) presente en las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición.

La posibilidad necesaria de la cantidad de la biomasa de la cascara de cacao, nos indicara el tiempo de contacto necesario para la remoción de Arsénico presente en las aguas del manantial.

La eliminación de arsénico en soluciones acuosas utilizando biomasa de cascara de cacao puede ser caracterizada por los modelos de biosorción de solutos simples, como el modelo de Langmuir y Freundlich, y las cinéticas de adsorción de primer y pseudo-segundo orden (Cullen y Reimer, 1989).

La biosorción de arsénico en soluciones acuosas mediante el uso de biomasa inerte, como la cascara de cacao, ha demostrado ser efectiva incluso en concentraciones bajas de arsénico (entre 25 y 1,000 $\mu\text{g/l}$), logrando obtener concentraciones finales que



cumplen con los Límites Permisibles (LMPs) y Estándares de Calidad de Agua (ECAs) establecidos (Cullen y Reimer, 1989).



CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 ANTECEDENTES

En su investigación sobre la evaluación de materiales alúmina-alúmina modificada con silicio-zeolita, Narváez (2009) observó que la zeolita mostró los valores más bajos de remoción de arsénico. Sin embargo, cuando se evaluaron estos materiales en agua con alta concentración de arsénico, ninguno logró reducir los niveles de arsénico por debajo de los límites establecidos por la normativa mexicana. Por otro lado, al evaluar los materiales con agua proveniente de la fuente de suministro general con un contenido de arsénico de 64.78 ppb, los tres materiales, incluyendo la zeolita, lograron remover el arsénico hasta una concentración por debajo de 25 $\mu\text{g/l}$. Esto demuestra que la zeolita tiene la capacidad de remover el arsénico y funciona como un absorbente eficaz. (Narváez, 2009).

En un estudio realizado por Liñam - Abanto (2015), se investigó la capacidad de las raíces de cebolla, *Allium cepa*, para remover el arsénico presente en el agua. Se llevaron a cabo experimentos sumergiendo las raíces de cebolla en agua con tres concentraciones de arsénico: 0,1 mg/L, 0,2 mg/L y 0,4 mg/L, durante periodos de tres y seis días. La concentración final de arsénico se determinó utilizando el Merckoquant Test, Arsénico altamente sensible, del Laboratorio Merck, utilizando un método semi-cuantitativo. Los resultados mostraron que las raíces de *A. cepa* removieron más del 50% del arsénico presente en el agua cuando la concentración inicial era de 0,1 mg/L. (Liñam - Abanto, 2015).

Mendieta (2008), En la investigación que realizó hizo él estudio de la capacidad de adsorción del carbón activado obtenido a partir de la semilla de nancite para la



remoción de arsénico en aguas de pozos con alto contenido de arsénico donde tomo en cuenta tres variables con el fin de evaluar el efecto de su variación en la adsorbibilidad del carbón como son la concentración de arsénico en el agua, el pH del agua y el tiempo de contacto, los resultados de remoción se obtuvieron con el espectrómetro NOVA 60 dando como resultado una alta adsorción en el rango de pH 4 – 9 y una remoción a baja concentración y mayor tiempo de contacto la remoción se hizo por agitación constante donde trabajó con un pH de 7 y obtuvo un porcentaje de remoción de 69.76 para una concentración de 25 ppb, donde utilizó 2g en 100ml de carbón activado de la semilla de nancite obteniendo una concentración final de 7.56 ppb llegando a una cantidad removida de 17.44 ppb.

En su investigación sobre la remoción de arsénico en aguas contaminadas, Colima (2015) utilizó fibras vegetales funcionales combinadas con un polímero catiónico como intercambiador iónico. Se estudió la remoción de arsénico mediante la obtención de isothermas de absorción de arsenato en las fibras funcionalizadas con polipirrol a una temperatura de 25°C. Los resultados mostraron que las fibras de algodón presentaron el mejor rendimiento, con una concentración superficial de arsénico en el sólido de $0,07 \pm 0,01$ mg/g. Las fibras de piña, bagazo y palma mostraron concentraciones superficiales de arsénico en los sólidos de $0,016 \pm 0,001$ mg/g, $0,012 \pm 0,004$ mg/g y $0,019 \pm 0,006$ mg/g, respectivamente. Los estudios cinéticos revelaron que el tiempo de contacto necesario para alcanzar la saturación máxima fue de aproximadamente 98 minutos para las fibras de algodón y 75 minutos para las fibras de piña. (Colima, 2015).

En su estudio sobre el tratamiento del agua para la remoción de arsénico, Rivera-Piña (2006) investigó la adsorción de arsénico utilizando zeolita natural acondicionada con óxidos de hierro. En el laboratorio, se realizó una experimentación en línea utilizando un lecho de zeolita recubierto con óxidos de hierro, mediante la evaporación de una



solución de cloruro férrico. Los resultados mostraron que era posible tratar 212 litros de agua por cada litro de lecho empacado, obteniendo agua con una concentración de arsénico por debajo del límite máximo permisible (0.040 mg/L) establecido en la NOM127-SSA1-1994 para el agua destinada al uso y consumo humano. (Rivera-Piña, 2006).

En su estudio sobre la remoción de arsénico en agua potable a nivel domiciliario, Rojas, Araya, Vargas y Valverde (2015) investigaron dos métodos: oxidación solar y coagulación-floculación. En el sistema SORAS, se determinó que para reducir la concentración de arsénico de 200 $\mu\text{g/L}$ a menos de los niveles establecidos en la norma (10 $\mu\text{g/L}$), se requerían entre 2 y 4 horas de exposición solar en días soleados o nublados, respectivamente. En el sistema de coagulación-floculación, se identificaron las condiciones óptimas para lograr niveles de arsénico por debajo de la norma. Con el uso de un floculante sintético, se obtuvieron resultados favorables con un pH de 6, una dosis de 1 mg/L de FK-930-S (polímero de cloruro de polidialil-dimetilamonio) y una dosis de FeCl_3 de 12 mg/L. Por otro lado, con el floculante natural (mozote - *Triumfetta semitriloba*), se obtuvieron resultados óptimos con un pH de 6, una dosis de 250 mg/L de mozote y una dosis de FeCl_3 de 14 mg/L. Además, se desarrolló un prototipo que consistía en un recipiente de coagulación-floculación y otro de filtración en arena, el cual demostró su capacidad para tratar 15 L de agua sintética con concentraciones de arsénico de 200 $\mu\text{g/L}$, así como agua natural con concentraciones de 10 $\mu\text{g/L}$ y 50 $\mu\text{g/L}$ de arsénico. (Rojas, Araya, Vargas & Valverde, 2015)

Hussein, Bakheet y Sabry (2004) realizaron un estudio sobre la eliminación de arsénico en agua potable y la biorremediación de suelos. En su investigación, se exploraron diversas técnicas de coagulación química, como el uso de sulfato de aluminio, cal hidratada y polielectrolito de sodio, logrando reducir los niveles de arsénico a un rango



de 0,12-0,15 mg/L. Mediante la aplicación de coagulación directa sobre filtro y coagulación-floculación, lograron obtener valores inferiores a 0,05 mg/L. Por otro lado, emplearon materiales con propiedades de adsorción, como hematitas y otros con alto contenido de hierro y superficies cargadas positivamente, como arcilla verde natural, arcillas activadas, zeolita natural y activada, y carbón de hueso. Es importante destacar que Chile es el país con mayor experiencia en el tratamiento de agua para distribución urbana, contando con cuatro plantas de remoción de arsénico en el suministro de agua, las cuales en conjunto procesan 2.000 L/s y producen agua potable con una concentración de arsénico de 0,040 mg/L (Hussein et al., 2004, pp. 1023-1027).

López, (2013) realiza la investigación adsorción de arsénico y fluoruros en nanopartículas y su posterior separación del agua tratada donde, la caracterización a ambos materiales se identificó que las nanopartículas magnéticas corresponden a un material microporoso con 88,30 m²/g, compuesto principalmente por oxihidróxido de hierro (III) (γ -FeO (OH)), mientras que el MgO resulto ser un material cristalino de alta pureza en MgO con 13.8 m²/g. Se logró remover el 100% de As⁺³ en siete minutos empleando 0.55 g/L de γ -FeO (OH).

Francisca Carro (2014) llevó a cabo una investigación sobre la remoción de arsénico en agua utilizando procesos de coagulación-floculación. El objetivo del estudio era identificar y evaluar los factores clave que afectan la eliminación de arsénico en el agua. Durante los ensayos, se variaron las dosis de los coagulantes en un rango de 5 a 500 mg/L, la concentración de partículas sólidas de 0 a 6000 mg/L y la concentración inicial de arsénico de 0.5 a 5 mg/L. A partir de estas variables, se llevaron a cabo más de 100 experimentos combinando diferentes condiciones. Los porcentajes de remoción de arsénico obtenidos variaron desde 0 hasta 95%. Los resultados revelaron que al emplear



cloruro férrico se logró una remoción del 95%, mientras que con sulfato de aluminio en soluciones de arsénico se alcanzó una remoción del 80% (Francisca Carro, 2014).

2.2 MARCO CONCEPTUAL

2.2.1 Adsorción

La remoción de iones y moléculas de una solución se realiza al utilizar un medio sólido apropiado que tiene afinidad por estas sustancias. Este medio sólido atrae selectivamente los iones y moléculas de la solución, separándolos de esta y dejando la solución libre de ellos.

La técnica de adsorción implica el uso de un medio adsorbente granular para la eliminación selectiva de arsénico del agua, ya sea con o sin ajuste de pH y con o sin regeneración del medio; varios medios filtrantes granulares adsorbentes han demostrado una alta eficiencia en la remoción de arsénico del agua, entre ellos se incluyen alúmina y carbón activado recubiertos con óxido de hierro, así como otros medios comerciales derivados; estas tecnologías han demostrado consistentemente la capacidad de reducir los niveles de arsénico en el agua por debajo de los límites establecidos por los estándares nacionales e internacionales, así como las recomendaciones globales (Vieira, R.H. y Volesky, B., 2000).

Según Ravenscroft, Brammer y Richards (2009), en comparación con la precipitación, se espera que la efectividad de la adsorción se vea influenciada por las características del agua a tratar y los contaminantes presentes. Sin embargo, los costos de operación y mantenimiento suelen ser más bajos en la adsorción, y se requiere menos experiencia técnica para su funcionamiento, especialmente en sistemas de pequeña escala. Por esta razón, la adsorción y el intercambio iónico son comúnmente empleados en sistemas de tratamiento de tamaño reducido



cuando el arsénico es el único contaminante a tratar, o como un proceso complementario para tratar los efluentes de sistemas más grandes (Ravenscroft, Brammer y Richards, 2009).

2.3 ARSÉNICO (As)

2.3.1 Toxicocinética del Arsénico

La absorción del arsénico ocurre principalmente por vía oral, representando aproximadamente el 95% de la absorción total (Saha, K.C., 2003). Después de su ingreso al organismo, el arsénico se distribuye rápidamente, acumulándose inicialmente en órganos como el hígado, riñón, pulmón y bazo; la forma química As (III) tiende a unirse preferentemente a grupos sulfhidrilo de proteínas, como la queratina, lo que resulta en su depósito en pelo, uñas, dientes, piel, tracto gastrointestinal alto, epidídimo, tiroides, cristalino y esqueleto; el arsénico As (III) es captado más eficientemente por las células en comparación con el arsénico As (V), y dentro de las células, el As (V) es transformado en As (III). Posteriormente, se produce la metilación inmediata del As (III) a ácido monometilarsónico y dimetilarsénico, que son las formas en las que se excreta; la eliminación del arsénico ocurre principalmente a través de la orina, representando entre el 45% y el 85% de la excreción total en un período de 1 a 3 días; una parte del arsénico (aproximadamente el 20%) se excreta en la orina sin ser metilado (Saha, K.C., 2003).

2.3.2 Efectos adversos

La ruta metabólica del grupo hemo puede sufrir alteraciones por la exposición al As, algunos metales y diversos compuestos químicos; la administración de As (III) causa un incremento en las actividades de la sintetasa



del ácido 5-aminolevulínico y la hemooxigenasa, así como una depresión en las actividades de la descarboxilasa del uro y el coproporfirinógeno (Saha, K.C., 2003).

Se presentan hipocromias e hipercromias (en forma de gota de agua) principalmente en las partes no expuestas del cuerpo, hiperqueratosis palmoplantar, así como hiperqueratosis papular en cualquier parte del cuerpo excepto palmas y plantas, así como lesiones ulceradas compatibles con un diagnóstico de carcinoma epidermoide (Saha, K.C., 2003).

En trabajadores y en poblaciones expuestas a As en el agua de bebida, como en Taiwan, Suecia y Chile se han descrito efectos vasculares periféricos caracterizados por cianosis y pérdida progresiva de la circulación en las extremidades, que pueden finalizar en gangrena seca, mejor conocida como enfermedad del pie negro (Saha, K.C., 2003).

El As es un agente teratógeno, mutágeno y carcinogénico; produce degeneración y desmielinización axonal, así como una polineuropatía de tipo metabólico similar a la originada por deficiencia de tiamina; en Bangladesh se encontró que niños de 10 años de edad expuestos a concentraciones mayores de $50 \mu\text{g}/\text{L}$ en agua, presentan una asociación inversa entre la concentración de As en agua y el coeficiente intelectual de ejecución y total (Connell, D.W. y Miller, G.J., 1984)

2.3.3 El arsénico y sus efectos sobre la salud

Según Connell y Miller (1984), el arsénico ha sido reconocido y documentado durante siglos por su toxicidad aguda en altas concentraciones. Además, se ha registrado su uso en concentraciones reducidas para tratar



enfermedades como sífilis, malaria, cólera e incluso leucemia. Recientemente, se ha descubierto la detección de efectos a largo plazo en la salud asociados con la exposición a concentraciones muy bajas de arsénico, y los primeros indicios de esto provienen de sus diversos usos medicinales. Se considera que la arsina (AsH_3), un compuesto gaseoso, inodoro e inflamable, es la forma más tóxica de arsénico, seguida por los arsenitos (As III), arseniatos (As V) y los compuestos orgánicos de arsénico.

La presencia del arsénico en el cuerpo humano puede ocurrir cuando se ingiere, se inhala o se absorbe a través de la piel; a excepción de aquellos individuos expuestos al arsénico en su entorno laboral, la forma más común de exposición es a través de la comida y el agua que se consume; la mayor parte del arsénico ingerido se elimina del cuerpo mediante la orina, las heces, la piel, el cabello, las uñas y la respiración. Sin embargo, en casos de ingestión excesiva, una parte del arsénico se acumula en los tejidos y puede inhibir la actividad enzimática de las células (Connell, D.W. & Miller, G.J., 1984).

"El arsénico produce efectos en una amplia gama de sistemas orgánicos en humanos y hasta el momento no se ha demostrado ningún rol biológico o como elemento esencial. Su toxicidad aguda en humanos es predominantemente una función de su tasa de remoción del cuerpo" (Connell y Miller, 1984).

A. Efectos a corto plazo: Si se consume una cantidad alta de arsénico, pueden surgir síntomas agudos como el síndrome gastrointestinal, que se caracteriza por trastornos estomacales y intestinales. Estos síntomas pueden ser seguidos por una serie de fallas en varios órganos, como los riñones, los pulmones,



el corazón y las funciones cerebrales, lo que puede llevar a la muerte (Connell y Miller, 1984).

B. Efectos a largo plazo: Se ha investigado y demostrado que la exposición prolongada a concentraciones bajas de arsénico, ya sea a través del trabajo ocupacional o del consumo de alimentos y agua, tiene efectos crónicos. Estos efectos crónicos incluyen el desarrollo de cáncer en diferentes órganos, especialmente en la piel, la vejiga y los pulmones. En diversas partes del mundo, las enfermedades causadas por el arsénico representan un problema importante de salud pública (Connell y Miller, 1984).

El **arsenicismo** se refiere a la toxicidad crónica causada por niveles elevados de arsénico en el cuerpo. Basándonos en los casos presentados, se han identificado cuatro etapas (Connell y Miller, 1984):

- **Preclínica:** En esta etapa, el paciente no presenta síntomas evidentes, pero se puede detectar la presencia de arsénico o sus metabolitos en muestras de tejido y orina (Connell y Miller, 1984).
- **Clínica:** En la etapa clínica de la intoxicación por arsénico se observan diversos efectos en la piel. Estos incluyen el oscurecimiento de la piel (melanosis), que suele manifestarse en las palmas de las manos, así como la aparición de manchas oscuras en el pecho, espalda, extremidades y encías. Un síntoma más grave es la queratosis, caracterizada por un endurecimiento de la piel en forma de nódulos en las palmas de las manos y las plantas de los pies. La Organización Mundial de la Salud (OMS) estima que esta etapa se desarrolla después de una exposición al arsénico durante 5 a 10 años (Connell y Miller, 1984).



- **Complicaciones clínicas:** En esta etapa, los síntomas clínicos son más pronunciados y se producen afectaciones en los órganos internos. Se han informado estudios que indican la dilatación del hígado, los riñones y el bazo. Además, se han vinculado a esta etapa la conjuntivitis, la bronquitis y la diabetes, entre otros síntomas y enfermedades (Connell y Miller, 1984).
- **Malignidad:** En esta etapa, se produce el desarrollo de tumores o cánceres que afectan la piel u otros órganos. Las personas afectadas en esta etapa pueden desarrollar gangrena o cáncer en la piel, pulmones o vejiga (Connell y Miller, 1984).

En las dos primeras etapas, si el paciente reemplaza la fuente de agua contaminada con arsénico por una libre de esta sustancia, es posible lograr una recuperación casi completa. En algunos casos, incluso en la tercera etapa, es posible que se produzca una reversión de los síntomas. Sin embargo, la cuarta etapa es irreversible (Connell y Miller, 1984).

El Centro Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (CIIC o IARC en inglés) determinó en 2004 que hay suficiente evidencia que demuestra que el arsénico presente en el agua potable causa cáncer de vejiga, pulmón y piel en los seres humanos; en la actualidad, el CIIC clasifica los compuestos inorgánicos de arsénico en el Grupo I, lo cual significa que los considera cancerígenos para los seres humanos (Connell y Miller, 1984).

En las últimas décadas, se ha detectado la presencia de arsénico en el agua subterránea utilizada como fuente de consumo directo en países de todos los continentes, lo que ha llevado a convertirse en un problema de salud pública a nivel global. Cientos de millones de personas, principalmente en países en



desarrollo, consumen diariamente agua con concentraciones de arsénico que superan en muchas ocasiones los 10 microgramos por litro ($10\mu\text{g/l}$), que es el límite recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS). (PRUNES, L. (1939))

2.3.4 El desafío de la contaminación del agua potable por arsénico a nivel mundial, regional y nacional

El arsénico, un metaloide ampliamente distribuido en la corteza terrestre, exhibe diferencias en la solubilidad de sus sales en función del pH y el entorno iónico (Prunes, 1939). Mientras que la forma elemental del arsénico no es soluble en agua, su entrada al suministro de agua ocurre mediante la disolución de rocas y depósitos naturales en el suelo, así como a través de minerales de hierro liberados por efluentes industriales, incluyendo desagües industriales, y por la deposición atmosférica; la liberación de arsénico del suelo se ve afectada por factores como la humedad, el pH, la temperatura, la solubilidad, las propiedades redox de las distintas especies de arsénico presentes y su reactividad con el dióxido de carbono (CO_2) y el agua (H_2O) (Prunes, 1939).

La contaminación por arsénico causada por actividades no naturales, como el procesamiento de materiales geológicos como el carbón y otros minerales, ha sido documentada (Prunes, 1939). En la industria minera, la disposición inadecuada de desechos ricos en minerales sulfúricos puede llevar a la contaminación. La exposición de estos sulfuros al aire y la lluvia provoca su oxidación y genera un drenaje ácido de mina rico en sulfatos, el cual a menudo contiene altas concentraciones de arsénico. Además, la fundición de minerales sulfúricos es una fuente principal de contaminación del aire por arsénico. El



arsénico presente en el aire puede ser inhalado por las personas y también depositarse en el suelo como sedimento, siendo absorbido por cultivos o transportado hacia cuerpos de agua a través del agua de escorrentía. A nivel global, se ha identificado la quema de carbón como la principal fuente antropogénica de arsénico en el aire (Prunes, 1939).

En el agua, el arsénico suele encontrarse de forma natural en una de las cuatro formas o compuestos químicos que se presentan en entornos geológicos y climáticos predecibles, y están asociados con mecanismos específicos de movilización (Prunes, 1939).

Tabla 1

Los procesos geoquímicos naturales liberan arsénico en el agua subterránea

Proceso	Condiciones/características geoquímicas	Ambiente geológico generalizado
Disolución reductiva	Agua subterránea anóxica (ausencia o bajos niveles de oxígeno disuelto), bajos niveles de nitratos y sulfatos disueltos; pH~7; alto contenido de hierro y manganeso, amonio y bicarbonato	Sedimentos holocenos depositados en áreas de inundación en ríos que fluyen a través de cadenas montañosas geológicamente recientes.
Desorción alcalina	Agua subterránea con presencia de oxígeno, nitratos o sulfatos disueltos; pH>8; bajos niveles de hierro y manganeso. Pueden darse niveles elevados de otros iones como F, B, Mo, Se.	Depósitos aluviales y acuíferos en lecho rocoso.
Oxidación de sulfuros	Agua subterránea con presencia de oxígeno disuelto; pH<7 (1-6); altos niveles de sulfatos. Ocurre cuando minerales con azufre se encuentran expuestos al oxígeno, a menudo al nivel freático. Producen aguas típicamente acidas y ricas en sulfatos, pero no necesariamente con altos contenidos de hierro.	Áreas donde existe mineralización, a menudo asociado con otros metales como estaño, oro, etc.
Geotermales	Aguas subterráneas con altas temperaturas; alto contenido de cloruros	Áreas de actividad geotermal (geológicamente activas), a menudo asociadas con rocas volcánicas

Fuente: Arsenic Primer: Guidance for UNICEF Country Offices (UNICEF, 2008) y Arsenic

Pollution: A global synthesis (Ravenscroft et al, 2009).

A. Contaminación del agua por arsénico a nivel mundial.

En más de 70 países, se estima que más de 140 millones de personas están expuestas a niveles de arsénico en el agua potable que exceden los 10 $\mu\text{g/l}$, mientras que más de 50 millones de personas han consumido, o están consumiendo actualmente, agua potable con concentraciones de arsénico que superan los 50 $\mu\text{g/l}$. A lo largo de las últimas décadas, se han registrado casos de agua con niveles de arsénico por encima de los mencionados anteriormente en todos los continentes.

Tabla 2

Países que han reportado arsénico en aguas subterráneas

Continente	País
Asia	Afganistán, Arabia Saudita, Bangladesh, Camboya, China, Filipinas, India, Irán, Japón, Kazajstán, Laos, Malasia, Mongolia, Myanmar, Nepal, Pakistán, Sri Lanka, Tailandia, Taiwán, Turquía, Vietnam.
América	Alaska, Argentina, Canadá, Chile, Dominica, El Salvador, Estados Unidos de América, Honduras, México, Nicaragua, Perú
Europa	Alemania, Austria, Bélgica, Croacia, Dinamarca, España, Finlandia, Francia, Grecia, Hungría, Italia, Republica Checa, Rumania, Rusia, Reino Unido, Serbia, Suecia, Suiza.
África	Camerún, Etiopía, Ghana, Nigeria, Sudáfrica, Zimbabue
El Pacífico	Australia, Nueva Zelanda

Fuente: Arsenic in Drinking Water (Petruševski et al, 2007), complementado con información contenida en Arsenic Pollution: A global synthesis (Ravencroft et al, 2009). Una lista exhaustiva y mapas de países y regiones afectadas por la contaminación de arsénico en agua subterráneas puede encontrarse en Predicting the global extent of arsenic pollution of groundwater and its potential impact on human health. (Ravenscroft, 2007) y Arsenic Pollution: A global synthesis (Ravencroft et al, 2009).



Hasta hace algunas décadas, el envenenamiento por arsénico se consideraba un problema local, pero en la actualidad se reconoce como un desafío de salud pública a nivel mundial. En aproximadamente la mitad de los países donde se ha detectado arsénico como contaminante en el agua potable, su presencia se ha descubierto en los últimos 15 años, a menudo de manera accidental o durante investigaciones relacionadas con enfermedades locales. Existen indicios de que en el futuro podrían descubrirse numerosos casos adicionales de contaminación similar. En particular, para las comunidades pequeñas que dependen de fuentes de agua subterránea, la presencia de arsénico en estas fuentes representa un problema crónico debido a los recursos limitados disponibles. Esto dificulta su acceso a sistemas de tratamiento para la eliminación del arsénico o a fuentes alternativas de agua (Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF), 2008).

A.1 Contaminación por arsénico en Bangladesh e India.

La grave afectación a la salud causada por la presencia de arsénico en el agua de bebida ha sido especialmente alarmante en Bangladesh y Bengal del Oeste, India. Durante las décadas de 1970 y 1980, se llevaron a cabo esfuerzos para mejorar el acceso al agua potable instalando millones de pozos de bomba manual en Bangladesh, con el apoyo de organismos internacionales como UNICEF. Sin embargo, en los años siguientes, comenzaron a surgir informes de casos de arsenicosis en Bengal del Oeste y luego en Bangladesh, relacionados con el agua proveniente de estos pozos.

En 2008, como parte de los esfuerzos de mitigación en las áreas afectadas, UNICEF informó que se habían analizado 4.75 millones de los 8.6 millones de pozos en Bangladesh para determinar los niveles de arsénico. De estos, se



encontró que 1.4 millones superaban los 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ (límite máximo permitido para la presencia de arsénico en el agua de bebida según las regulaciones de Bangladesh) y se marcó en rojo para indicar a las comunidades que no eran seguros para su consumo. A medida que se llevaba a cabo un mapeo nacional de los pozos en Bangladesh, se comenzaron a implementar diversas actividades para mitigar el problema del arsénico, incluyendo programas de UNICEF enfocados directamente en la arsenicosis, la exploración de nuevas tecnologías para su eliminación y la evaluación de la efectividad y aceptación social de los filtros de remoción de arsénico a nivel local (UNICEF, 2008).

B. La problemática de la contaminación por arsénico en América Latina. En varios países de América Latina, se estima que alrededor de 4.8 millones de personas están expuestas a arsénico presente en el agua de consumo. Argentina, Chile, México, El Salvador, Nicaragua, Perú y Bolivia son los países más afectados por esta situación. La presencia de arsénico en el agua potable ha alcanzado proporciones alarmantes en países como México y Argentina, considerándose un problema de salud pública a nivel nacional. En otros países de la región, se está evaluando recientemente la posible presencia de arsénico en las aguas subterráneas, lo que indica que el número de personas expuestas a este problema podría aumentar en el futuro.

La presencia de arsénico en las fuentes de agua para consumo humano en América Latina se atribuye principalmente a factores naturales relacionados con la actividad volcánica de la cordillera de los Andes (Sancha, A.M. y Castro de Esparza, M.L). Así como a actividades antropogénicas como la explotación minera y la refinación de metales por fundición. Según Sancha y Castro de Esparza, "La presencia de arsénico en las fuentes de agua para consumo humano

en América Latina se debe a factores naturales de origen geológico relacionados con la actividad volcánica de la cordillera de los Andes (Argentina, Bolivia, Chile y Perú) y su continuación en Centroamérica (Nicaragua, México, El Salvador). A estos se suman otras actividades antropogénicas como la explotación minera y la refinación de metales por fundición (Bolivia, Chile y Perú), procesos electrolíticos para la producción de metales de alta calidad como cadmio y cinc (Brasil) y en menor proporción en la agricultura y el empleo de plaguicidas arsenicales orgánicos (México)." (Sancha, A.M. y Castro de Esparza, M.L)

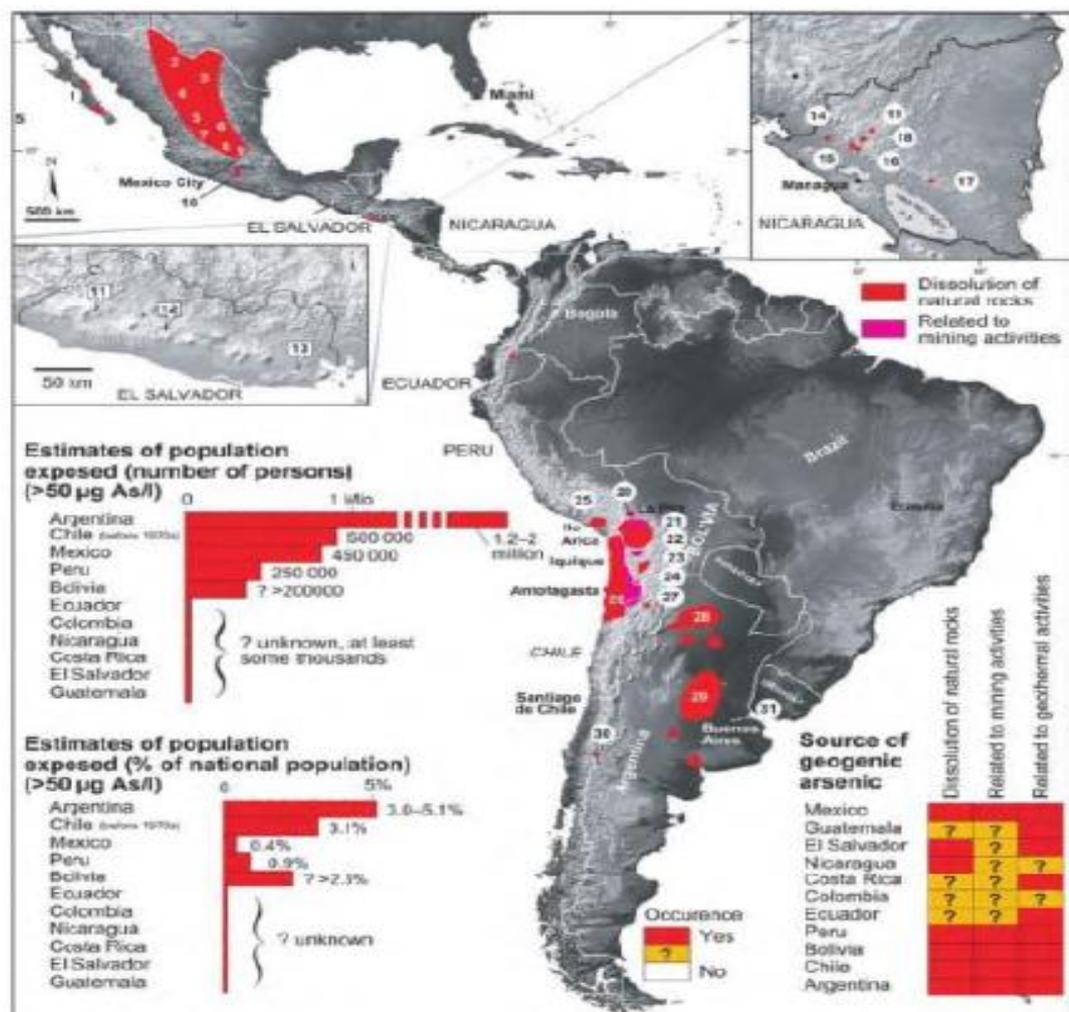


Figura 2. Representación gráfica de América Latina que exhibe las áreas señaladas como problemáticas debido a la presencia elevada de arsénico (>0.050 µg/l) en fuentes de agua subterránea y superficial.



Fuente: (Bundschuh et al, 2009)

A pesar de que se han registrado casos de arsénico en el suministro de agua y sus impactos en las poblaciones de América Latina desde la década de 1970 e incluso antes, en los últimos 15 años ha habido un aumento en la investigación sobre la presencia de arsénico en estos países. El anexo brinda un resumen de la problemática de la contaminación por arsénico en el agua potable en países de América Latina y sus efectos en la salud (Bundschuh et al, 2009).

C. Contaminación por arsénico a nivel nacional: En el Perú, se estima que más de 250,000 personas están expuestas a niveles de arsénico superiores a los recomendados en el agua. Aunque se han registrado casos de contaminación en varias regiones del país, los más significativos se encuentran en los departamentos del sur, asociados a la actividad volcánica de la zona. Otros casos relacionados con la actividad humana, reportados en los últimos años, están principalmente vinculados a la minería y la metalurgia (Bundschuh et al, 2009).

En la cuenca del río Rímac, se ha confirmado la presencia de arsénico en concentraciones superiores a 10 $\mu\text{g/l}$ en el río, pozos y manantiales, debido a la actividad minero-metalúrgica en la cabecera y las industrias en la parte baja de la cuenca; en los departamentos de Huancavelica y Junín, donde se lleva a cabo la extracción de plomo, plata, cobre y zinc, también se han reportado fuentes de agua contaminadas con concentraciones de arsénico total de hasta 462 $\mu\text{g/l}$ (Bundschuh et al, 2009).

En los últimos años, se ha observado un aumento en el informe de fuentes de agua con arsénico de origen natural, tanto en fuentes subterráneas como superficiales. En los departamentos de Tacna, Puno y Moquegua, diversas fuentes



de agua utilizadas por las comunidades han presentado concentraciones de arsénico alrededor de 0.2 mg/l (200 µg/l) e incluso niveles tan altos como 0.388 mg/l (388 µg/l), superando significativamente las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la normativa nacional establecida de 10 µg/l. Un informe de la Organización Panamericana de la Salud (OPS) y la OMS señala la presencia de arsénico por encima de 0.18 mg/l (180 µg/l) en pozos perforados en los últimos 8 años, hallazgos que han sido confirmados por determinaciones realizadas por la Dirección Regional de Salud de Puno y otras organizaciones no gubernamentales en 2009, donde se registraron niveles entre 60 y 900 µg/l. En estas comunidades afectadas, la falta de recursos económicos y técnicos dificulta la instalación de sistemas de remoción de arsénico, lo que lleva a un consumo directo del agua de los pozos mencionados y, como consecuencia, a riesgos para la salud (Bundschuh et al., 2009).

Además de las fuentes naturales de agua, se ha observado que el suministro de agua potable por parte de varias empresas proveedoras de servicios en el país presenta niveles elevados de arsénico; según un informe sobre la calidad del agua potable en empresas proveedoras en Perú entre 1995 y 2003, se encontró que cinco de las doce empresas analizadas a nivel nacional tenían concentraciones promedio de arsénico superiores a 10 µg/l. Estas empresas incluyen SEDAPAL (Lima), SEDAPAR (Arequipa), SEDAJULIACA (Juliaca), EPS Ilo (Ilo) y EPS Tacna (Tacna). Es importante destacar que cuatro de estas empresas se encuentran en los departamentos del sur de Perú (Connell & Miller, 1984).



2.3.5 Marco legal sobre la contaminación del agua de bebida.

El marco legal que regula la contaminación del agua potable establece diferentes límites de concentración para el arsénico a nivel mundial y nacional. Según las Guías para la Calidad de Agua Potable de la Organización Mundial de la Salud (OMS), se establece un valor provisional guía de 0.01 mg/l (10 µg/l). Este valor se basa en consideraciones relacionadas con la evaluación de riesgos, la capacidad cancerígena del arsénico, la viabilidad práctica de la cuantificación y la eficacia del tratamiento para la eliminación del arsénico del agua potable (OMS, Cuarta edición).

En los Estados Unidos de América, la Agencia de Protección Ambiental (USEPA) ha establecido un límite máximo de concentración de arsénico en agua potable de 10 partes por billón (ppb), lo cual equivale a 0.01 mg/l (10 µg/l) (USEPA, 22 de enero de 2001).

A nivel nacional, en Perú, los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, establecidos en el Decreto Supremo N°002-2008-MINAM, incluyen al arsénico como uno de los parámetros inorgánicos regulados. Para el agua destinada al consumo humano, se establece una concentración máxima de 0.01 mg/l (10 µg/l), mientras que para las aguas destinadas a la conservación del ambiente acuático se permite una concentración máxima de 0.05 mg/l (50 µg/l) (MINAM, Decreto Supremo N°002-2008-MINAM).

2.4 MODELACIÓN DE LANGMUIR Y FREUNDLICH

Existen dos modelos ampliamente aceptados para describir la sorción en sistemas de solutos simples: el modelo de Langmuir, que se basa en una adsorción mono capa, y el modelo de Freundlich, que se aplica a superficies heterogéneas. Por otro lado, el

modelo BET describe la adsorción multicapa en la superficie del adsorbente, asumiendo que se aplican las isothermas de Langmuir en cada capa. (Wang & Chen, 2009).

Los modelos empíricos de biosorción carecen de una interpretación física significativa y no permiten conclusiones para sistemas en diferentes condiciones. Además, los modelos básicos como Langmuir y Freundlich no incorporan factores ambientales y no son adecuados para sistemas que involucran la biosorción de múltiples iones metálicos. En su lugar, se han desarrollado modelos extendidos basados en estos modelos (Wang & Chen, 2009).

Estos modelos extendidos pueden aplicarse a condiciones de pH constante para la modelación del equilibrio de biosorción en presencia de metales; los parámetros de las ecuaciones resultantes pueden utilizarse para comparar el rendimiento de diferentes biosorbentes. (Wang & Chen, 2009)

Tabla 3

Modelos de adsorción de solutos simples usados frecuentemente

Tipo De Isooterma	ECUACION Y NOMENCLATURA
Langmuir	$q_e = \frac{q_{max} b C_e}{1 + b C_e}$ <p>q_e es la capacidad de sorcion metalica en el equilibrio; C_e es la concentración de equilibrio del soluto en la solución; q_{max} y b son las constantes de langmuir, relacionadas a la máxima capacidad de sorcion (capacidad de mono capa) y energía de captura de la adsorción (o afinidad), respectivamente. Este es el modelo teorico para la adsorción de capa simple.</p>
Freundlich	$q = K_F C_e^{1/n}$ <p>K_F es una constante de equilibrio de biosorción, representativa de la capacidad de sorcion, y n es una constante indicativa de la intensidad de la biosorción.</p>
Tipo De Isooterma	ECUACION Y NOMENCLATURA
Modelo BET de (sorción multicapa)	$q_e = \frac{B \cdot Q^0 C_e}{(C_s - C_e)[1 + (B - 1) C_e / C_s]}$ <p>C_s es la concentración de saturación del componente adsorbido; B es la constante iniciativa de energía de interacción entre el soluto y la superficie adsorbente; Q^0 es una constante indicativa de la cantidad del soluto adsorbido formando una monocapa completa.</p>

Fuente: Wang y Chen, 2009



2.4.1 Modelación de la cinética de biosorción en sistemas en lote.

Se han propuesto varios modelos para describir el orden de reacción en sistemas de biosorción basados en la concentración en solución. Los modelos cinéticos más utilizados para describir los procesos de biosorción son las ecuaciones de primer orden de Lagergren y la ecuación de pseudo-segundo orden. (Wang & Chen, 2009).

Tabla 4

Ecuaciones de primer y pseudo-segundo orden

Modelo Cinético	Ecuación Diferencial	Ecuación Integral
Expresión de Primer Orden de Lagergren	$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t)$	$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t$ $v_1 = k_1 \cdot q_e$
	Donde q es la cantidad del contaminante adsorbida en el biosorvente en el tiempo t; k_1 es la tasa de constante de Lagergren de biosorción de primer orden; v_1 es la tasa inicial de biosorción (Lagergren. 1898).	
Ecuación de pseudo-segundo orden	$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$	$q_t = \frac{t}{\frac{1}{k_2 \cdot q_e^2} + \frac{t}{q_e}}$ $v_2 = k_2 \cdot q_e^2$
	Donde k_2 es la constante de biosorción de pseudo-segundo orden; v_2 es la tasa inicial de biosorción (Ho y McKay, 1999)	

Fuente: Wang y Chen, 2009

2.5 CACAO

La fruta de origen selvático, conocida científicamente como *Theobroma cacao*, se encuentra principalmente en las regiones de Puno, Cuzco y Puerto Maldonado. Además de aprovecharse las semillas del fruto para la producción de chocolate, la cáscara del cacao también tiene usos beneficiosos. Se utiliza para hacer infusiones y puede ser empleada en la alimentación animal. Además, se pueden elaborar mermeladas utilizando el jugo de la cáscara. Para su aprovechamiento, la cáscara de las semillas de cacao se debe secar y moler. Se ha observado que la cáscara de cacao puede lograr altos porcentajes de remoción, llegando a alcanzar alrededor del 80% (Wang & Chen, 2009).

Las semillas del árbol *Theobroma cacao*, conocidas como granos de cacao, están compuestas por dos cotiledones y un pequeño embrión de la planta, todos ellos cubiertos

por la cáscara. Los cotiledones actúan como reservas de alimento para el desarrollo de la planta y se convierten en las primeras hojas cuando la semilla germina. Una parte importante del peso seco de la semilla es la grasa, conocida como manteca de cacao, que representa aproximadamente la mitad de su peso. La cantidad y las propiedades de esta grasa, como su punto de fusión y dureza, varían según la variedad de cacao y las condiciones ambientales. Las semillas pasan por un proceso de fermentación, que provoca cambios químicos tanto en la pulpa que las rodea como dentro de ellas mismas. Estos cambios son responsables del desarrollo del sabor a chocolate y del cambio de color de las semillas. (Wang & Chen, 2009).

Algunos resultados del análisis de la composición química de los granos de cacao luego de su fermentación y secado son:

Tabla 5

Análisis de la composición química del cacao

	% Máximo de cotiledón (o grano sin cáscara)	% Máximo de cáscara
Agua	3.2	6.6
Grasa (manteca de cacao, grasa de la cáscara)	57	5.9
Cenizas	4.2	20.7
<i>Nitrógeno</i>		
Nitrógeno total	2.5	3.2
Teobromina	1.3	0.9
Cafeína	0.7	0.3
Almidón	9	5.2
Fibra cruda	3.2	19.2

Fuente. Kakawsana Masa de cacao: La masa de cacao es producida a través de la molienda de los granos de cacao sin cáscara.



CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 REMOCION DE ARSENICO EN MEDIO ACUOSO MEDIANTE BIOSORCIÓN

3.1.1 Tecnologías convencionales para la remoción de arsénico

En los últimos años, se han desarrollado diversos métodos para la eliminación de iones metálicos del agua potable, tanto en entornos de laboratorio como en aplicaciones prácticas. Estos métodos de remoción se basan en procesos físicos, químicos y biológicos. Entre las tecnologías más utilizadas para la remoción de metales pesados del agua se encuentran (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008):

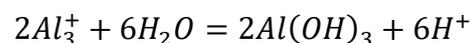
A. Precipitación química y filtración: En el método de precipitación química y filtración, se utiliza la adición de coagulantes como alúmina, cal, sales de hierro y polímeros orgánicos para lograr la precipitación de los metales. Además, se emplean técnicas de adsorción y co-precipitación con metales hidrolizantes como aluminio y hierro. Estas técnicas son comúnmente utilizadas para la remoción de metales pesados del agua (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008):

Aluminio

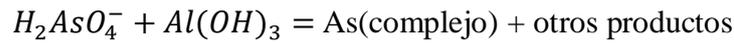
Disolución de aluminio:



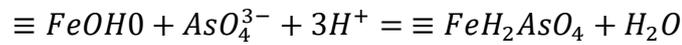
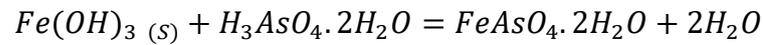
Precipitación de aluminio (ácido):



Co-precipitación (No estequiométrica, producto no definido):



Hierro



Donde [$\equiv FeOH0$] representa los sitios de la superficie del óxido.

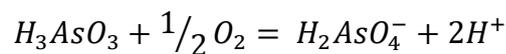
El precipitado resultante de la coagulación o la oxidación in-situ del hierro y manganeso presentes en el agua puede ser eliminado mediante procesos de sedimentación seguidos de filtración en arena, filtración directa o microfiltración (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008).

La coagulación con sales de hierro y aluminio, junto con el ablandamiento utilizando cal, son métodos ampliamente utilizados y efectivos para eliminar el arsénico del agua potable y cumplir con los estándares de calidad establecidos. Sin embargo, se presentan algunas limitaciones cuando la concentración inicial de arsénico es baja, lo cual requiere la oxidación del As (III) a As (V) antes de su remoción mediante los procesos mencionados (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008).

La eficiencia de este proceso depende de varios factores, como la hidrólisis del ion metálico, su estado de oxidación, el pH, la presencia de otros iones formadores de complejos, el tiempo de retención, la agitación, así como las características de sedimentación y filtración del precipitado resultante. No obstante, también existen limitaciones relacionadas con la diferencia de pH óptimo para la formación de hidróxidos metálicos, lo cual puede generar dificultades en el tratamiento de los efluentes que contienen iones metálicos

complejos. Además, se destaca la variabilidad en la solubilidad de los hidróxidos metálicos a un pH determinado (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008).

B. Proceso de reducción química. La mayoría de los métodos de tratamiento son altamente efectivos para eliminar el arsénico en su forma pentavalente (As(V)), por lo tanto, se requiere un proceso de oxidación como pretratamiento para convertir el arsenito (As(III)) a arsenato. Para lograr esta oxidación, se utilizan diferentes agentes químicos, como el oxígeno, el ozono, el cloro, el hipoclorito, el permanganato y el peróxido de hidrógeno. Entre estos agentes, el oxígeno atmosférico, el hipoclorito y el permanganato son ampliamente utilizados en países en desarrollo como métodos de oxidación previa al tratamiento del agua contaminada con arsénico (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008).

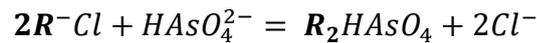


C. Intercambio iónico. Esta técnica se utiliza comúnmente para eliminar cationes o aniones no deseados del agua. En el caso de los cationes, se intercambian por iones H^+ o Na^+ . Los intercambiadores iónicos son principalmente polímeros sintéticos que contienen grupos iónicos activos, como el SO_3H , y están diseñados selectivamente para ciertos iones metálicos. También se pueden emplear materiales naturales como las zeolitas como medio de intercambio iónico. A medida que la capacidad de la resina se agota, es necesario regenerarla para su reutilización (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008).

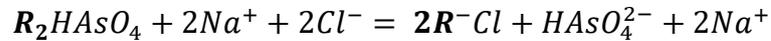
El intercambio iónico de arsénico y las ecuaciones de regeneración que utiliza sal común como agente de regeneración son.



Intercambio de arsénico:



Regeneración



Donde **R** simboliza la resina de intercambio iónico

Las restricciones en la aplicación del proceso de intercambio iónico para el tratamiento de efluentes inorgánicos se deben principalmente a su elevado costo y a los requisitos de sistemas de pretratamiento adecuados. El intercambio iónico es capaz de alcanzar concentraciones de iones metálicos en el rango de partes por millón, sin embargo, en presencia de altas cantidades de iones competidores mono y bivalentes como el sodio y calcio, el intercambio iónico es prácticamente inefectivo. (Wang y Chen, (2009)-Ahuja, S. (2008)

D. Procesos de membrana. Los procesos de membrana ofrecen diversas técnicas, como la filtración, la repulsión eléctrica, la ósmosis inversa, la electrodiálisis y la adsorción de compuestos afines al arsénico, para eliminar una amplia gama de sólidos disueltos, incluyendo las sales de arsénico. Estos procesos se basan en el uso de membranas selectivas con una fuerza motriz específica para lograr la concentración iónica deseada (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008).

La viabilidad de la microfiltración y la ultrafiltración como métodos para la eliminación del arsénico depende en gran medida del tamaño y la distribución de las partículas relacionadas con el arsénico presentes en el agua; las membranas de nanofiltración también son capaces de eliminar una parte significativa de los compuestos de arsénico disueltos en aguas naturales (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008).



En el caso de la ósmosis inversa, se utiliza una diferencia de presiones para transportar solventes a través de una membrana semipermeable mediante la aplicación de corriente a los electrodos. Esta tecnología es efectiva para eliminar constituyentes disueltos, incluyendo el arsénico en aguas subterráneas. Sin embargo, su aplicación se ve limitada debido a la sensibilidad a diversos contaminantes y características específicas del agua, lo que requiere pretratamiento para eliminar sólidos en suspensión. Además, estos métodos son costosos y requieren tecnología sofisticada y experiencia técnica, limitando su uso a gran escala y en países en desarrollo (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008).

E. Adsorción. El proceso de adsorción implica la utilización de un medio granular adsorbente para lograr la eliminación selectiva del arsénico presente en el agua, ya sea mediante ajuste de pH o sin él, y con o sin regeneración del medio. Se han desarrollado diversos medios filtrantes granulares adsorbentes que demuestran una alta eficiencia en la eliminación del arsénico del agua. Estos medios incluyen el uso de alúmina y carbón activado recubierto con óxido de hierro, así como otros medios comerciales disponibles. Estas tecnologías han demostrado consistentemente la capacidad de reducir los niveles de arsénico en el agua por debajo de los estándares nacionales e internacionales y las recomendaciones globales establecidas (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008).

En comparación con el proceso de precipitación, la efectividad de la adsorción puede verse más afectada por las características y los contaminantes presentes en el agua a tratar. Sin embargo, los costos de operación y mantenimiento tienden a ser menores y se requiere menos experiencia técnica para operar estos sistemas,



como se ha observado en sistemas a pequeña escala que utilizan esta tecnología. Por lo tanto, la adsorción y el intercambio iónico suelen utilizarse en sistemas de tratamiento relativamente pequeños cuando el arsénico es el único contaminante a tratar, o como un proceso complementario en el tratamiento de efluentes en sistemas más grandes. (Wang y Chen, 2009; Ahuja, S. 2008).

3.1.2 Ventajas y desventajas de las tecnologías convencionales para la remoción de metales pesados en medio acuoso.

Aunque la precipitación metálica utilizando álcalis de bajo costo, como la cal, ha sido la opción preferida, otras tecnologías de separación están ganando favorabilidad. La precipitación presenta desafíos como la necesidad de ajustar el pH, su falta de selectividad y la generación de grandes cantidades de lodo que requiere una disposición adecuada. Además, estos lodos pueden ser tóxicos, como en el caso del lodo de hidróxido metálico generado en el tratamiento de aguas residuales de la industria galvanoplástica, que se clasifica como residuo peligroso (Wang y Chen, 2009; Ahuja, 2008).

De manera general, los métodos convencionales no son efectivos en la eliminación de metales pesados en bajas concentraciones debido a su falta de selectividad; en el caso de la precipitación química y el tratamiento electroquímico, su eficacia disminuye cuando la concentración del metal se encuentra entre 1 y 100 mg/l (Cañizares-Villanueva, 2000).

Por otro lado, el intercambio iónico, las tecnologías de membrana y los procesos de adsorción utilizando carbón activado resultan ser demasiado costosos para tratar grandes volúmenes de agua y aguas residuales que contienen bajos



niveles de metales pesados, lo que limita su aplicabilidad a gran escala (Cañizares-Villanueva, 2000).

3.1.3 La adsorción como una alternativa para eliminar los metales pesados del agua

Según Nilanjana Das, la biosorción, que implica la captura pasiva de especies metálicas o metaloides de una solución acuosa utilizando materiales biológicos llamados biomasa, ofrece varias ventajas comparativas en comparación con los métodos convencionales de remoción de metales. En este proceso, los compuestos metálicos son atrapados por sitios químicos, conocidos como grupos de captura, que están naturalmente presentes y son funcionales incluso cuando la biomasa está muerta. Se pueden acumular grandes cantidades de metales a través de una variedad de procesos, ya sea dependientes o independientes del metabolismo.

Tanto la biomasa viva como la muerta, así como los productos celulares como los polisacáridos, pueden utilizarse para eliminar metales en soluciones acuosas:

Ventajas de la biosorción:

- **Bajo costo:** Los biosorbentes utilizados están compuestos de materiales naturales o residuos industriales que están disponibles en grandes cantidades.
- **Alto rendimiento y propiedades selectivas:** La capacidad de adsorción de diferentes tipos de biomasa puede ser selectiva para diferentes metales, y esto depende de factores como el tipo de biomasa, los procesos de preparación y la composición de la solución.



- **Capacidad de regeneración:** Algunos adsorbentes pueden ser reutilizados después de la recuperación del metal.
- **Generación reducida de lodos:** Se reduce la producción de lodos en comparación con otros métodos como la precipitación química.

Desventajas de la biosorción:

- **Rápida saturación:** La capacidad de adsorción está limitada por los sitios o grupos de captura disponibles, lo que puede llevar a una saturación rápida.
- **Limitaciones en los procesos biológicos:** En el caso del uso de biomasa muerta, las células ya no son capaces de metabolizar, lo que limita el potencial de mejora de los procesos biológicos.
- **Incapacidad para alterar la valencia del metal:** Cuando se utiliza biomasa muerta, no es posible alterar la valencia del metal mediante procesos biológicos.

3.1.4 Mecanismos de Adsorción.

El proceso de adsorción involucra la interacción entre un material biológico sólido (sorbente o biosorbente) y una solución líquida que contiene iones metálicos disueltos (sorbatos). Los sorbentes tienen una alta afinidad por los sorbatos, lo que permite la captura y eliminación de los metales a través de diversos mecanismos. Este proceso continúa hasta que se alcanza un equilibrio entre la cantidad de sorbato capturado en el material sólido y la porción restante en la solución. La afinidad del sorbente por el sorbato determina su distribución entre las fases sólida y líquida (Cnst et al., 1993).

La biosorción utilizando células vivas ocurre en dos etapas distintas. En la primera etapa, llamada biosorción pasiva, los iones metálicos se adhieren a la superficie de las células a través de interacciones con grupos funcionales presentes



en dicha superficie. Este proceso es rápido y no está influenciado por el metabolismo celular. Se emplean diferentes mecanismos de captura de iones metálicos, como la coordinación, formación de complejos, intercambio iónico, adsorción física y micro precipitación inorgánica; la biosorción pasiva es un equilibrio dinámico reversible de adsorción y desorción, donde los iones metálicos en la superficie celular pueden ser reemplazados por otros iones, agentes quelantes o ácidos (Cnst et al., 1993). En la segunda etapa, conocida como biosorción activa, los iones metálicos atraviesan la membrana celular y acceden al citoplasma de las células. Para lograr esto, los iones metálicos deben atravesar la pared celular compuesta por polisacáridos y proteínas con sitios activos capaces de capturar los iones metálicos; la composición de la pared celular varía entre diferentes grupos de microorganismos, como algas, cianobacterias y hongos, lo que resulta en diferencias significativas en su capacidad para capturar diferentes iones metálicos (Cnst et al., 1993).

Los biosorbentes derivados de diversas formas de biomásas en su estado natural tienen estructuras complejas que les permiten eliminar una amplia gama de contaminantes, aunque aún no se comprende completamente cómo lo hacen. Las sustancias poliméricas extracelulares (EPS) y los microorganismos están relacionados con la biosorción de metales contaminantes, ya que contienen diversos grupos químicos y funcionales capaces de atraer y capturar estos contaminantes. Algunos de los grupos con potencial para la captura de metales son las aminas, los carbonilos, los carboxilos, los hidroxilos, los fenólicos, los fosfatos, entre otros. Estos grupos pueden estar presentes en diferentes tipos de biomásas, como peptidoglicanos en bacterias y quitina y quitosano en hongos.



De acuerdo con la investigación realizada sobre la biosorción de Cr (VI) y Fe (III) en *Streptococcus equisimilis*, *S. cerevisiae* y *Aspergillus niger*, se ha confirmado que la captura de metales por microorganismos se lleva a cabo en dos etapas distintas. La captura pasiva se produce de manera rápida, mientras que la captura activa es un proceso más lento y está influenciado por el metabolismo y el transporte del metal. La biosorción puede ser clasificada según su dependencia del metabolismo celular y según la ubicación en la que tiene lugar. Se ha mencionado que los biosorbentes tienen la capacidad de recoger metales pesados con cierto grado de selectividad entre ellos (Volesky, 2000).

Los contaminantes, como los metales pesados, pueden ser removidos tanto por microorganismos vivos como por materiales biológicos muertos. La biosorción utilizando biomasas muertas es más fácilmente aplicable en comparación con la bioacumulación utilizando microorganismos vivos, ya que los últimos requieren un suministro constante de nutrientes y sistemas biológicos complejos en los bioreactores donde se lleva a cabo. Además, los microorganismos vivos están expuestos a condiciones adversas como toxicidad y cambios de pH (Cnst et al., 1993)

3.1.5 Factores que afectan la biosorción.

Según Volesky, en diversos grados, la capacidad de biosorción depende de:

- El estado de la biomasa (viva o muerta),
- El tipo de biomasa o biomaterial utilizado, incluyendo su preparación previa,



- Los componentes presentes en la solución, particularmente la concentración inicial del ion metálico,
- Las condiciones ambientales del proceso fisicoquímico, como el pH y la temperatura (Volesky, 2000).

Mientras que se ha reportado que el cambio de temperatura no tiene importancia significativa en los procesos de biosorción cuando se encuentra en el rango entre 20 y 35°C, el pH parece ser el parámetro más importante en los procesos de biosorción; este afecta la química de la solución metálica, la actividad de los grupos funcionales en la biomasa y la competencia de los iones metálicos (Cnst et al., 1993).

La concentración de biomasa presente en la solución juega un papel importante en la captura selectiva de metales; cuando la concentración de biomasa es baja, se pueden producir interferencias entre los sitios de captura. Sin embargo, investigaciones posteriores han demostrado que la disminución en la captura selectiva se debe principalmente a la reducción en la concentración metálica en la solución. Por lo tanto, es crucial tener en cuenta este factor al utilizar biomasa microbiana como biosorbente en cualquier aplicación (Cnst et al., 1993).

3.1.6 Variables independientes:

- Concentración inicial de arsénico en la muestra
- Biomasa del sorbente
- Tiempo
- pH

3.1.7 Variables dependientes:

- La cantidad de arsénico presente al final del tiempo de contacto.



- La eficiencia de remoción proporcionada por el material adsorbente utilizado.

3.2 TOMA DE MUESTRAS:

En la determinación del plomo, se han destacado dos opciones principales en el avance de los métodos de espectroscopía de absorción atómica: los métodos de cámara de Delves y de horno de grafito; el método de horno de grafito, conocido como análisis por absorción atómica con atomización electrotérmica utilizando un horno de grafito, presenta la ventaja de ser fácilmente automatizable; además, se trata de un método sencillo que ofrece una precisión y exactitud similares o incluso superiores al procedimiento de la cámara de Delves (Cnst et al., 1993).

En el caso del arsénico, la utilización de la espectroscopia de absorción atómica con generación de hidruros (EAA-GH), incrementa la sensibilidad en unas dos órdenes de magnitud, en relación con la espectroscopia de absorción atómica con llama (Cnst et al., 1993).

Determinación de Ni^{2+} . Según la Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público (Real Decreto 1 138/1990) X2, tanto el plomo como el cadmio y el arsénico, son considerados componentes tóxicos del agua, y la concentración máxima admisible, está fijada en 50 ppb para el plomo y el arsénico, y en 5 ppb para el cadmio; el zinc es considerado “componente no deseable” para las aguas de consumo humano y la concentración máxima admisible es de 5000 ppb (Cnst et al., 1993).

Los límites de detección se han definido por las distintas técnicas analíticas y son los siguientes: plomo y cadmio: 0,05 ppb; zinc (Cnst et al., 1993):

0,80 ppb y arsénico: 0,20 ppb.



Con estos criterios se han fijado tres categorías de niveles de contaminación, según los contenidos en los elementos estudiados (Cnst et al., 1993).

Los niveles que exceden las concentraciones máximas permitidas según la legislación vigente se denominan "niveles tóxicos"; los niveles que, aunque se detecten contenidos de los elementos estudiados, no superan las concentraciones máximas permitidas según la legislación vigente se denominan "niveles tolerables"; por otro lado, los "niveles no detectables" se refieren a aquellos en los que no se encuentran trazas de los elementos estudiados mediante las técnicas utilizadas en el análisis (Cnst et al., 1993).

3.3 REACTIVOS

- Arsénico estándar de calidad 99.99%
- Ácido sulfúrico al 72%
- Ácido clorhídrico ultrapuro al 30%
- Agua ultrapura
- Agua destilada

3.4 EQUIPOS

- Termómetro de precisión
- Medidor de pH digital
- Equipo de agitación y mezcla
- Horno de secado
- Refrigerador de almacenamiento
- Autoclave de esterilización
- Balanza de alta precisión
- Voltímetro/amperímetro [modelo 797 VA Computrace Metrohm]

3.5 MATERIALES



- Vasos de precipitación de diferentes capacidades (100 ml, 600 ml, 1000 ml)
- Matraces Erlenmeyer de diferentes capacidades (500 ml, 100 ml)
- Pipetas de diferentes volúmenes (10 ml, 1 ml) y micro pipetas (10 μ l, 250 μ l)
- Pissetas para dispensar líquidos
- Frascos de polietileno para la conservación de muestras
- Embudos de vidrio para filtración
- Papel filtro cuantitativo sin cenizas, Grado 40 (8 μ m, diámetro de 125 mm)
- Mallas para ensayos granulométricos según la especificación ASTM.

3.6 METODOS Y PROCEDIMIENTOS APLICADOS

3.6.1 Preparación de los biosorbentes

Se llevó a cabo la trituración en seco de todas las muestras vegetales utilizando una licuadora convencional. Después, se realizaron los tamizados utilizando mallas estándar ASTM de tamaño 44, que están diseñadas específicamente para análisis granulométrico. Se seleccionaron las partículas cuyos tamaños estaban comprendidos entre 150 y 420 μ m, correspondientes a las mallas N°100 y 40. Para garantizar una preparación adecuada de las muestras, estas se desecaron a una temperatura de 105°C durante al menos 16 horas antes de realizar los ensayos de biosorción (Cantle, 1982).

3.6.2 Preparación de las muestras de arsénico en medio acuoso

Las muestras de agua contaminadas con arsénico se prepararon utilizando una solución madre de arsénico de alta pureza (99.99%) y agua destilada. Se preparó una solución base inicial con una concentración de 1,000 μ g/l (1 mg/l), a partir de la cual se realizaron diluciones utilizando agua destilada para obtener las



concentraciones necesarias para los ensayos. Se tomaron muestras de blanco en cada caso para verificar las concentraciones iniciales (Cantle, 1982).

Las concentraciones de arsénico utilizadas en el estudio abarcaron un rango de 25 a 1,000 $\mu\text{g/l}$, lo cual representa de 2.5 a 100 veces el límite máximo recomendado por las guías de calidad de agua potable y las regulaciones en Perú. Estas concentraciones fueron seleccionadas para incluir el espectro de niveles reportados en fuentes naturales del sur de Perú y otras áreas donde se ha detectado contaminación por arsénico (Cantle, 1982).

3.6.3 Niveles de arsénico en aguas, en relación con la zona de procedencia

No se encontraron diferencias significativas en los niveles tóxicos entre las distintas comunidades estudiadas. Sin embargo, al analizar las muestras de agua con niveles tolerables, se observó que la zona de la Sierra presentaba un porcentaje más alto de muestras con trazas de arsénico en comparación con las demás áreas (Cantle, 1982).

El agua utilizada en este estudio proviene de fuentes como ríos y manantiales ubicados en la zona de Puquial Yanapucjio Fundición, en el distrito de San Antonio, provincia de Puno, Región de Puno. Las coordenadas UTM Este y Norte corresponden a E348806 y N-8214145. Para llevar a cabo este proyecto, se utilizaron los laboratorios de análisis químico instrumental y control de calidad de la Facultad de Ingeniería Química (Cantle, 1982).



3.6.4 Variación de la capacidad (porcentaje) de remoción en función de la masa de sorbente en la muestra.

El objetivo de este estudio fue determinar el valor de masa del sorbente que ofrece la mayor remoción dentro del rango evaluado y establecer una correlación entre los resultados experimentales y los modelos de biosorción de soluto simple (Cantle, 1982).

3.6.5 Variación de la capacidad (porcentaje) de remoción en función de la concentración inicial del arsénico en la muestra.

El objetivo de este estudio fue determinar el valor de concentración inicial de arsénico que resulta en la mayor remoción dentro del rango evaluado (Cantle, 1982).

3.6.6 Variación de la capacidad(%) de remoción en función del tiempo y parámetros de masa y concentración.

La técnica de Espectrometría de Absorción Atómica de Llama (FAAS) es ampliamente conocida y reconocida por su simplicidad y selectividad para el arsénico. Sin embargo, los límites de detección de esta técnica no son lo bastante sensibles como para realizar la determinación de arsénico en la mayoría de las muestras reales (Cantle, 1982).

El acoplamiento del generador de hidruros al espectrómetro de absorción atómica (GH-AAS) proporciona la sensibilidad necesaria. La técnica de generación de hidruros, basada en la reacción de Marsh y Gutzeit con zinc como reductor, es bien conocida desde hace muchos años (Burguera et al., 1991). En 1969, Holak la utilizó para mejorar la determinación de arsénico, que presenta



dificultades en su análisis por AAS debido a su baja longitud de onda (193,7 nm). En la actualidad, esta técnica se utiliza con éxito para reducir los límites de detección (Cantle, 1982).

La técnica de GH-AAS consta de tres etapas fundamentales: la generación y volatilización del hidruro, su transferencia y su posterior atomización en el espectrómetro de AA; en este estudio, la generación del hidruro se logra mediante el tratamiento de la muestra que contiene arsénico con una disolución de borohidruro de sodio (NaBH_4) en medio ácido (HCl) (Cantle, 1982).

En el contexto de la generación de hidruros, H^* representa el hidrógeno naciente, "A" representa el elemento formador de hidruro y "m" representa su estado de oxidación, que puede o no coincidir con "n", el índice de coordinación (Cantle, 1982).

Aunque el borohidruro de sodio es el reductor universalmente utilizado, la reacción es completa y rápida cuando se trata de la especie inorgánica As (III). Sin embargo, en el caso de As(V) y las especies orgánicas monometilarsénico (MMA) y dimetilarsénico (DMA), la reacción es muy lenta, por lo que se requiere una reducción previa utilizando yoduro de potasio o L-cisteína (Cantle, 1982).

Entre los diferentes sistemas de generación de hidruros, aquellos que combinan la inyección en flujo con la posterior detección por espectrometría de absorción atómica son ampliamente utilizados en la determinación total de arsénico; estos métodos son sensibles, rápidos y minimizan los efectos de las interferencias en comparación con los métodos tradicionales (Jiménez de Blas et al., 1996). Además, se consideran más convenientes y apropiados para el análisis (Anderson et al., 1986).



Los métodos continuos de análisis (Flow Injection Análisis) se refieren a aquellos procesos analíticos en los que la concentración del analito es medida sin interrumpir un flujo de líquido o gas; la mezcla del hidruro con el resto de la dilución es bombeada a un separador gas-líquido, donde una corriente de gas inerte (generalmente argón) impulsa el hidruro hacia la llama liberándolo de la disolución (Menéndez Alonso, 1995). La atomización del hidruro se realiza en un tubo de cuarzo en forma de "T" que, calentado por la llama, aumenta el tiempo de residencia de los átomos y evita la dispersión de estos y el ruido de fondo; la señal generada se almacena en un registrador de tipo continuo (Jiménez de Blas et al., 1996).

El objetivo de este trabajo es optimizar las variables clave (flujo de gas de arrastre y concentración de reactivos) que influyen en la señal analítica para la determinación de arsénico total en muestras de agua utilizando métodos continuos de análisis. Dado el número considerable de variables involucradas, es necesario realizar esta optimización inicialmente. En este estudio, se describe el procedimiento seleccionado, que permite obtener una respuesta analítica rápida y un consumo de reactivo reducido (Jiménez de Blas et al., 1996).

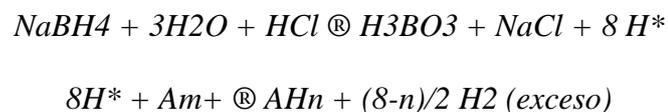
Este trabajo se enmarca dentro de un proyecto de investigación más amplio cuyo objetivo es llevar a cabo la especiación del arsénico en diversas muestras medioambientales (Jiménez de Blas et al., 1996).

3.7 APARATOS Y PROCEDIMIENTO ANALÍTICO:

En este estudio, se utilizó un Espectrofotómetro UV-Visible METROLAB Mod. 4200 equipado con un microcomputador y un corrector de fondo incorporado; además, se empleó un generador de hidruro/separador gas-líquido construido en el laboratorio; el



equipamiento utilizado en este trabajo se representa de forma esquemática (Anderson et al., 1986).



El sistema utilizado en este trabajo consiste en una bomba de cuatro vías. Una de las vías se utiliza para el ingreso de la muestra a una velocidad de flujo de 0,50 ml/min, mientras que las otras tres vías se utilizan para los reactivos: solución pre-reductora de Yoduro de potasio, solución reductora de Borohidruro de sodio y ácido clorhídrico, todos con una velocidad de flujo de 0,50 ml/min; en este estudio, se empleó un sistema de pre-reducción, utilizando una solución de KI al 1% para todos los análisis realizados (Anderson et al., 1986).

3.7.1 Reactivos:

Se utilizaron reactivos de grado analítico en todos los casos. El agua destilada empleada para preparar las soluciones reactivas y estándar fue lo suficientemente pura para nuestros fines. Para preparar la solución estándar de 1,0 mg ml⁻¹ de As (III), se disolvió el óxido correspondiente en una solución de NaOH al 0,5% (m/v) (Anderson et al., 1986).

Todo el material volumétrico de vidrio utilizado en la preparación de reactivos y disoluciones se sometió a un baño de HNO₃ al 30% durante 24 horas. Luego se enjuagó con agua destilada y se secó antes de su utilización (Anderson et al., 1986).



3.7.2 Diseño analítico:

Se llevaron a cabo estudios para analizar la influencia de las concentraciones del reductor y del ácido, así como del flujo del gas de arrastre (Argón) en el sistema utilizado (Anderson et al., 1986).

En cuanto a la evaluación estadística de la influencia de la concentración del ácido clorhídrico, el flujo de argón y el borohidruro de sodio, se utilizó un diseño factorial con 35 niveles para la concentración del ácido clorhídrico y 37 niveles para el flujo de argón (Anderson et al., 1986).

3.7.3 Curva de calibración:

Establecidas las mejoras condiciones experimentales para las variables estudiados se validó el método por medio de una curva de adiciones estándar de una muestra de arsénico (III) a una muestra de agua, en el rango de 25 mg l-1 a 250 mg l-1, con tres repeticiones (Anderson et al., 1986).

3.7.4 Pruebas de adsorción de arsénico

Se utilizó una solución con una concentración de arsénico de 0.5 mg/L preparada con agua desionizada y arsenato de sodio, $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, para realizar las pruebas de adsorción (Anderson et al., 1986).

Con el objetivo de evaluar la capacidad de adsorción de los materiales acondicionados con óxidos de hierro, se llevó a cabo un plan experimental individual para cada material. El diseño experimental utilizado fue un diseño factorial 2^k , donde k representa el número de factores con dos niveles cada uno. El propósito de utilizar este enfoque es considerar la información existente sobre los factores que influyen en el proceso de adsorción de arsénico en óxidos



metálicos, de modo que se pueda seleccionar el material que proporcione los resultados de remoción más favorables (Anderson et al., 1986).

Los valores a ser estudiados se obtuvieron a partir de experimentos previos en el laboratorio sobre la adsorción en óxidos metálicos, así como de una revisión documental sobre la química del arsénico en medios acuosos. Según la información recopilada en estos trabajos, el pH del agua, la cantidad de sorbente y el tiempo de contacto entre el sorbente (zeolita acondicionada) y la solución que contiene el arsénico son algunos de los factores más importantes que pueden influir en la transferencia de arsénico de la fase líquida a la fase sólida (Anderson et al., 1986).

El parámetro utilizado como indicador de la eficiencia de adsorción fue el porcentaje de arsénico inicialmente adsorbido en cada prueba (Anderson et al., 1986).

3.7.5 Consideraciones sobre la disposición de biomásas usadas en la remoción de metales pesados.

Aunque la biosorción presenta una ventaja comparativa al reducir la generación de lodos y otros subproductos durante el tratamiento del agua, el manejo adecuado de los materiales biosorbentes una vez que han alcanzado su capacidad de saturación sigue siendo un desafío sin una solución clara; debido a las altas concentraciones de metales pesados presentes en estos lodos, no es posible utilizarlos como acondicionadores de suelos, que es una opción común para la disposición final de los lodos generados en el tratamiento biológico de aguas residuales (Cnst et al., 1993).



Se están llevando a cabo investigaciones experimentales sobre el uso de procesos de recuperación de metales pesados, como la desorción, precipitación o electrodeposición, como posibles métodos para reducir la carga contaminante de los biosorbentes saturados antes de su disposición final; según la literatura consultada, se ha observado que el proceso de desorción está fuertemente influenciado por el pH del medio en el que se lleva a cabo, aunque estos métodos todavía se encuentran en una fase experimental (Cnst et al., 1993). Además, existen otras alternativas como la disposición en rellenos sanitarios, la incineración e incluso el enterramiento controlado de estos desechos, que podrían utilizarse para la disposición final de los materiales biosorbentes una vez que su capacidad de biosorción se haya agotado. Sin embargo, es necesario realizar un análisis exhaustivo y una evaluación cuidadosa de estos métodos en términos de su impacto ambiental y seguridad (Cnst et al., 1993).

3.7.6 Modelación de los procesos de biosorción

Las pruebas preliminares de sistemas de adsorción sólido-líquido están basadas en dos tipos de investigaciones: a) ensayos en sistemas en lote (sistemas *batch*) de equilibrio de sorción y b) estudios dinámicos de sorción en flujo continuo; el equilibrio de los procesos de biosorción es descrito usualmente mediante la asociación de los puntos experimentales con modelos representados por las isothermas de equilibrios de adsorción (Cnst et al., 1993).

3.7.7 Modelación del equilibrio de biosorción.

Los modelos de Langmuir y Freundlich son dos modelos de isothermas de equilibrio de sorción ampliamente aceptados para sistemas de solutos simples; la de Langmuir basada en una adsorción mono capa, mientras que la de Freundlich



está desarrollada para superficies heterogéneas; el modelo BET describe la adsorción multicapa en la superficie de adsorbente y asume que las isothermas de Langmuir se aplican en cada una de ellas (Cnst et al., 1993).

Los modelos empíricos en la biosorción no capturan los mecanismos de captura del sorbato y carecen de una interpretación física significativa. Volesky y Horan han señalado que los resultados de estos modelos no pueden extrapolarse ni predecir conclusiones para sistemas que operan en diferentes condiciones. Tanto el modelo de Langmuir como el de Freundlich, que son modelos básicos, no incorporan factores ambientales, aunque son capaces de describir las isothermas de biosorción en varios casos. Para abordar sistemas de biosorción que involucran dos o más iones metálicos, se han desarrollado diversos modelos extendidos basados en los modelos de Langmuir y Freundlich (Volesky y Horan, 2012).

Estos modelos pueden ser aplicados a pH constante para la modelación del equilibrio de biosorción en presencia de un metal; los parámetros de las ecuaciones pueden ser utilizados para comparar el rendimiento de los biosorbentes (Volesky y Horan, 2012).

3.7.8 Modelación de la cinética de biosorción en sistemas en lote.

Se han sugerido numerosos modelos para describir el orden de la reacción de los sistemas de biosorción basados en la concentración en solución; las ecuaciones de primer orden de Lagergren y la ecuación de pseudo-segundo orden son los modelos cinéticos más usados para describir los procesos de biosorción (Volesky y Horan, 2012).



3.7.9 Ensayos de biosorción de metales pesados en medio acuoso

Uno de los desafíos iniciales para los investigadores ha sido identificar las biomásas más adecuadas que estén ampliamente disponibles y sean de bajo costo, para su aplicación a gran escala; en años anteriores, se han comparado de manera cuantitativa una amplia gama de tipos de biomasa y sus capacidades de biosorción bajo condiciones variables; no obstante, aún se continúa probando nuevos tipos de biomasa que sean económicos y altamente efectivos, en busca de opciones más prometedoras (Volesky y Horan, 2012).

3.7.10 Experiencias en el uso de materiales vegetales y de desecho como biosorbentes para la remoción de metales pesados.

Biosorbentes como materiales de desecho agroindustrial, hongos, algas, bacterias y levaduras han sido investigados en numerosos estudios. Estas biomásas tienen la capacidad de capturar iones metálicos, ofreciendo una alternativa potencialmente más económica en comparación con los absorbentes convencionales (Smith et al., 2010).

Sin embargo, se ha observado que el uso de células vivas conlleva desafíos, ya que están expuestas a los efectos tóxicos de los metales pesados y requieren la adición de nutrientes, lo que puede aumentar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO) del efluente; por estas razones, el uso de biomateriales o células muertas como compuestos de captura de metales está ganando ventaja. Las células muertas no se ven afectadas por los iones tóxicos y requieren menos cuidado y mantenimiento, lo que reduce los costos; además, las biomásas muertas pueden ser regeneradas y reutilizadas más fácilmente (Johnson et al., 2015).



Estos materiales biosorbentes para la eliminación de metales pesados pueden asociarse típicamente a las siguientes categorías: bacterias, hongos, algas, plantas, residuos agrícolas y agroindustriales, y otros materiales polisacáridos; en general, todos los tipos de biomateriales han demostrado una buena capacidad de biosorción para toda una gama diversa de metales pesados; hay muchas revisiones que analizan el uso de biosorbentes en el tratamiento de aguas y aguas residuales que contienen metales pesados (Johnson et al., 2015).

La turba, la madera, la corteza de árbol, las cáscaras de plátano, las vainas de soja y algodón, el salvado de arroz, el serrín, la lana, la cáscara de naranja y otros subproductos agrícolas han sido ampliamente examinados para la eliminación de metales del agua y han demostrado su eficacia; según Johnson et al. (2015), estos residuos agroindustriales biosorbentes representan una fuente inagotable de materiales baratos y no peligrosos que son específicamente selectivos para los metales pesados y pueden eliminarse de forma directa mediante incineración (Johnson et al., 2015).

Diversos ensayos utilizando una variedad de productos y desechos agrícolas, agroindustriales y otros desechos se han desarrollado con resultados variables. Una lista no exhaustiva de dichos materiales incluye: cereales (morón, arroz, trigo), frutas (generalmente residuos de su procesamiento industrial: cáscaras, semillas, etc.), levaduras, cortezas de plantas y árboles, aserrín, entre otros. La variabilidad en el uso de estos materiales depende de su disponibilidad en la zona de estudio, así como experiencias anteriores en el uso de materiales similares en procesos de biosorción (Johnson et al., 2015).



La Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Ingeniería en Lima, Perú, ha realizado específicamente pruebas para evaluar la capacidad de materiales naturales, fácilmente disponibles en el mercado local, para remover metales pesados. Estas pruebas han involucrado diversos materiales, incluyendo trigo, morón, maíz, arveja, papa, coco, totora, tara, caña de azúcar, bacterias (*Bacillus sp 1*) y levaduras (*Saccharomyces cerevisiae*). Los ensayos han abarcado tanto muestras naturales como muestras preparadas, con el objetivo de mejorar su rendimiento mediante técnicas como el lavado con etanol. Los resultados obtenidos han demostrado capacidades de eliminación variables, con una media en torno al 60%, pero alcanzando hasta el 96% en algunos casos (datos no publicados) (Johnson et al., 2015).

A. Porcentajes de remoción en función de la masa de sorbente. Se llevaron a cabo ensayos para evaluar los porcentajes de remoción en relación con la cantidad de sorbente utilizado. Se añadieron diferentes cantidades de sorbente (1,5 g, 2,5 g, 3,5 g, 4,5 g y 5,5 g) a una solución de arsénico de concentración 0,0158 g/ml en un volumen de 300 ml. Los ensayos se realizaron a temperatura ambiente con agitación constante durante 60 minutos, utilizando el pH natural de las muestras (Johnson et al., 2015).

B. Porcentajes de remoción de arsénico en función del tiempo. Se agregó una masa constante de 1 gramo de las masas de los sorbentes en 300 ml de solución de 0.0158 mg/l de arsénico por tiempos variable entre 15 minutos y 90 minutos; Los ensayos fueron realizados a temperatura ambiente utilizando el pH natural de las muestras (Johnson et al., 2015).



C. Correlación de resultados con los modelos de Adsorción. Los resultados obtenidos en los ensayos anteriormente mencionados fueron analizados utilizando los modelos de equilibrio de sorción para sistemas de solutos simples: isothermas de Langmuir y Freundlich; Del mismo modo se definieron los modelos de cinética de sorción de primer y pseudo-segundo orden para cada una de las especies vegetales (Johnson et al., 2015).

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores del porcentaje de remoción obtenidos se encuentran cercanos al 80%. La especie que presentan este valor más elevado: cáscaras de semilla de cacao (*Theobroma cacao*). Los máximos porcentajes de remoción fueron mayores a 30%;

La tabla que se muestra a continuación resume los valores máximos registrados. Es importante destacar que estos resultados corresponden a los porcentajes máximos de remoción obtenidos en todas las pruebas y mediciones realizadas para cada especie. No se indica que se hayan utilizado diferentes condiciones de ensayo para una determinación específica (Jo, 2015).

Una vez realizado la Adsorción del Arsénico (As) de las aguas del manantial nos servirán para el consumo de la población utilizando para el uso doméstico, riego de sus cultivos o consumo de sus animales, reducir los niveles de contaminación de que se genera en el manantial Yanapucjio Fundición del centro poblado de Yanapucjio Fundición del distrito de San Antonio provincia de Puno.

Tabla 6

Porcentajes de remoción reportados por la muestra

Muestra de Cacao	Dosis Sorbente	concentración de Arsénico [As] _i	concentración de Arsénico [As] _f	Tiempo de Contacto	% de Remoción
M1	1.5 g/L	0.0158 mg/L	0.0125 mg/L	15 min	20.886
M2	2.5 g/L	0.0158 mg/L	0.0108 mg/L	30 min	31.646
M3	3.5 g/L	0.0158 mg/L	0.0099 mg/L	45 min	37.342
M4	4.5 g/L	0.0158 mg/L	0.0095 mg/L	60 min	39.873
M5	5.5 g/L	0.0158 mg/L	0.0094 mg/L	75 min	40.506

Tiempo de contacto para el cual se reportó la mayor remoción para la especie indicada.

Tabla 7

Porcentajes de remoción en función de la masa de sorbente

masa del Sorbente	% de Remoción de arsénico
1.5 g/L	20.886
2.5 g/L	31.646
3.5 g/L	37.342
4.5 g/L	39.873
5.5 g/L	40.506

Las masas reales de sorbentes variaron en +/- 1% con respecto a la cantidad indicada

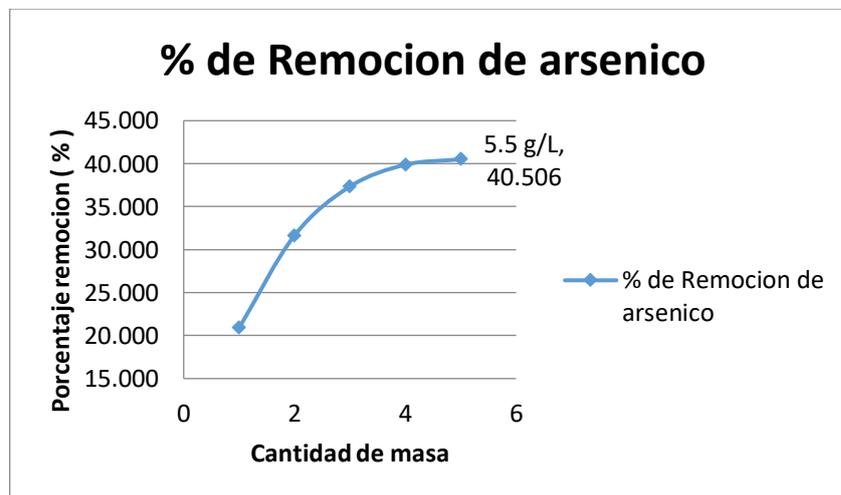


Figura 3. *Porcentajes de remoción en función de la masa de sorbente*

Del grafico se puede concluir que, a mayor cantidad de masa de sorbente la cantidad de As removido es mayor.

Tabla 8

Porcentajes de remoción en relación a la concentración inicial de arsénico

Muestras	[As] inicial (mg/L)	% de Remoción
M1	0.0158	20.886
M2	0.0158	31.646

M3	0.0158	37.342
M4	0.0158	39.873
M5	0.0158	40.506

Tabla 9

Porcentajes de remoción de arsénico en función del tiempo

Tiempo (min)	% de arsénico residual en e agua
15	79.114
30	68.354
45	62.658
60	60.127
90	59.494

Las muestras fueron Analizadas por la Cinética de Primer Orden.

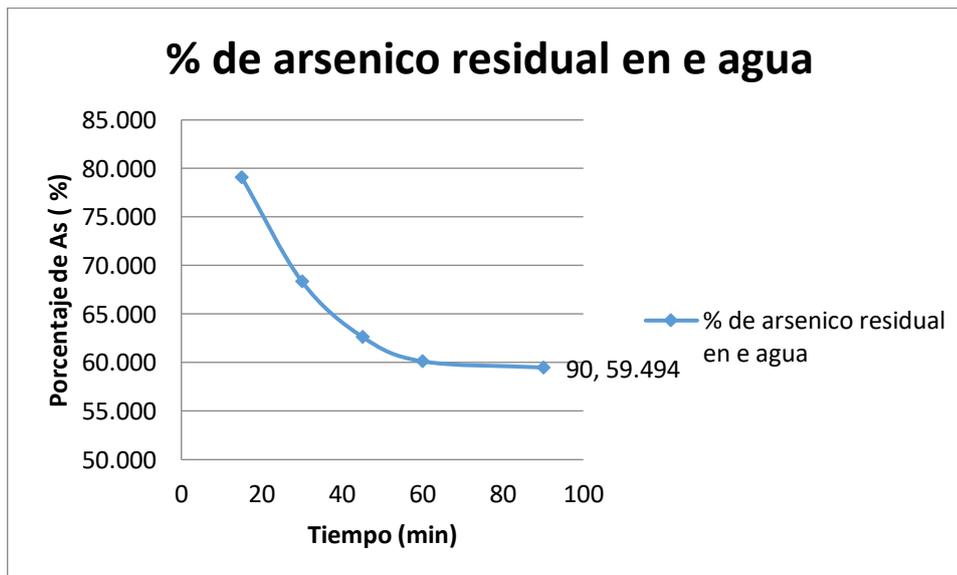


Figura 4. Porcentajes de remoción de arsénico en función del tiempo

Se concluye que el porcentaje de As residual (el que no ha sido adsorbido por el cacao) está en función al tiempo de exposición; a mayor tiempo menor es la cantidad de As residual

4.1 MODELAMIENTO DEL EQUILIBRIO DE ADSORCIÓN



Se realizaron análisis de correlación entre los porcentajes de remoción obtenidos en el laboratorio y los modelos de equilibrio de biosorción de soluto simple (isotermas de Freundlich y Langmuir). Estos análisis se llevaron a cabo mediante regresiones lineales y logarítmicas, y los resultados se presentan en la tabla adjunta. Los parámetros de Freundlich y Langmuir corresponden a los valores asociados a los resultados experimentales obtenidos para las muestras de las especies mencionadas (Johnson et al., 2015).

Tabla 10

Parámetros de las isotermas de Freundlich y Langmuir para el equilibrio de adsorción de los sorbentes analizados.

Muestra	Freundlich			Langmuir		
	K	n	R	qmax	b	R
cacao	3.13×10^{-6}	0.6376	0.969	NA		

N.A.: No aplica. Los datos obtenidos en laboratorio no se correlacionan con la ecuación de Langmuir ($q_{max} < 0$).



4.2 DISCUSION

4.2.1 Maxima remocion en funcion de la masa de sorbente

Los resultados obtenidos muestran que el valor de masa que proporcionó las mayores reducciones de arsénico en agua varía según la especie, siendo de 3.5 g/L.

4.2.2 Rendimiento máximo en relación a la concentración inicial de arsénico

Los resultados obtenidos revelan que la concentración inicial de arsénico que genera las mayores remociones de este metal en medio acuoso varía según la especie. En el caso de las especies mencionadas, la capacidad de remoción informada siempre aumenta a medida que la concentración inicial de arsénico aumenta. Sin embargo, para todas las demás especies, la variación en el porcentaje de remoción en relación con la concentración de arsénico muestra un crecimiento inicial hasta alcanzar un máximo, después del cual disminuye.

4.2.3 Modelos de biosorción de soluto simple

Los resultados obtenidos para todas las especies vegetales fueron contrastados con los modelos de biosorción de soluto simple propuestos por Langmuir y Freundlich. De acuerdo con estas comparaciones, las muestras analizadas mostraron una mejor correlación con la isoterma de Freundlich, ya que se obtuvieron coeficientes de correlación superiores en relación con el modelo de Langmuir.



V. CONCLUSIONES

- Se caracterizó las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición donde se determinó una concentración Inicial de As de 0.0158 mg/L mediante el proceso de Análisis fisicoquímico la cual nos indica que la concentración inicial de As presente en la muestra de agua no es apta para el consumo, porque sobrepasa los límites máximos permisible que indica la categoría A1 de los “Estándares de Calidad Ambiental Para el Agua”, D.S. N°015-2015 MINAM.
- La especie vegetal analizada (*Theobroma cacao*) evidencia capacidad de remover arsénico en medio acuoso en concentraciones de 0.0158 mg/L. Dicha capacidad es variable y depende de la masa del Adsorbente y la concentración de arsénico presente. Los resultados obtenidos varían entre 20.886% hasta 40.506% de remoción.
- La cascara de cacao, con los modelos de cinética de biosorción en sistemas en lote de primer y pseudo-segundo orden.
- Al analizar los resultados y compararlos con los modelos de adsorción de solutos simples, se observa una mayor correlación con el modelo de Freundlich para todas las especies. En este caso, todos los coeficientes de correlación (R) son superiores a 0.90. Por otro lado, en relación al modelo de Langmuir, se observa una falta de correlación (tendencia inversa) o coeficientes de correlación reducidos. Además, se realizó una comparación adicional utilizando el modelo BET, donde los coeficientes de correlación resultaron ser menores que en el caso de las isothermas de Freundlich.



- Realizado la Adsorción del Arsénico (As) de las aguas del manantial se determina que la remoción, redujo la presencia de As en la concentración inicial de las aguas del manantial puquial Yanapucjio Fundición, quedando apta para el consumo de la Población utilizándolo para el consumo doméstico, riego de sus cultivos o consumo de sus animales mediante la adsorción de As con la cascara de cacao (*Theobroma cacao*) se reduce los niveles de contaminación que se genera en el manantial Yanapucjio Fundición del Centro Poblado de Yanapucjio Fundición del Distrito de San Antonio Provincia de Puno y Región de Puno.



VI. RECOMENDACIONES

- En el cacao, hacer un pre-tratamiento de la muestra para remover su contenido graso y evitar interferencias en la determinación de la concentración de arsénico utilizando volta-amperímetro.
- Basado en los resultados de la presente tesis, identificar mecanismos mejorar la capacidad de remoción en la especie analizada. Según la bibliografía consultada, la modificación física, química y celular de los Adsorbentes podrían ser utilizados.
- Verificar la capacidad de remoción de estos Adsorbentes utilizando sistemas más complejos (por ejemplo, múltiples especies metálicas en simultáneo o muestras de agua de origen natural).
- En especial para las especie que se correlaciona satisfactoriamente con los modelos de cinética y equilibrio de Adsorción, diseñar sistemas continuos para remoción de arsénico (por ejemplo, columnas de lecho fijo) con miras al desarrollo de tecnologías efectivas y de bajo costo que puedan ser utilizadas en casos en que otras tecnologías especializadas no sean accesibles debidos a su alto costo y complejidad de operación.
- Retomar, como parte de la línea de investigación de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del altiplano, la identificación de materiales y sistema de tratamiento de bajo costo para la Adsorción de metales pesados y su aplicación a nivel local, particularmente su uso por parte de comunidades que consumen agua de fuentes contaminadas y no cuentan con recursos para la instalación de otros medios de tratamiento del agua para consumo.



VII. REFERENCIA BIBLIOGRAFICAS

- Ahuja, S. (2008) Arsenic Contamination in Groundwater: Mechanism, analysis and remediation. John Wiley and Sons. Inc. West Sussex, United Kingdom.
- Aviles, M. y Pardón, M. (2000) Remoción de arsénico de agua mediante coagulación–floculación a nivel domiciliario. *Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, FEMISCA*
- Benitez, M., Osicka, R., Gimenez, M. y Garro, O. (2000) Arsénico total en aguas subterráneas en el centro oeste de la provincia de Chaco. *Comunicaciones Científicas y Tecnológicas.*
- Bojorquez, J. (2010) Evaluación de la contaminación por arsénico del agua para consumo humano y su riesgo potencial en la comunidad campesina de Carancas, Puno. Tesis. Universidad Agraria de la Molina. Lima, Perú.
- Cañizares-Villanueva (2000). R.O.; Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana, *Revista Latinoamericana de Microbiología.*
- Chong, S.H.; Jung, H.; Chung, H.; Lee, M.Y. y Yang, J. (1998). Removal of heavy metals from aqueous solution by apple residues, *Process Biochemistry.*
- Chu, K.H. (2003). Prediction of two-metal biosorption equilibria using a neural network, *The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection.*
- Cnst, D.R.; Crist, R.H.; Martin, J.R. y Watson, J. (1993). Ion exchange system in proton-metal reactions with algal cell walls, en *Metals-Microorganisms Relationships and Applications, FEMS Symposium Abstracts, Metz, France, Bauda, P. (ed.), Societé Française de Microbiologie, Paris, France.*
- Connell, D.W. y Miller, G.J. (1984). *Chemistry and ecotoxicology of pollution*, John Wiley & Sons, New York, USA.



- Cooney, D.O. (1999). Adsorption design for wastewater treatment, CRC Pres, INC., Boca Raton (Florida), USA.
- Coupal, B. y Lalancette, J.M. (1976). The treatment of waste waters with peat moss, Water Research.
- Crist, R., H.; Oberholser, K.; Schwartz, D.; Marzoff, J.; Ryder, D. y Cnst, D.R. (1988). Interactions of metals and protons with algae, Environmental Science & Technology.
- Crist, R., H.; Oberholser, K.; Shank, N. y Nguyen, M. (1981). Nature of bonding between metallic ions and algal cell walls, Environmental Science & Technology.
- Crist, R.H.; Martin, J.R.; Guptill, P.W. y Eslinger, J.M. (1990). Interaction of metals and protons with algae. 2. Ion exchange in adsorption and metal displacement by protons, Environmental Science & Technology.
- Crist, R.H.; Oberholser, K.; Wong, B. y Crist, D.R. (1992). Amine-algae interactions: cation exchange and possible hydrogen binding, Environmental Science & Technology.
- Cussler, E.L. (1997). Difussion-mass transfer in fluid systems, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Darnall, D.W.; Greene, B.; Henzl, M.T.; Hosea, J.M.; McPherson, R.; Sneddon, J. y Alexander, M.D. (1986). Selective recovery of gold and other metal ions from an algal biomass, Environmental Science & Technology.
- Das, D.D.; Mahapatra, R.; Pradhan, J.; Das, S.N. y Thakur, R.S. (2000). Removal of Cr (VI) from aqueous solution using activated cow dung carbon, Journal of Colloid and Interface Science.



- Díaz de Santos (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales, APHA; AWWA y WPCJ Madrid, España.
- Flores, Y. (1999) Análisis químico toxicológico y determinación del arsénico en aguas de consumo directo en la provincia de Huaytará, Departamento de Huancavelica. Tesis (Lic.), UNMSM. Facultad de Farmacia y Bioquímica. Título de Químico Farmacéutico. Lima, Perú.
- Juárez, H. (2006) Contaminación del río Rímac por metales pesados y efecto en la agricultura en el cono este de Lima Metropolitana. Universidad Agraria de la Molina. Lima, Perú.
- Kotrva, P., Mackova, M. y Macek, T. (2011) Potential of Biosorption Technology. *Microbial Biosorption of Metals*. Springer Science + Business Media, Netherlands.
- Modak, J. M. y Natarajan, K.A. (1995) Biosorption of metals using non-living biomass-a review. *Minerals and Metallurgical Processing*.
- Ravenscroft P, Brammer H y Richards, K. (2009). Arsenic Pollution: A Global Synthesis. John Wiley and Sons. Inc. West Sussex, United Kingdom.
- Saha, K.C. (2003). Diagnosis of arsenicosis. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. Volumen 38, Issue.
- Sancha, A.M. y Castro de Esparza, M.L. Arsenic Status and Handling in Latin America. Universidad de Chile, *Grupo Arsénico de AIDIS/DIAGUA, CEPIS/OPS*. Lima, Perú.
- Sancha, A.M., O’Ryan, R., Marchetti, Ferreccio, C. (1998). Análisis de Riesgo en la Regulación Ambiental de Tóxicos: Caso del Arsénico en Chile. *XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Lima, Perú.



- Santos, K.A. (2009). Biosorción de metales pesados empleando lodos activados. Tesis para optar al grado académico de maestría en ciencia con mención en tratamiento de aguas y reuso de desechos. Facultad de Ingeniería Ambiental (FIA), Universidad Nacional de Ingeniería (UNI). Lima, Perú.
- Shih, M.C. (2005) An overview of arsenic removal by pressure-driven membrane processes. *Desalination*.
- Villanueva (2007), Bioadsorción del cobre (II) por biomasa pretratada de cascara de naranja (*Citrus sinensis*).
- Dakiky, (2002) Absorción de ion Cr (VI), utilizando como bisorbente la lana de oveja.
- Hussein *et. al.* (2004). Presencia de metales pesados en el ambiente acuático.
- Soto (2009). Remoción de Cu (II) en medio acuoso utilizando el albedo de naranja.
- LEON (2011) Tratamiento de las aguas residuales del camal de Ilave- Puno con lechada de cal.
- Ttito (2008). Bioadsorción de Plomo y Cadmio por quitina del caparazón de molusco en aguas de actividad minera afluentes del río ramis de la cuenca del lago Titicaca.
- Leon (2011) Bioadsorción de Cobre y Plomo en aguas contaminadas de la mina Ananea por masa biotratada de cactus (*pachycereus pringlei*).
- Quispe (2010) Energía de activación para la absorción de iones (Cr⁺², Cd⁺² y Pb²) con raíz de queñua (*poilespis spp*).
- Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS). (2004). Análisis de la calidad del agua potable en las empresas prestadoras del Perú: 1995-2003. Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento. Lima, Perú.
- United Nations Children's Fund (UNICEF). (2008) Arsenic mitigation in Bangladesh. *Fact Sheet*



- United Nations Children's Fund (UNICEF). (2008). Arsenic Primer. Guidance for UNICEF Country Offices. New York, USA.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2000) Technologies and cost for removal of arsenic from drinking water. US Environmental Protection Agency. Office of Ground Water and Drinking Water. Washington DC, USA.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2001). National Primary Drinking Water Regulations; Arsenic and Clarifications to Compliance and New Source Contaminants Monitoring. *Federal Register: January 22, 2001*. Volume 66, Number 14 [Page: 6975-7066]. Environmental Protection Agency. USA.
- Vieira, R.H. y Volesky, B. (2000) Biosorption: a solution to pollution? *International Microbiology*. 3: 17-24.
- Vijayaraghavan, K. y Yun, Y.S. (2008) Bacterial biosorbents and biosorption. *Biotechnol Adv*. 26: 266-291.
- Villena Chávez, J. (2006). Fuentes de agua y contaminación fisicoquímica en *Simposio "El agua y la población: abastecimiento, contaminación y problemática del agua en el Perú"*. Academia Nacional de Medicina – Anales p. 49-56. Lima, Perú.
- Volesky, B. (1994) Advances in biosorption of metals: selection of biomass types. *FEMS Microbiol. Rev*. 14: 291-302.
- Volesky B. (2001) Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy*. 59:203-16.
- Volesky, B. y Holan, Z.R. (1995) Biosorption of heavy metals. *Biotechnol. Progr*. 11: 235-250.



- Wang, J.L. y Chen, C. (2006) Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: a review. *Biotechnol Adv.* 24: 427-51.
- Wang, J. y Chen, C. (2009) Biosorbents for heavy metals removal and their future. Research review paper. *Biotechnology Advances.* 27:195-226.
- Wang, L., Fields, K. y Chen, A.S.C. (2000) Arsenic removal from drinking water by ion exchange and activated alumina plants. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Washington DC, USA.
- World Health Organization (WHO). International Programme on Chemical Safety (IPCS) and Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals (IOMC). (2001) Arsenic and arsenic compounds. Environmental Health criteria: 224. World Health Organization (WHO). Geneva, Switzerland.
- World Health Organization (WHO). (2011) Arsenic in drinking water. Background for document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva, Switzerland.
- World Health Organization (WHO). (2011). Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth Edition. World Health Organization. Geneva, Switzerland.
- PRUNES, L. (1939). Cáncer de los salitreros o enfermedad del salitre. Rev. Argent. Dermatosisifilol., Buenos Aires.

ANEXOS

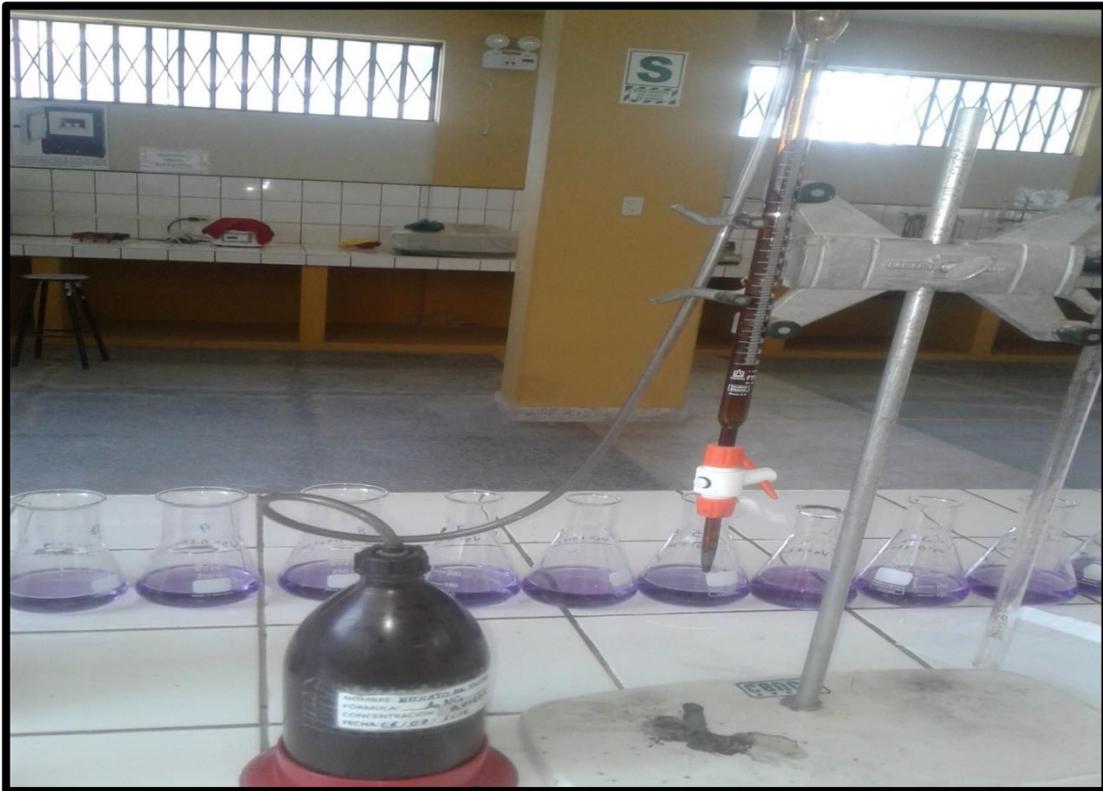
A. EQUIPO ESPECTROFOTÓMETRO



B. EQUIPO ESPECTROFOTOMETRO UV/VIS



C. INSTRUMENTOS DEL LABORATORIO



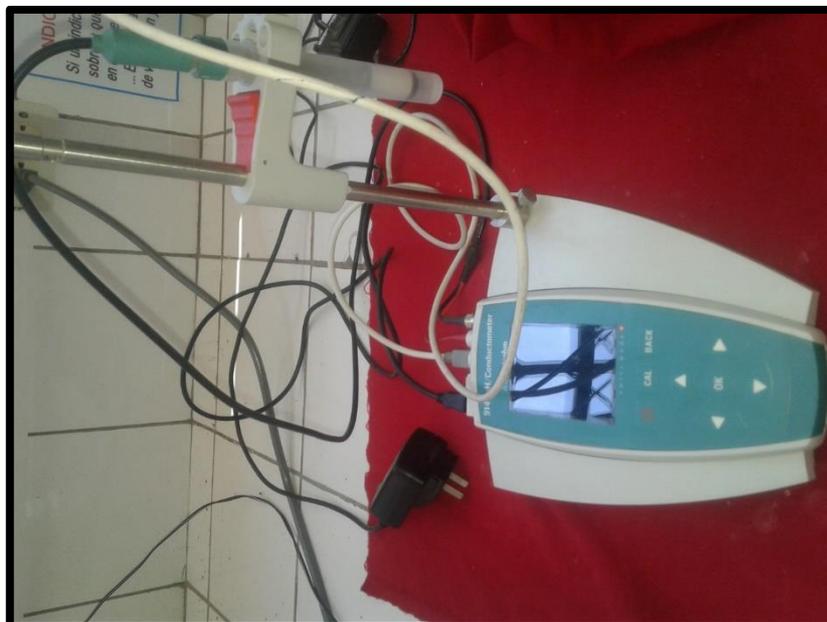
D. EQUIPO MEDIDOR DE STD (SOLIDOS TOTALES DISUELTOS)



E. EQUIPO MEDIDOR DE PH.



F. EQUIPO DE MEDICIÓN DE CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA



G. COMUNIDAD CAMPESINA DE FUNDICIÓN DEL DISTRITO DE SAN ANTONIO



H. TOMA DE MUESTRA DE AGUA DEL MANANTIAL PUQUIAL YANAPUCJIO





I. TOMA DE MUESTRA DE AGUA DEL MANANTIAL

PUQUIAL YANAPUCJIO

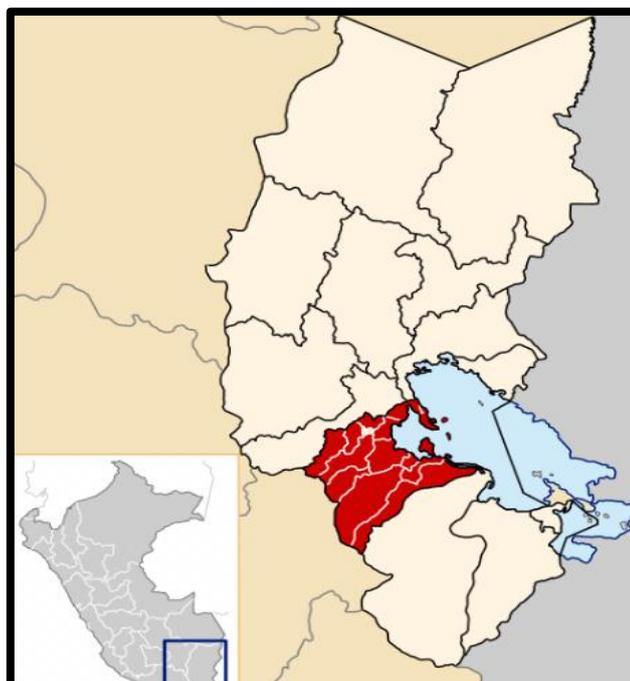


J. MANANTIAL YANAPUCJIO FUNDICION UBICACIÓN: E

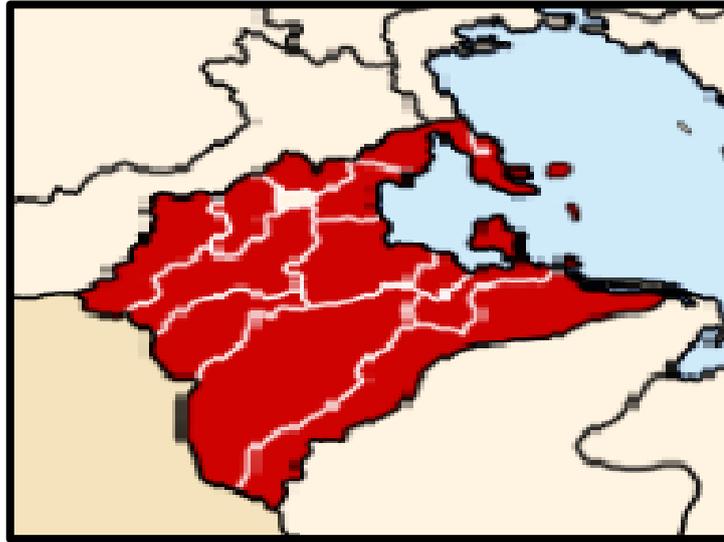
- 348806 – N – 8214145



K. MAPA DE UBICACIÓN DE LA REGIÓN PUNO



L. MAPA DE UBICACIÓN DE LA PROVINCIA DE PUNO



M. UBICACIÓN DEL DISTRITO DE SAN ANTONIO SON SUS RESPECTIVOS DISTRITOS COLINDANTES





N. RESULTADOS DE LABORATORIO DE LA MUESTRA DE AGUA DEL MANANTIAL YANAPUCJIO FUNDICIÓN DEL DISTRITO DE SAN ANTONIO - PUNO - PUNO

Laboratorios Analíticos del Sur E.I.R.L.

Parque Industrial Río Seco C-1 Cerro Colorado
Arequipa Perú / Apartado 2102

Teléfono (054) 443294 Fax: (054) 444582
www.laboratoriosanaliticosdelsur.com

Comentario del Informe de Ensayo LAS-16-03089

Señores: MUNICIPALIDAD DISTRITAL DE SAN ANTONIO

Dirección: PLAZA DE ARMAS S/N JUNCAL SAN ANTONIO

Atención: SR. BLAZ ACERO ZAPANA

Proyecto: "INSTALACION DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO BASICO EN 11 LOCALIDADES DE LAS COMUNIDADES DE CRUZANI, LLANQUERI Y CACHIPASCANA DEL DISTRITO DE SAN ANTONIO PUNO PUNO COD:278281"

Norma o Reglamento de Contraste:

Estandares de Calidad Ambiental Para Agua, según el Decreto Supremo D.S. N° 015-2015-MINAM, para la Categoría 1: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable, Sub categoría A1 Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección.

Código Interno de LAS: AG16000507

Nombre de la muestra: PUQUIAL YANAPUCJIO

Parámetro	Unidad de medida	Resultado de la muestra	Limite Máximo Permissible - LMP*	ACEPTABLE
Aluminio - Al	mg/L	*<0,029	0,9	SI
Arsénico - As	mg/L	0,0158	0,01	NO
Boro - B	mg/L	*<0,0053	2,4	SI
Bario - Ba	mg/L	0,15192	0,7	SI
Berilio - Be	mg/L	*<0,000079	0,012	SI
Cadmio - Cd	mg/L	*<0,00011	0,003	SI
Cromo total - Cr	mg/L	*<0,00039	0,05	SI
Cobre - Cu	mg/L	*<0,002	2	SI
Hierro - Fe	mg/L	*<0,016	0,3	SI
Mercurio - Hg	mg/L	*<0,00041	0,001	SI
Manganeso - Mn	mg/L	*<0,0003	0,4	SI
Molibdeno - Mo	mg/L	*<0,00038	0,07	SI
Níquel - Ni	mg/L	*<0,00051	0,07	SI
Plomo - Pb	mg/L	*<0,0026	0,01	SI
Antimonio - Sb	mg/L	0,00315	0,01	SI
Selenio - Se	mg/L	0,0030	0,04	SI
Uranio - U	mg/L	*<0,005	0,02	SI
Zinc - Zn	mg/L	*<0,0031	3	SI
Material Flotante	-----	Ausencia	Ausencia	SI
Nitrogeno Amoniacal	mg/L	b<0,080	1,5	SI
Color	UCV escala pt Co	a<1	15	SI
Conductividad	mS/cm	0,56	1,5	SI
pH		7,59	6,5 a 8,5	SI
Turbiedad	FTU	a<1	5	SI
Cianuro Total	mg/L	a<0,0050	0,07	SI
Cloruros Cl	mg/L	21,4	250	SI
Dureza	mg/L	303	500	SI
Fluoruros - F	mg/L	0,37	1,5	SI
Fosforo Total	mg/L	0,07	0,1	SI
Nitros NO ₂	mg/L	18,5	50	SI
Nitros NO ₃	mg/L	0,024	3	SI
Oxígeno Disuelto	mg/L	1,6	>= 6	NO
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	425	1000	SI
Sulfatos	mg/L	45,6	250	SI
Aceites y Grasas	mg/L	b<0,32	0,5	SI
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	2	3	SI
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	9,6	10	SI
Fenoles	mg/L	b<0,001	0,003	SI

LMP* = Límites Máximos Permisibles indicados en la sub categoría A1 de los "Estandares de Calidad Ambiental Para Agua", D.S. N° 015-2015-MINAM

*Si se ensaya por la técnica de NMP - Numero Más Probable, el valor "<1.1" o "<1.8" se considera como "0".

Comentario: La muestra AG16000507, NO CUMPLE con los Parámetros indicados para la sub categoría A1 de los "Estandares de Calidad Ambiental Para Agua", D.S. N°015-2015 MINAM.


Laboratorios Analíticos del Sur E.I.R.L.
Omar A. Juárez Soto
Gerente de Operaciones
M. Sc. Ingeniero Químico CIP 114426



DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo GUIAN DANTE AGUILAR TILONA
identificado con DNI 46553959 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado

CIENCIAS CONTABLES

, informo que he elaborado el/la Tesis o Trabajo de Investigación para la obtención de Grado
 Título Profesional denominado:

" LIQUIDACIÓN DE OBRAS Y SU INFLUENCIA EN LA GESTIÓN INSTITUCIONAL
DE LA MUNICIPALIDAD DISTRITAL DE ALTO INAMBARI, PERIODO 2021"

" Es un tema original.

Declaro que el presente trabajo de tesis es elaborado por mi persona y **no existe plagio/copia** de ninguna naturaleza, en especial de otro documento de investigación (tesis, revista, texto, congreso, o similar) presentado por persona natural o jurídica alguna ante instituciones académicas, profesionales, de investigación o similares, en el país o en el extranjero.

Dejo constancia que las citas de otros autores han sido debidamente identificadas en el trabajo de investigación, por lo que no asumiré como tuyas las opiniones vertidas por terceros, ya sea de fuentes encontradas en medios escritos, digitales o Internet.

Asimismo, ratifico que soy plenamente consciente de todo el contenido de la tesis y asumo la responsabilidad de cualquier error u omisión en el documento, así como de las connotaciones éticas y legales involucradas.

En caso de incumplimiento de esta declaración, me someto a las disposiciones legales vigentes y a las sanciones correspondientes de igual forma me someto a las sanciones establecidas en las Directivas y otras normas internas, así como las que me alcancen del Código Civil y Normas Legales conexas por el incumplimiento del presente compromiso

Puno 10 de JULIO del 2023

FIRMA (obligatoria)



Huella



AUTORIZACIÓN PARA EL DEPÓSITO DE TESIS O TRABAJO DE INVESTIGACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL

Por el presente documento, Yo Juan Carlos Aguilar Lujano,
identificado con DNI 44669906 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado

Ingeniería Química
informo que he elaborado el/la Tesis o Trabajo de Investigación denominada:

“Adsorción de Arsénico (As) de las aguas del
Manantial Puquial, Yanapucjio Fundación del Distrito
de San Antonio, Para el consumo de agua Potable.”

para la obtención de Grado, Título Profesional o Segunda Especialidad.

Por medio del presente documento, afirmo y garantizo ser el legítimo, único y exclusivo titular de todos los derechos de propiedad intelectual sobre los documentos arriba mencionados, las obras, los contenidos, los productos y/o las creaciones en general (en adelante, los “Contenidos”) que serán incluidos en el repositorio institucional de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno.

También, doy seguridad de que los contenidos entregados se encuentran libres de toda contraseña, restricción o medida tecnológica de protección, con la finalidad de permitir que se puedan leer, descargar, reproducir, distribuir, imprimir, buscar y enlazar los textos completos, sin limitación alguna.

Autorizo a la Universidad Nacional del Altiplano de Puno a publicar los Contenidos en el Repositorio Institucional y, en consecuencia, en el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto, sobre la base de lo establecido en la Ley N° 30035, sus normas reglamentarias, modificatorias, sustitutorias y conexas, y de acuerdo con las políticas de acceso abierto que la Universidad aplique en relación con sus Repositorios Institucionales. Autorizo expresamente toda consulta y uso de los Contenidos, por parte de cualquier persona, por el tiempo de duración de los derechos patrimoniales de autor y derechos conexos, a título gratuito y a nivel mundial.

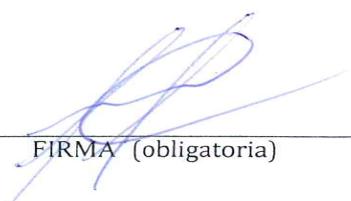
En consecuencia, la Universidad tendrá la posibilidad de divulgar y difundir los Contenidos, de manera total o parcial, sin limitación alguna y sin derecho a pago de contraprestación, remuneración ni regalía alguna a favor mío; en los medios, canales y plataformas que la Universidad y/o el Estado de la República del Perú determinen, a nivel mundial, sin restricción geográfica alguna y de manera indefinida, pudiendo crear y/o extraer los metadatos sobre los Contenidos, e incluir los Contenidos en los índices y buscadores que estimen necesarios para promover su difusión.

Autorizo que los Contenidos sean puestos a disposición del público a través de la siguiente licencia:

Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional. Para ver una copia de esta licencia, visita: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

En señal de conformidad, suscribo el presente documento.

Puno 07 de Julio del 20 23


FIRMA (obligatoria)



Huella