

UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN

Facultad de Ingeniería

Escuela Profesional de Ingeniería Química

**EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE
LAS PERLAS DE ALGINATO-Ca-Fe EN UNA
COLUMNA DE ADSORCIÓN DE LECHO
FIJO PARA LA REMOCIÓN DE
ARSÉNICO EN AGUAS
SINTÉTICAS**

TESIS

Presentada por:

Bach. Rossi Elizabeth Achata Merlin

Para optar el Título Profesional de:

INGENIERO QUÍMICO

TACNA – PERÚ

2024

UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN

Facultad de Ingeniería

Escuela Profesional de Ingeniería Química

**EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE
LAS PÉRLAS DE ALGINATO-Ca-Fe EN UNA
COLUMNA DE ADSORCIÓN DE LECHO
FIJO PARA LA REMOCIÓN DE
ARSÉNICO EN AGUAS
SINTÉTICAS**

Tesis sustentada por Bach. Rossi Elizabeth Achata Merlin el día 19 de setiembre del 2024, estando integrado por:

Presidente:

.....
Dr. Manuel de Jesús Sánchez Rosales

Secretario:

.....
Mgr. William Edgar Torres Huayta

Vocal:

.....
MSc. Hubert Orlando Oporto Siles

Asesor:

.....
Dr. Edgardo Oscar Avendaño Cáceres

CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo Dr. Edgardo Oscar Avendaño Cáceres en mi condición de asesor acreditado por la Resolución de Facultad 07140-2022-FAIN/UNJBG de la tesis titulada: EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE LAS PERLAS DE ALGINATO-Ca-Fe EN UNA COLUMNA DE ADSORCIÓN DE LECHO FIJO PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUAS SINTÉTICAS.

Presentado por Bachiller Rossi Elizabeth Achata Merlin para optar el título de Ingeniero químico.

Habiendo cumplido con lo establecido en el reglamento de originalidad y de similitud de trabajos de investigación y producción intelectual, considerando que según la revisión, evaluación y análisis realizado a través del software de similitud textual Turnitin cuenta con el nivel de similitud permitido cuyo porcentaje es 6% (seis). Por lo que **CERTIFICO LA SIMILARIDAD** de la tesis está de acuerdo al nivel **PERMITIDO**, para continuar con los trámites correspondientes y para su **publicación en el repositorio Institucional**.

Se emite el presente certificado con fines de continuar con los trámites respectivos para su obtención del título.



DNI: 00792238

Dr. Edgardo Oscar Avendaño Cáceres

Asesor



DNI: 70015771

Rossi Elizabeth Achata Merlin

Bachiller

DEDICATORIA

A mis amados padres, que estuvieron a mi lado durante todo el proceso de mi formación profesional, por su disposición y paciencia.

AGRADECIMIENTO

Me gustaría agradecer a mi supervisor, el Dr. Edgardo Avendaño Cáceres, por su guía y constante apoyo para la finalización exitosa de la tesis.

Mi trabajo no podría haberse llevado a cabo sin la asistencia de varios miembros del Laboratorio de Investigaciones Medioambientales de Zonas Áridas, LIMZA, Facultad de ingeniería; empezando con la Dra. Lorena Cornejo Ponce, directora de laboratorio, quien gracias a su apoyo y orientación me permitió superar las dificultades a lo largo del proceso de la realización de la tesis; asimismo al Dr. Hugo Lienqueo Aburto, quien especialmente estuvo presente en cada paso del proceso, ambos miembros del Departamento de Ingeniería Mecánica en la Universidad de Tarapacá – Arica, a quienes estaré agradecida por su ayuda a través de estos años.

A todos los profesores, por todas las enseñanzas que pude aplicar en cada paso del trabajo realizado.

Muchas gracias a mis padres, hermanas, por su soporte emocional y ánimos cuando me sentía perdida y decaída. También a todas las personas quienes me ayudaron y tuvieron alguna participación en la realización de la presente tesis.

CONTENIDO

DEDICATORIA	iv
AGRADECIMIENTO	v
CONTENIDO	vi
ÍNDICE DE TABLAS	ix
ÍNDICE DE FIGURAS	x
RESUMEN	xiii
ABSTRACT	xv
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	4
1.1. Descripción del problema	4
1.1.1. Antecedentes del problema	4
1.1.2. Problemática de la investigación	6
1.2. Formulación del problema	8
1.3. Justificación e importancia	8
1.4. Alcances y limitaciones	10
1.4.1. Alcances	10
1.4.2. Limitaciones	10
1.5. Objetivos	11
1.5.1. Objetivo general	11
1.5.2. Objetivos específicos	11

1.6. Hipótesis	12
1.6.1. Hipótesis general	12
1.6.3. Hipótesis específicas	12
CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO	13
2.1. Antecedentes del estudio	13
2.2. Bases teóricas	18
2.2.1. Arsénico	18
2.2.2. Presencia química del arsénico en aguas	20
2.2.3. Procesos de remoción de arsénico	24
2.2.4. Alginato	33
2.2.5. Geles de alginato	35
2.2.6. Hierro	36
2.2.7. Interacción arsénico – hierro	37
2.2.8. Adsorción	39
2.2.9. Adsorción en columna de lecho fijo	42
2.3. Definición de términos	49
CAPÍTULO III: MARCO METODOLÓGICO	51
3.1. Tipo y diseño de la investigación	51
3.2. Población y muestra	51
3.3. Operacionalización de variables	52
3.4. Técnicas e instrumentos para recolección de datos	54
3.4.1. Instrumentos, equipos, materiales y reactivos	54

3.4.2.	Técnicas de recolección de datos	57
3.5.	Procesamiento y análisis de datos	60
3.5.1.	Preparación de perlas de alginato-Ca-Fe (ACa-Fe)	62
3.5.2.	SEM	64
3.5.3.	Determinación de parámetros físicos del adsorbente	64
3.5.4.	Estudios de adsorción en batch	66
3.5.5.	Análisis de datos en batch	67
3.5.6.	Estudios de adsorción en columna	69
3.5.7.	Análisis de datos en columna	71
CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN		75
4.1.	Resultados y discusión	75
4.1.1.	SEM	75
4.1.2.	Determinación de parámetros físicos del adsorbente	77
4.1.3.	Estudio de adsorción en batch	78
4.1.5.	Estudio de adsorción en columna	88
4.1.4.	Modelo logístico (Thomas, Yoon-Nelson y Bohart-Adams)	95
4.1.5.	Análisis de hierro	99
CONCLUSIONES		100
RECOMENDACIONES		102
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS		103
ANEXO		117

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Propiedades químicas y físicas comunes del arsénico	19
Tabla 2	Ventajas y desventajas de las tecnologías convencionales para la remoción de arsénico	31
Tabla 3	Resumen de las ecuaciones para determinar los indicadores de rendimiento de la columna a partir de la curva de avance	46
Tabla 4	Modelos de adsorción en columna y sus parámetros	47
Tabla 5	Modelos de adsorción en columna y sus parámetros para la ecuación logística	49
Tabla 6	Operacionalización de variables de estudios en batch	52
Tabla 7	Operacionalización de variables de estudios en columna	53
Tabla 8	Experimentos en columna	72
Tabla 9	Propiedades del adsorbente	77
Tabla 10	Eficiencias de remoción de arsénico (%) con la concentración de gelificante	78
Tabla 11	Parámetros de las isothermas para la adsorción de arsénico en las perlas de ACa-Fe	86
Tabla 12	Parámetros en columna de lecho fijo para la adsorción de arsénico en perlas de ACa-Fe	88
Tabla 13	Constantes de los modelos de Thomas, Yoon-Nelson y Bohart-Adams a diferentes condiciones de operación en columna	96

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Efectos nocivos del arsénico en la salud humana	20
Figura 2	Especies de arsénico inorgánico en el agua	21
Figura 3	Diagrama Eh-pH de especies acuosas de arsénico en el sistema As-O ₂ -H ₂ O a 25 °C y 1 bar de presión total	23
Figura 4	Diagrama esquemático de varias técnicas utilizadas para eliminar el arsénico del suelo y el agua	25
Figura 5	Estructura molecular del alginato de sodio	33
Figura 6	Estructura de ácido algínico y la representación esquemática de la reticulación de alginato por cationes metálicos M ⁺	36
Figura 7	Modelo conceptual del proceso de sorción del arsénico	38
Figura 8	Descripción de cómo establecer una curva de avance	44
Figura 9	Diagrama de flujo de la secuencia de etapas para el desarrollo de la tesis	61
Figura 10	Esquema de preparación de perlas de ACa-Fe	63
Figura 11	Esquema de sistema de remoción de As en columna de perlas de ACa-Fe	70
Figura 12	Imágenes SEM de la perla de alginato calcio a) x100 y b) x4000 y la perla de alginato calcio con Fe c) x100 y d) x4000	76

Figura 13	Efecto de la concentración de la solución gelificante y el tamaño de partícula en la capacidad de adsorción de arsénico	79
Figura 14	Efecto del pH en la capacidad de adsorción de arsénico	80
Figura 15	Efecto de la masa de adsorbente en la capacidad de adsorción de arsénico	82
Figura 16	Efecto de la concentración inicial de arsénico en la capacidad de adsorción de arsénico	84
Figura 17	Modelo linealizado de Langmuir	85
Figura 18	Modelo linealizado de Freundlich	86
Figura 19	Curvas de ruptura de la adsorción de arsénico en perlas de ACa-Fe a distintas alturas de lecho	89
Figura 20	Curvas de ruptura de la adsorción de arsénico en perlas de ACa-Fe a distintos caudales	92
Figura 21	Curvas de ruptura de la adsorción de arsénico en perlas de ACa-Fe a distintas concentraciones	94
Figura 22	Sistema de fabricación de las perlas de alginato-Ca-Fe	145
Figura 23	Experimento de remoción de arsénico en batch	145
Figura 24	Patrones de la curva de calibración de arsénico	146
Figura 25	Muestras tratadas para la determinación de arsénico	146
Figura 26	Sistema de remoción en columna de lecho fijo	147

Figura 27 Lecho empacado de perlas de alginato-Ca-Fe

148

RESUMEN

En el presente trabajo se evaluó el comportamiento de las perlas de alginato-Ca-Fe (ACa-Fe) para remover arsénico total de soluciones de agua sintéticas en procesos de operación discontinuo (batch) y dinámico (columna de lecho fijo). La finalidad del estudio fue presentar un material adsorbente de asequible elaboración con especial relevancia en su aplicación en sistema de columna de lecho fijo como una alternativa eficiente para aplicaciones prácticas a escala industrial.

En los experimentos en batch se estudió el efecto de la concentración de la solución gelificante y el tamaño de partícula, el efecto del pH, la dosis de adsorbente y la concentración inicial de arsénico. Los resultados indicaron que las perlas de ACa-Fe preparadas con cloruro de calcio 0,5 M y un tamaño de partícula de 0,9 mm presentaron una remoción >95%. También se encontró que la capacidad de adsorción de arsénico fue de 0,3543 mg/g a pH 7, con una dosis de 1,0 g de adsorbente y una concentración inicial de 1 mg/L de arsénico según el modelo de isoterma de Langmuir.

Finalmente, se realizaron los experimentos en columna de lecho fijo y se estudiaron diferentes parámetros operacionales tales como el caudal, concentración inicial de influente y altura de lecho. Los resultados

indicaron que a un caudal de 1,0 mL/min, concentración inicial de 1 mg/L de arsénico, altura de lecho de 5 cm se logró una remoción de 64,9% aplicando el modelo logístico donde se determinaron los parámetros de los modelos de Thomas, Yoon-Nelson y Bohart-Adams para explicar el comportamiento del adsorbente en un sistema dinámico.

Palabras clave: adsorción, arsénico, alginato, hierro, columna.

ABSTRACT

In the present thesis, the behavior of alginate-Ca-Fe (ACa-Fe) beads to remove total arsenic from synthetic water solutions was evaluated in batch and dynamic (fixed bed column) processes. The purpose of the study was to present an affordable adsorbent material with special relevance in its application in a fixed bed column system as an efficient alternative for practical applications on an industrial scale.

In the batch experiments, the effect of gelling solution concentration and particle size, the effect of pH, adsorbent dosage and initial arsenic concentration were studied. The results indicated that ACa-Fe beads prepared with 0,5 M calcium chloride and a particle size of 0,9 mm exhibited >95% removal. It was also found that the arsenic adsorption capacity was 0,3543 mg/g at pH 7, with a dose of 1,0 g of adsorbent and an initial concentration of 1 mg/L arsenic according to the Langmuir isotherm model.

Finally, the experiments were carried out in a fixed bed column and different operational parameters such as flow rate, initial influent concentration and bed height were studied. The results indicated that at a flow rate of 1,0 mL/min, initial concentration of 1 mg/L of arsenic, bed height of 5 cm, a removal of 64,9% was achieved by applying the logistic model where the parameters of the Thomas, Yoon-Nelson and Bohart-Adams

models were determined to explain the behavior of the adsorbent in a dynamic system.

Keywords: adsorption, arsenic, alginate, iron, column.

INTRODUCCIÓN

El arsénico es un elemento metaloide considerado como una de las diez sustancias químicas más preocupantes para la salud pública (Organización Mundial de Salud, 2022). En el cuerpo humano el arsénico afecta a casi todos los procesos celulares y funciones del organismo, pudiendo ocasionar el desarrollo de cáncer de piel, pulmón, hígado, vejiga, riñón y próstata (Mohammed Abdul et al., 2015).

El arsénico se encuentra ampliamente distribuido en el medio ambiente, siendo su elevada concentración en los recursos hídricos la principal fuente de riesgo para la salud humana. En la actualidad la OMS y la Agencia de Protección Ambiental (USEPA) establecen como valor guía límite 10 µg/L de concentración máxima admisible para el arsénico en agua potable. Se estima que alrededor de 140 millones de personas en más de 70 países han consumido agua con niveles de arsénico superiores al valor referencial de la OMS (Organización Mundial de Salud, 2022). Por ello la remoción de arsénico de los efluentes industriales, las aguas subterráneas, superficiales y los sistemas de agua potable se ha vuelto un tema muy importante.

Se han estudiado diversos mecanismos de tratamiento de remoción de arsénico como la precipitación, coagulación, separación por membrana y adsorción, así como su combinación en caso de ser necesario. Algunas de estas técnicas resultan costosas y no viables o sostenibles en las comunidades rurales o poblaciones urbanas aisladas. Entre estos mecanismos se destacan los procesos de adsorción debido a su menor costo en comparación a los otros mecanismos, simplicidad, alta eficiencia, posible regeneración del adsorbente (Litter et al., 2010; Malik et al., 2009).

Dentro de la diversidad de adsorbentes la mayoría se encuentran en tamaños reducidos (polvo) lo que resulta no apropiado para la adsorción en tipo columna debido a su baja conductividad hidráulica, que puede obstruir significativamente su utilidad a escala industrial, por lo que surge la idea de agentes inmovilizantes de los que destaca el alginato por su aplicación en perlas de hidrogel (Quesada et al., 2020).

Además, el estudio de adsorción se realiza mediante tratamiento en batch o en lecho fijo continuo, mientras que el proceso en batch demuestra la viabilidad del sistema adsorbente – adsorbato, el proceso en lecho fijo es aplicable para propósitos prácticos, incluyendo aplicaciones industriales (Patel, 2022).

En este contexto, se propone en la presente tesis la evaluación del comportamiento y eficiencia de las perlas de alginato-Ca-Fe en la remoción de arsénico en aguas sintéticas utilizando un sistema de adsorción en columna de lecho fijo.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Descripción del problema

1.1.1. Antecedentes del problema

El conocimiento de la contaminación con arsénico se ha expandido enormemente en las últimas dos o tres décadas. Debido a esto, la fuente, el destino y comportamiento ambiental del arsénico (As) están recibiendo una mayor atención recientemente. Tanto la Organización Mundial de la Salud como la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos han establecido normas rigurosas en el agua potable, colocando como límite 10 µg/L de concentración de arsénico (OMS, 2003; USEPA, 2001), esta recomendación fue adoptada por varios países alrededor del mundo.

En Asia es probable que más de 110 millones de personas beban agua con niveles de arsénico >10 µg/L (Natasha et al., 2020).

Entre las regiones de Asia más afectadas se encuentran Bangladesh, India, Myanmar, Pakistán, China y Taiwán. De acuerdo con la información obtenida se estima que alrededor de 60 millones de personas en Pakistán están en riesgo, debido a altos niveles de arsénico natural en el agua subterránea, y al menos 700.000 personas en la región han sido afectadas por la arsenicosis. China es otro de los países más afectados ya que presenta 19,6 millones de habitantes en riesgo debido al consumo de agua con arsénico por encima de los 10 µg/L (Jain & Singh, 2012; Natasha et al., 2020).

En varios países de América Latina, entre ellos Argentina, Chile y Perú el problema es conocido desde varias décadas atrás, afectando principalmente a zonas pobres, urbanas y rurales no conectadas a redes de agua potable, por lo menos entre 4 – 4,5 millones de personas utilizan agua contaminada con niveles de arsénico por encima de 50 µg/L. Adicionalmente, se ha documentado un aumento en el riesgo de cáncer en adultos y niños (Khan et al., 2020; Litter et al., 2010). Durante la última década, en la región de Arica y Parinacota en Chile, se ha detectado la presencia constante de arsénico en los principales ríos de la zona con concentraciones que varían desde 1,0 mg/L (río Camarones) hasta 0,1 mg/L (ríos Lluta y San José) (Dirección General de Aguas, 2022).

En Sudamérica, Tapia et al., (2019), indica que los elevados niveles naturales de arsénico en aguas superficiales y subterráneas han sido reportados mayormente en las regiones áridas y semiáridas de Argentina y Chile, de la misma forma pero en menor medida en Bolivia y Perú, el autor asocia la problemática a la ubicación de estas localidades en la meseta Altiplano-Puna, caracterizada por condiciones climáticas y geográficas extremas..

La aplicación de la normativa exige un enfoque pragmático en el desarrollo de una tecnología adecuada y rentable para eliminar el arsénico del agua para consumo humano.

1.1.2. Problemática de la investigación

La necesidad de controlar las altas concentraciones de arsénico encontradas en las aguas superficiales y subterráneas en varios sectores del mundo (Argentina, Chile, Perú, Bangladesh, Norteamérica, entre otros) ha generado gran preocupación por parte de las organizaciones encargadas de preservar la calidad de las mismas (Castro de Esparza, 2009; James et al., 2017; Litter et al., 2010; Natasha et al., 2020).

Actualmente, existen varias tecnologías que se emplean para eliminar o reducir los contenidos de arsénico presentes en el agua,

a los niveles permitidos por las normativas nacionales e internacionales; Según Gill & O'Farrell, (2015), los métodos de remediación de arsénico varían mucho con el costo, eficiencia y aplicabilidad. Sin embargo, la mayoría de los sistemas presentan complejidad en la naturaleza química y/o intensiva en energía, de tal forma resulta que sean económica o logísticamente inviables para el hogar/nivel comunitario en zonas rurales.

Además, las unidades de tratamiento de arsénico requieren dispositivos de vigilancia y mantenimiento muy delicados, que quedan muy lejos del alcance económico de las comunidades pobres aisladas. (Litter et al., 2010).

A pesar que la adsorción se menciona como un método eficaz para reducir el grado de contaminación acuosa por arsénico y a su vez se investigan nuevos tipos de adsorbentes, ninguna de estas innovaciones se utiliza a gran escala en los países en desarrollo (Rathi & Kumar, 2021).

1.2. Formulación del problema

¿Cuál es la eficiencia de las perlas de alginato-Ca-Fe (ACa-Fe) en la remoción de arsénico en aguas sintéticas utilizando un sistema de adsorción en columna de lecho fijo y cuáles son los parámetros operacionales que influyen en esta eficiencia?

1.3. Justificación e importancia

En el caso de la zona sur del Perú y norte de Chile, la concentración de arsénico en las aguas subterráneas y superficiales presenta niveles por encima del límite máximo permisible, tanto para las normativa chilena NCh 409/1 (INN, 2005), peruana Decreto Supremo N° 031-2010-SA (Ministerio de Salud, 2010) e internacional (OMS, 2003), haciendo que esta agua sin tratamiento no sea apta para el consumo de las comunidades de los alrededores. La legislación se encuentra establecida, pero no se refleja en la ejecución de la misma, por tal motivo, buscar alternativas de tecnologías de tratamiento eficientes y económicamente viables para la remoción de arsénico es crucial, especialmente en zonas con recursos limitados.

Entre las alternativas de tecnologías de tratamiento, la adsorción se caracteriza por ser económica; no implica una

sofisticada instrumentación y un procedimiento largo, por lo tanto, es de funcionamiento simple y seguro de manejar, efectivo incluso a bajas concentraciones de arsénico en el agua, y se puede usar a diferentes escalas (Siddiqui & Chaudhry, 2017).

Entre los materiales adsorbentes utilizados en la remoción de arsénico destacan el hierro y derivados, los más extensamente utilizados, por tener una alta eficiencia de remoción a bajo costo comparado a otros adsorbentes (Rathi & Kumar, 2021).

A pesar que los adsorbentes en polvo muestran un comportamiento favorecedor en sistemas batch, es recomendable su inmovilización en un soporte inerte como el alginato para evitar inconvenientes tales como la obstrucción y caída de presión en la columna (Bezbaruah et al., 2009).

Además el estudio de adsorción en columna de lecho fijo recibe mayor atención porque permite obtener información básica de ingeniería requerida para aplicaciones a sistemas de mayor grado y escala industrial (Patel, 2019).

La investigación propuesta busca no solo evaluar la eficiencia de un material adsorbente innovador, sino también mejorar el proceso de adsorción para aplicaciones prácticas a escala industrial.

Los materiales y el proceso serán previamente evaluados para generar un sistema novedoso, económico y de fácil manejo para el tratamiento de remoción de arsénico en aguas sintéticas.

1.4. Alcances y limitaciones

1.4.1. Alcances

- El proyecto se realizó a escala de laboratorio.
- El estudio se enfocó en el comportamiento de adsorción de las perlas de ACa-Fe en la remoción del arsénico inorgánico.
- Se realizó el estudio en batch y en columna de lecho fijo.
- Se sintetizaron las perlas de ACa-Fe.
- Se realizaron análisis de determinación de arsénico, hierro y pH.

1.4.2. Limitaciones

- Los experimentos se realizaron en una columna del tipo cromatográfica con implementos adaptados por el autor.
- La preparación de las perlas se realizó con una bomba peristáltica diseñada y ensamblada por el autor de la presente tesis.

1.5. Objetivos

1.5.1. Objetivo general

Evaluar el comportamiento y eficiencia de las perlas de alginato-Ca-Fe (ACa-Fe) en la remoción de arsénico en aguas sintéticas utilizando un sistema de adsorción en columna de lecho fijo.

1.5.2. Objetivos específicos

- Sintetizar y caracterizar las perlas de ACa-Fe para evaluar sus propiedades adsorbentes.
- Acondicionar una columna de adsorción de lecho fijo para la evaluación del comportamiento y eficiencia de las perlas de ACa-Fe como adsorbente en la remoción de arsénico.
- Estudiar la capacidad de adsorción de arsénico de las perlas de ACa-Fe utilizando modelos de isothermas de adsorción.
- Determinar la influencia de los parámetros operacionales como el caudal, la concentración inicial de arsénico y la altura de lecho en la eficiencia de remoción de arsénico en la columna de lecho fijo.

1.6. Hipótesis

1.6.1. Hipótesis general

La utilización de perlas de alginato-Ca-Fe (ACa-Fe) en una columna de adsorción de lecho fijo resulta en la mejora de la remoción de arsénico en aguas sintéticas, y está influenciada por los parámetros operacionales identificados.

1.6.3. Hipótesis específicas

- La síntesis y caracterización de las perlas de ACa-Fe permite obtener un material adsorbente con propiedades físicas y químicas adecuadas para la remoción de arsénico.
- El acondicionamiento de la columna de adsorción de lecho fijo influye significativamente en el comportamiento y eficiencia de las perlas de ACa-Fe como adsorbente en la remoción de arsénico.
- La capacidad de adsorción de las perlas de ACa-Fe puede ser descrita utilizando modelos de isothermas de adsorción como Langmuir y Freundlich.
- La identificación de parámetros operacionales como el caudal, la concentración inicial de arsénico y la altura de lecho permite analizar la influencia de los mismos en la eficiencia de remoción de arsénico en la columna de lecho fijo.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes del estudio

El objetivo de disminuir la concentración de arsénico en el agua ha generado una gran cantidad de temas investigación en las últimas décadas; enfocándose en la tecnología de adsorción de arsénico. Se destaca el uso del hierro y sus derivados por ser el adsorbente más común debido a que presenta una alta capacidad de adsorción (Eljamal et al., 2011), asimismo el alginato destaca como el medio de soporte amigable con el medio ambiente utilizado para encapsulación y técnicas de atrapamiento (Rahim & Mas Haris, 2015). En años recientes ha cobrado interés la unión de estos dos adsorbentes para un mejor proceso de remoción de arsénico. La utilización del alginato como medio de soporte para el hierro (mZVI) en la remoción de arsénico fue estudiado por el autor (Lienqueo-Aburto, 2021) tal investigación generó la iniciativa para la realización de la presente Tesis. A continuación, se presenta un resumen de los principales artículos que se revisaron como parte de la referencia bibliográfica.

Adsorción de arsénico por geles de alginato

Los autores Dewangan T., Tiwari A. y Bajpai A.K. (2009), discutieron la eliminación de iones As(V) de soluciones acuosas diluidas por adsorción en perlas biopoliméricas de alginato de calcio reticulado. Investigaron su capacidad de absorción de agua. Buscaron optimizar la capacidad de eliminación de arsénico y estudiar la influencia de diversos factores experimentales, como el pH, las concentraciones iniciales de iones metálicos, el tiempo de contacto y la proporción de sólido a líquido.

Un segundo trabajo realizado por los autores Hassan A.F., Abdel-Mohsen A.M. y Elhadidy H. (2014), muestra la preparación de tres diferentes materiales, piedra de albaricoque a base de carbón activado con hidróxido de potasio (C), perlas de alginato de calcio (G) y perlas compuestas de alginato de calcio/carbón activado (GC) para la sorción y remoción de arsénico. Los autores concluyen que el adsorbente que presentó mayor eficiencia es el que combina el alginato con el carbón activado.

El hierro y sus formas compuestas como adsorbente para la remoción de arsénico

Una primera demostración de la remoción de arsénico del agua por alginato dopado con hierro fue realizado por Min & Hering, (1998), donde formaron perlas de gel (2 mm) dispensando la solución de alginato gota a gota en CaCl_2 0,1 M. Luego, las perlas de Ca se lavaron y se equilibraron con FeCl_3 0,1 M. Encontraron que las perlas de Ca-Fe resultantes fueron eficaces para eliminar As(V) de la solución en un tiempo aproximado de 100 h a pH 4. A una concentración inicial de As(V) de 400 mg/L, lograron una remoción de hasta 94% a pH 4 después de 120 h.

Respecto a la misma temática Zouboulis & Katsoyiannis, (2002) realizaron un estudio de remoción de arsénico en agua contaminada, con aplicación de biopolímeros (alginato) como soportes de sorbentes. Las perlas de alginato de calcio se colocaron en una columna para formar un lecho fijo y se trataron (doparon/recubrieron) con óxidos férricos hidratados. Encontraron que, para un tiempo de residencia de 10 min, se trataron 230 volúmenes de lecho de solución de As(V) antes de alcanzar el punto de 10 $\mu\text{g/L}$.

Los autores Bang et al., (2005) realizaron un estudio sobre las reacciones químicas para el sistema $\text{As/Fe(0)/H}_2\text{O}$, para ello realizaron experimentos en batch y demostraron que la velocidad de remoción de As(III) fue mayor que la de As(V) cuando las limaduras de hierro (malla 80 – 120) se mezclaron con soluciones de arsénico purgadas con gas nitrógeno en el rango de pH de 4–7. Cuando las soluciones se abrieron al aire atmosférico, las tasas de eliminación de As(V) y As(III) fueron mucho más altas que en condiciones anóxicas, y la eliminación de As(V) fue más rápida que As(III) . La remoción rápida de As(III) y As(V) fue causada por la adsorción en hidróxidos férricos formados fácilmente a través de la oxidación de Fe(0) por oxígeno disuelto.

Otros autores Mamindy-Pajany et al., (2011) publicaron un artículo donde estudiaron la adsorción de As(V) a diferentes condiciones físico-químicas en cuatro adsorbentes comerciales distintos: hematita, goetita, magnetita y hierro cero valente (ZVI). Estudiaron también la reversibilidad del proceso de adsorción utilizando cloruros y fosfatos como iones competitivos. Los resultados mostraron que la adsorción de arsenato está relacionada con la carga de hierro de los adsorbentes, y la velocidad de adsorción aumenta de la siguiente forma:

goetita<hematita<magnetita<ZVI. Los experimentos de desorción mostraron que el arsénico se adsorbe fuertemente sobre la hematita y el ZVI.

Un estudio más profundo sobre los mecanismos implicados en la remoción de arsénico del agua utilizando hierro cero valente (ZVI) fue realizado por los autores Eljamal et al., (2011) con el fin de obtener una comprensión de la cinética de sorción, se realizó un estudio detallado en una prueba discontinua controlada y se desarrolló un modelo cinético de sorción. El As(V) se eliminó mediante dos mecanismos de adsorción de superficie y coprecipitación con Fe(III) en ZVI, mientras que el As(III) se eliminó mediante adsorción en ZVI y se oxidó a As(V).

Existe otra investigación realizada por Bezbaruah et al., (2014) cuyo objetivo fue evaluar el NZVI atrapado en alginato de Ca. Realizaron estudios en batch con concentraciones iniciales de As(V) de 1 a 10 mg/L, logrando una eliminación de arsénico de ~85 a 100% en 2 h. El NZVI atrapado eliminó ~ 100 µg/L de As(V) por debajo del límite de detección dentro de las 2 h y en las aguas subterráneas con 53 µg/L de As(V) se remediaron por debajo del límite de detección (10 µg /L) en 1 h. La presencia de Na⁺, Ca²⁺, Cl⁻ y HCO₃⁻

no afectó la eliminación de arsénico por NZVI atrapado y no hubo lixiviación de hierro de las perlas.

Posteriormente Ferrer Ferrer, (2018) estudió el comportamiento del compuesto Zeolita/nZVI (nanopartículas de hierro cero valente) encapsulado por esferas de alginato en sistemas batch y de columna en la remoción de arsenato en solución acuosa. Logró demostrar una mayor velocidad y capacidad de sorción de arsenato (80,00 mg/g) en Zeolita/nZVI que el material Z50 prístino (67,64 mg/g).

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Arsénico

El arsénico (As) es un elemento natural, ubicuo en el medio ambiente, que circula a través del agua, la tierra, el aire y los sistemas vivos. Es un metaloide, que posee propiedades metálicas y no metálicas, y es el tercer elemento en el Grupo (VA) de la tabla periódica (James et al., 2017).

2.2.1.1. Propiedades físicas y químicas

La Tabla 1 nombra las propiedades fisicoquímicas del arsénico.

Tabla 1

Propiedades químicas y físicas comunes del arsénico

Propiedad	Valor
Densidad (g/cm ³) a 25°C y 1 bar	5,75 (forma romboédrica)
Electronegatividad, As ³⁺	2,0
Electronegatividad, As ⁵⁺	2,2
Primer potencial de ionización (electron volts, eV)	9,7886
Brillo en superficie limpia	Metálica (forma romboédrica)
Tenacidad	Frágil (forma romboédrica)

Nota. Adaptado de *Arsenic: Environmental chemistry, health threats, and waste treatment* (p. 14), por K. R. Henke, 2009, John Wiley.

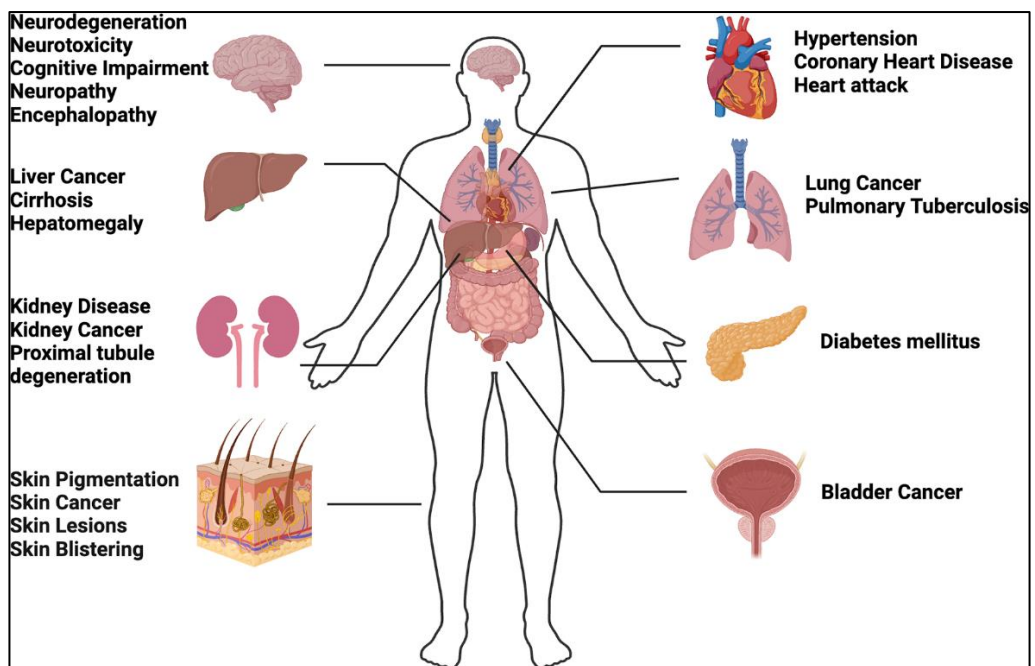
2.2.1.2. Toxicidad del arsénico

El arsénico es un elemento tóxico y ha sido responsable de muchas intoxicaciones accidentales, ocupacionales, deliberadas y terapéuticas desde su descubrimiento en 1250. La toxicidad del arsénico en su forma inorgánica ha sido conocida por cientos de años bajo las siguientes formas: toxicidad aguda, toxicidad subcrónica, toxicidad genética, toxicidad para el desarrollo y

reproducción, inmunotoxicidad, toxicidad bioquímica y celular y toxicidad crónica (Mudhoo et al., 2011).

Figura 1

Efectos nocivos del arsénico en la salud humana



Nota. De "Arsenic and Environment: A Systematic Review on Arsenic Sources, Uptake Mechanism in Plants, Health Hazards and Remediation Strategies" (p. 335), por S. Rajendran et al., 2024, *Topics in Catalysis*, 67(1-4).

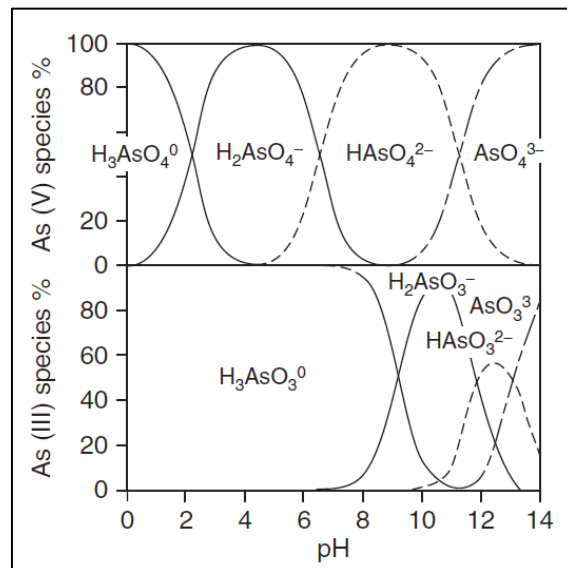
2.2.2. Presencia química del arsénico en aguas

De entre todas las fuentes de exposición, la que presenta un mayor riesgo para la salud humana, es el agua. Basadas en

condiciones redox y pH, el arsénico puede existir en todos los posibles estados de oxidación +5, +3, 0, y -3, dentro del cual el As(III) y As(V) son los más dominantes en los sistemas acuosos. El arsénico forma oxoaniones en ambos estados de oxidación As(III) (H_3AsO_3) y As(V) (H_3AsO_4) y se convierte en móvil en el rango de pH de 6,5 - 8,5 (Flora, 2015). La variación de la proporción de estas especies se muestra en la Figura 2, que permite predecir las especies estables en el agua subterránea.

Figura 2

Especies de arsénico inorgánico en el agua



Nota. De *Arsenic Pollution* (p. 28), por Ravenscroft et al., 2009, WILEY-BLACKWELL.

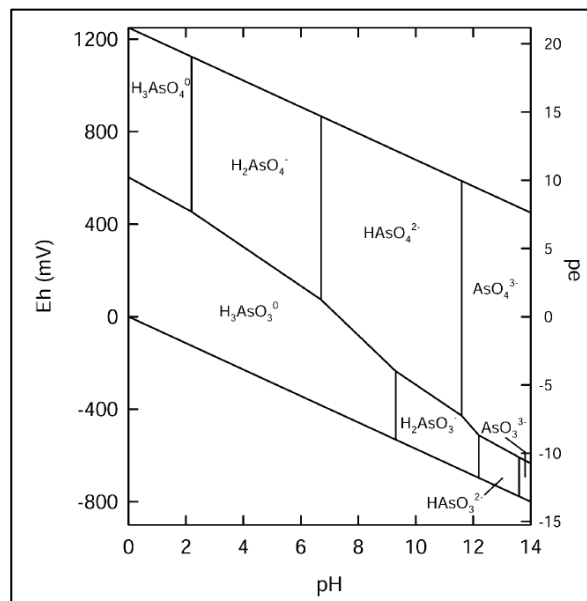
El potencial redox (Eh) y el pH son los factores más importantes que controlan la especiación de As. En condiciones de oxidación, el H_2AsO_4^- es dominante a un pH bajo ($\text{pH} < 6,9$), mientras que a un pH más alto el HAsO_4^{2-} se vuelve dominante (las especies H_3AsO_4^0 y AsO_4^{3-} pueden estar presentes en condiciones extremas ácidas y alcalinas, respectivamente). En condiciones reductoras pH menor a 9,2, predomina la especie de arsenito H_3AsO_3^0 no cargada. La Figura 3 presenta el análisis descrito (Smedley & Kinniburgh, 2002).

La concentración de arsénico encontrado en aguas naturales depende de la fuente de As, la actividad geotermal del medio y condiciones geoquímicas. Solo una fracción pequeña del arsénico total permanece en solución en agua dulce y agua de mar; presentan concentraciones de entre 0,15 – 0,45 $\mu\text{g/L}$ y 0,09 – 24 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. Los altos niveles de arsénico se encuentran en aguas subterráneas debido a las interacciones permanentes agua - roca; por otra parte la movilización y acumulación de arsénico en los acuíferos es favorecida por las condiciones físicas y geoquímicas presentes. En zonas de aguas minerales y actividad térmica la

concentración de arsénico puede llegar a ser 300 veces mayor que en aguas subterráneas (Martínez Cabanas, 2017).

Figura 3

Diagrama Eh-pH de especies acuosas de arsénico en el sistema As-O₂-H₂O a 25 °C y 1 bar de presión total



Nota. De "A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters" (p. 521), por P. L. Smedley & D.G. Kinniburgh, 2002, *Applied Geochemistry*, 17(5).

En aguas superficiales, existe mayor concentración de As(V) que de As(III). En aguas subterráneas las concentraciones de As(III) y As(V) están ligadas a la entrada de arsénico al sistema, las condiciones redox y la actividad biológica por tanto pueden

encontrarse ambas especies de arsénico. En aguas marinas, la especie predominante es el As(V), que puede ser reducido de manera biológica a As(III) o transformado a formas orgánicas (Litter et al., 2010).

En América Latina el arsénico está presente en forma natural en aguas superficiales y subterráneas por acción del vulcanismo terciario y cuaternario desarrollado en la cordillera de los Andes, proceso que se muestra en flujos de lava, géiseres, fumarolas, aguas termales y fenómenos geotérmicos. En Chile el arsénico se encuentra presente en todos los ecosistemas de la zona norte del país debido a la predominancia de vulcanismo cuaternario en la zona. En Perú el arsénico se encuentra en la laguna de Aricota, estas aguas se emplean para el uso doméstico e industrial, esta laguna tiene dos afluentes: el río Callazas y el río Salado que pasan por el volcán Yucamane (Castro de Esparza, 2009).

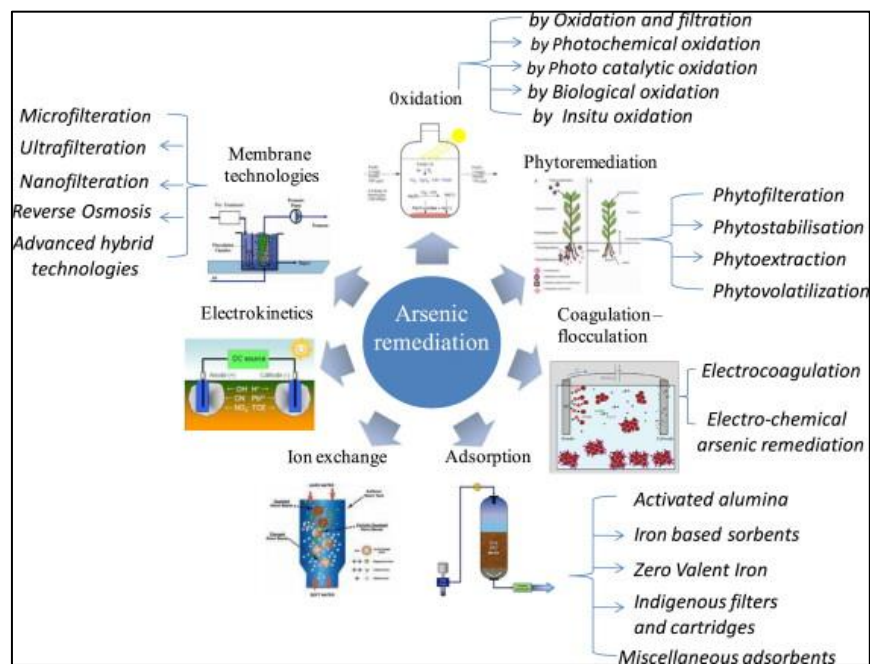
2.2.3. Procesos de remoción de arsénico

Actualmente existe una gran variedad de tecnologías disponibles destinadas a tratar las fuentes de agua y así remover el arsénico presente, muchas de estas tecnologías se siguen estudiando y se pueden emplear de manera combinada si es

necesario. En la Figura 4 se muestra un diagrama esquemático de los principales procesos utilizados en la remoción de arsénico.

Figura 4

Diagrama esquemático de varias técnicas utilizadas para eliminar el arsénico del suelo y el agua



Nota. De "Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: A review. Ecotoxicology and Environmental Safety" (p. 252), por R. Singh et al., 2015, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112.

2.2.3.1. Coagulación-Floculación

Este sistema es utilizado a través de la adición de químicos coagulantes que permiten la formación de flóculos que adsorben

el arsénico y luego pueden ser extraídos mediante filtración. Los coagulantes más comunes utilizados son el sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), sulfato férrico (FeSO_4) y cloruro férrico (FeCl_3) (Litter et al., 2010; Ravenscroft et al., 2009; R. Singh et al., 2015).

La coagulación puede lograr >90% de remoción de As(V), pero de acuerdo al EPA (2000) la remoción de As(III) es ineficiente sin un tratamiento de pre-oxidación. Los coagulantes de hierro remueven As(III) más efectivamente que el aluminio (Ravenscroft et al., 2009).

Sin embargo, se forman volúmenes relativamente grandes de lodos que contienen As, cuya eliminación generalmente se realiza en los vertederos y puede generar una posible fuente de contaminación (Litter et al., 2010).

2.2.3.2. Precipitación/Coprecipitación

Este método toma ventaja por la insolubilidad de ciertos compuestos arsenicales inorgánicos como el sulfuro de As(III), arsenato de calcio y arsenato férrico. Mediante la adición de sales de calcio, magnesio, manganeso (II) o hierro (III) a soluciones de As(V), se obtienen sólidos con contenido de As que se pueden eliminar mediante sedimentación y filtración. Sin embargo, este

método no resulta el más adecuado a causa de la inestabilidad de la mayoría de los sólidos, también por la eliminación directa, aunque se puede emplear en sitios mineros donde estas sales están presentes de manera natural (Litter et al., 2010).

2.2.3.3. Electrocoagulación

Es un proceso de separación, que emplea electrodos para la generación de coagulantes metálicos in situ. La oxidación electrolítica del ánodo ocurre después de la aplicación de corriente continua. El ánodo metálico se disocia en iones metálicos di o trivalentes y libera un número o electrones equivalentes mediante la introducción de corriente. La cantidad de generación de iones metálicos se basa en la densidad de corriente aplicada (ley de Faraday) (Nidheesh & Singh, 2017).

Los cationes polivalentes son producidos en un ánodo de sacrificio hecho de hierro o aluminio. El As(III) y el As(V) reaccionan con los iones hidroxil producidos en el cátodo para formar hidróxidos que adsorben los contaminantes. Este proceso es sensible a la conductividad eléctrica del agua, pero no es dependiente del pH en un rango de 6-8 (Ravenscroft et al., 2009).

2.2.3.4. Oxidación

El proceso implica la oxidación de las formas solubles de hierro y manganeso a sus formas insolubles, luego son removidos por filtración. Primero, el hierro soluble y el As(III) son oxidados. El As(V) se adsorbe en los precipitados de hidróxido de hierro que finalmente se filtran de la solución. La eficacia de eliminación de arsénico depende en gran medida de la concentración inicial de hierro y de la proporción de hierro con respecto al arsénico. Numerosos estudios han demostrado que los dióxidos de manganeso son capaces de oxidar As(III), permitiendo la remoción de arsénico por oxidación química y sorción (Jain & Singh, 2012).

2.2.3.5. Intercambio iónico

Es un proceso físico-químico en el cual los iones se intercambian entre una fase de solución y una fase de resina sólida. La resina sólida es generalmente una red elástica de hidrocarburos tridimensionales que contiene una gran cantidad de grupos ionizables electrostáticamente. Estos grupos son intercambiados por iones de carga similar de la solución que tienen una afinidad de intercambio más fuerte. La tecnología

típicamente puede reducir las concentraciones de arsénico a $<50 \mu\text{g/L}$ y en algunos casos a $<10 \mu\text{g/L}$. La resina de intercambio iónico puede ser una base fuerte en forma de cloruro o hidróxido. La resina de intercambio iónico resulta eficiente para la remoción de As(V) ; este proceso es afectado fuertemente por el pH de la solución y la concentración de otros aniones, más notablemente sulfatos y nitratos, también puede ser afectado adversamente por altos niveles de sólidos totales disueltos (STD) (Jain & Singh, 2012; R. Singh et al., 2015).

2.2.3.6. Adsorción

La adsorción es un proceso de transferencia de masa donde una sustancia es transportada desde la fase líquida a la superficie de un sólido y queda retenida por fuerzas físicas o químicas. La adsorción física es impulsada por efectos electrostáticos, mientras la contribución a la adsorción química se produce como resultado del intercambio de agua con la superficie sólida, formando un complejo de esfera interna (Ayala Méndez, 2014).

Los materiales sólidos son a menudo referidos con adsorbentes o sorbentes. Algunas veces el soluto adsorbido es llamado adsorbato. Generalmente, la remoción de As por

tecnologías de adsorción depende del pH y la especiación de As(V), de esa manera a pH ácidos demuestra mayor remoción de As(V) comparado al As(III) (R. Singh et al., 2015).

Los adsorbentes comúnmente utilizados para eliminar el arsénico son:

- i) Alúmina activada (AA),
- ii) Sorbentes a base de hierro (IBS) – Hidróxido férrico granular, Hierro cero valente, Hierro recubierto de arena, etc.,
- iii) Filtros y cartuchos nativos, y
- iv) Otros adsorbentes misceláneos.

Tabla 2

Ventajas y desventajas de las tecnologías convencionales para la remoción de arsénico

Tecnologías	Ventajas	Desventajas
Oxidación y reducción	Sencillo. Pequeño costo de instalación. Se aplica fácilmente a grandes volúmenes de agua. El arsenito puede ser oxidado directamente por varios químicos y/o luz UV.	Algunos oxidantes producen subproductos tóxicos y cancerígenos. Necesita un tratamiento de eliminación adicional.
Precipitación	El sólido obtenido se puede eliminar mediante sedimentación y filtración.	Sólidos bien inestables e inadecuados para la eliminación directa, ya que producirán residuos líquidos que contienen As.
Coagulación/ filtración	Sencillo. Se aplica fácilmente a grandes volúmenes de agua. Efectivo cuando As (V) es el único contaminante. Bajos costos de capital y operativos. El alumbre permite la eliminación de F.	Baja eficiencia de remoción. El pH necesita ajuste. La eliminación de los lodos de coagulación contaminados con arsénico puede ser una preocupación. Baja eficiencia de remoción. Filtración necesaria. Como As(III) debe estar previamente oxidado.
Ablandamiento con cal	pH >10,5 proporciona una eliminación eficaz. Eficiente para tratar agua con alta dureza.	Baja eficiencia. Alta dosis de coagulante. Alto pH en el efluente. Puede requerir tratamiento secundario.

Tecnologías	Ventajas	Desventajas
Adsorción (alúmina activada, óxidos de hierro/ hidróxidos, TiO₂, óxido de cerio, metales)	Sencillo. No se requieren otros productos químicos. Altamente selectivo hacia As(V). Eficaz con agua con alto SDT. Útil a nivel comunitario o doméstico.	Eficacia moderada. Regeneración necesaria. Interferencias: Se, F ⁻ , Cl ⁻ y SO ₄ ²⁻ . La aplicación de dispositivos de tratamiento en el punto de uso necesita regeneración y reemplazo.
Osmosis inversa y nanofiltración	Útil a nivel comunitario o doméstico. Mínimo funcionamiento y mantenimiento de la membrana. Altamente efectivo hacia As, efectivo en el tratamiento de agua con alto TDS.	Solo a niveles bajos. Deficiente para eliminación de As(III). Para grandes volúmenes de agua, se requieren múltiples unidades de membrana. Bajos índices de recuperación de agua (10 -20%). Alto consumo eléctrico. Altos costos de capital y operación. Ensuciamiento de membrana. Muchas interferencias. 20-25% de rechazo de agua.
Intercambio iónico	Eliminación efectiva. No depende del pH y la concentración de afluente.	El As(III) no se elimina. Interfieren el sulfato, SDT, Se, F ⁻ y NO ₃ ⁻ . SS y el hierro precipitado causan obstrucciones. Puede requerir tratamiento previo.

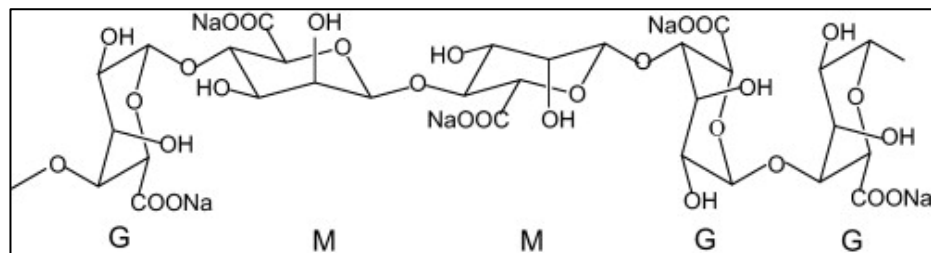
Nota. Adaptado de “Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption” (p. 1109), por M. I. Litter et al., 2010, *Environmental Pollution*, 158(5).

2.2.4. Alginato

El alginato es un biopolímero y un polielectrolito que se considera biocompatible, no tóxico, no inmunogénico y biodegradable, puede ser caracterizado como un copolímero aniónico compuesto de ácido manurónico (bloque M) y ácido gulurónico (bloque G) dispuesto en un patrón de bloqueo irregular de proporciones variables de bloques GG, MG y MM como puede se puede observar en la Figura 5 (Yang et al., 2011).

Figura 5

Estructura molecular del alginato de sodio



Nota. De “Research progress on chemical modification of alginate: A review” (p. 34), por J.-S. Yang et al., 2011, *Carbohydrate Polymers*, 84(1).

La estructura ácida del alginato le permite unir cationes mediante interacciones iónicas. En la biomasa de algas pardas, el alginato suele estar presente en forma de sales de calcio, magnesio, sodio y potasio, que se encuentran principalmente en la pared

celular. Durante el proceso de extracción, el alginato se convierte en el alginato de sodio soluble en agua y se purifica y seca para producir los productos comerciales, principalmente en forma de polvos de alginato de sodio (Zhao et al., 2018).

2.2.4.1. Propiedades fisicoquímicas de los alginatos

A. Solubilidad

Hay tres parámetros esenciales los cuales determinan y limitan la solubilidad de los alginatos en agua; el pH, la fuerza iónica total y el contenido de iones gelificantes (Draget, 2009).

Cuando los grupos carboxyl están en su estado ionizado, el alginato se disuelve en medio acuoso. Los grupos carboxyl de Alginato-Na pueden ser protonados por la adición de HCl para formar ácido algínico, el cual es insoluble en agua. El proceso inverso se da si se agrega una base como NaOH. Por naturaleza propia de la estructura de alginato, es rica en grupos polares, lo que la hace propensa a disolverse en agua e insoluble en solventes orgánicos. Para lograr la solubilidad completa de los alginatos en medios orgánicos, es esencial un contraión hidrofóbico tal como tetrabutilamonio (TBA) (Pawar, 2017).

B. Estabilidad

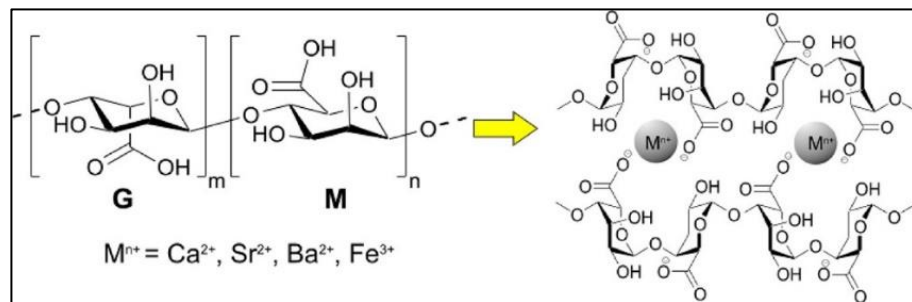
El polvo seco de alginato de sodio puede tener una vida útil de varios meses, siempre que se almacene en un lugar fresco y seco sin exposición a la luz. En el congelador, el alginato de sodio puede mantenerse durante varios años sin una reducción significativa del peso molecular. La viscosidad relativa de una solución de alginato puede reducirse severamente en un corto período de tiempo en condiciones que favorezcan la degradación (Draget, 2009).

2.2.5. Geles de alginato

Los alginatos interactúan con cationes multivalentes de una manera única. Los residuos M y G presentes en el quelato de la cadena principal con cationes multivalentes dan como resultado hidrogeles de alginato. La integridad y la fuerza de los hidrogeles depende directamente de la cantidad de residuos G que son responsables de las uniones reticuladas fuertemente unidas. En cuanto al tipo de contracción en cuestión, sus afinidades relativas hacia los alginatos son las siguientes: $Pb > Cu > Cd > Ba > Sr > Ca > Co$, $Ni, Zn > Mn$. De lejos, el contracción de reticulación más comúnmente utilizado es Ca^{+2} (Pawar, 2017).

Figura 6

Estructura de ácido algínico y la representación esquemática de la reticulación de alginato por cationes metálicas M^+



Nota. De "Photodegradable Iron(III) Cross-Linked Alginate Gels" (p. 2466), por R. P. Narayanan et al., 2012, *Biomacromolecules*, 13(8).

2.2.6. Hierro

El hierro es un metal que se encuentra estable en atmósfera seca y en agua libre de CO_2 . El hierro por oxidación genera Fe^{2+} y Fe^{3+} , a su vez se pueden formar los productos, FeO , Fe_3O_4 y $\delta-Fe_2O_3$. Las especies predominantes en las aguas son el Fe^{2+} y Fe^{3+} y los complejos orgánicos ferrosos y férricos. La forma férrica $Fe(III)$ es muy propensa a sufrir hidrólisis y con presencia de oxígeno da lugar a un hidróxido insoluble de hierro ($Fe(OH)_3$). Por otro lado las sales inorgánicas de hierro (III) son las especies más estables en condiciones aerobias y pH 7. En aguas naturales, a diferencia del $Fe(III)$, la forma reducida $Fe(II)$ aparece en altos niveles de

concentración debido a que presenta mayor solubilidad y forma compuestos como cloruros (FeCl_2), bicarbonatos [$\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$] y sulfatos (FeSO_4). El hierro es un contaminante potencial para el agua, por tanto su concentración máxima como hierro residual en sistemas de tratamiento de agua no debería superar 0,3 mg/L (Martínez Cabanas, 2017).

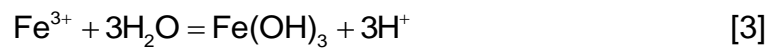
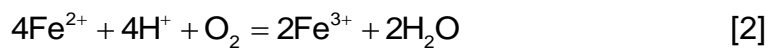
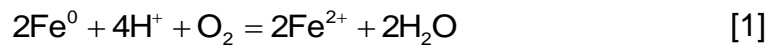
2.2.7. Interacción arsénico – hierro

El proceso de remoción de As(V) en el modelo puede ser descrito por dos mecanismos como sigue:

- Primero, el As(V) es directamente adsorbido en el hierro cero valente (ZVI); y
- Segundo, As(V) es co-precipitado con Fe(III) en el ZVI.

Mientras el proceso de remoción de As(III) también puede ser descrito por dos mecanismos como sigue: (i) El As(III) es adsorbido en el ZVI, (ii) El As(III) es oxidado en la fase acuosa a As(V) el cual es subsecuentemente removido y adsorbido en el ZVI. El modelo también considera como el Fe(II) formado en la superficie corrosiva de Fe(0) reacciona con OH^- para formar hidróxido ferroso (Eljamal et al., 2011).

hidróxidos de hierro de acuerdo con las siguientes reacciones (Mamindy-Pajany et al., 2011):



2.2.8. Adsorción

La adsorción es un fenómeno superficial que se define como el aumento en la concentración de un componente particular en la superficie o interfaz de dos fases. En cualquier sólido o líquido, los átomos en la superficie están sujetos a fuerzas de atracción normales al plano de la superficie. Estas fuerzas son extensiones de las fuerzas que actúan dentro del cuerpo del material y son, en última instancia, responsables del fenómeno de adsorción. De acuerdo a los fundamentos de la adsorción, es útil distinguir entre la fisisorción, que implica sólo fuerzas intermoleculares relativamente débiles, y la quimisorción, que implica esencialmente la formación de un enlace químico entre la molécula de sorbato y la superficie del adsorbente. Aunque esta distinción es teóricamente útil, varios casos son

intermedios y no resulta sencillo categorizar un sistema en particular sin equivocación (Faust & Aly, 1987).

2.2.8.1. Isotherma de Langmuir

Los autores Faust & Aly (1987) definen los supuestos básicos que subyacen al modelo de Langmuir, que también se denomina modelo monocapa ideal localizado, son:

- Las moléculas se adsorben en sitios definidos en la superficie del adsorbente y no pueden migrar a través de ésta ni interactuar con moléculas vecinas.
- Cada sitio puede acomodar solo una molécula (monocapa).
- El área de cada sitio es una cantidad fija determinada únicamente por la geometría de la superficie.
- La energía de adsorción es la misma en todos los sitios.

Para la adsorción de la solución por adsorbentes sólidos, la isoterma de adsorción de Langmuir se expresa como:

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad [4]$$

donde: q_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g), q_m es la cantidad máxima de adsorción (mg/g), C_e es la concentración de adsorbato en el equilibrio (mg/L) y K_L es la constante adsorción (L/mg). Mayores valores de K_L indican que la adsorción es más favorable (Dovi et al., 2021).

2.2.8.2. Isotherma de Freundlich

La ecuación de adsorción de Freundlich es quizás la descripción matemática más utilizada de la adsorción en sistemas acuosos, es una expresión empírica que engloba la heterogeneidad de la superficie y la distribución exponencial de los sitios y sus energías (Faust & Aly, 1987).

La ecuación de Freundlich se expresa como:

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad [5]$$

donde: C_e corresponde a la concentración de soluto en el equilibrio, K_F y n a las constantes de Freundlich, relacionadas a la capacidad de adsorción y a la intensidad de adsorción respectivamente (Dovi et al., 2021).

2.2.9. Adsorción en columna de lecho fijo

La adsorción en columna de caudal continuo de lecho fijo se puede definir como una adsorción dinámica en la que el afluente (solución contaminante) ingresa en la columna y sale de forma continua. El equilibrio de adsorción nunca se alcanza en ningún momento entre el adsorbente en solución y la cantidad de adsorbato adsorbido (por ejemplo, contaminantes de iones metálicos). Además, ayuda a describir el desempeño del adsorbente, a demostrar el comportamiento adsorbente-adsorbato dentro del sistema y a determinar los parámetros cinéticos de la columna, así como a predecir las curvas de ruptura (Leudjo Taka et al., 2021).

El mecanismo de adsorción de la columna implica varios fenómenos, como la dispersión axial, la difusión por poros y la superficie (difusión de resistencia intrapartícula), la resistencia a la difusión de la película y el equilibrio de la adsorción con el adsorbente (Leudjo Taka et al., 2021).

Para empaquetar y configurar la columna de caudal continuo de lecho fijo, generalmente se necesitan materiales como un tubo de vidrio cilíndrico de metacrilato (con dimensiones específicas), una bomba peristáltica, lana de vidrio y perlas de vidrio inertes. Además,

el afluente se transporta mediante una bomba peristáltica de abajo hacia arriba para evitar la canalización que se puede producir en el interior de la columna (cuando el afluente se transporta de arriba hacia abajo). Es recomendable parar la columna cuando la concentración de contaminantes en el efluente sea superior al 90 % de la concentración del afluente para establecer el tiempo de saturación (Leudjo Taka et al., 2021).

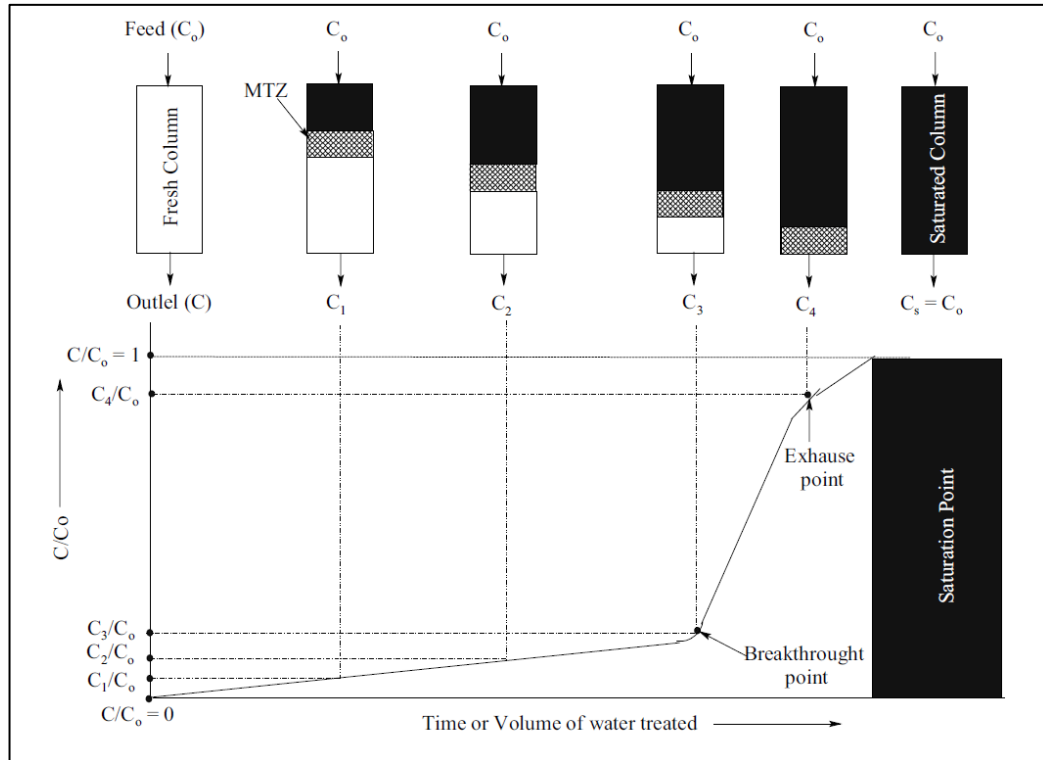
2.2.9.1. Curva de ruptura o curva de avance

La curva de avance evalúa el rendimiento de la columna de caudal continuo de lecho fijo. La curva de avance proporciona información clara sobre el punto de avance, definido como "el momento que la concentración del efluente excede la concentración de descarga máxima permitida de un contaminante de agua específico" (Leudjo Taka et al., 2021).

El gráfico de la concentración adimensional C_t/C_o frente al volumen de efluente o el tiempo, ilustra la curva de avance. La curva de avance, generalmente, presenta una curva en forma de S relativamente aguda (Leudjo Taka et al., 2021).

Figura 8

Descripción de cómo establecer una curva de avance



Nota. De "Fixed-bed column adsorption study: A comprehensive review" (p. 4), por H. Patel, 2019, *Applied Water Science*, 9(45).

La Figura 8 describe cómo se pueden establecer las curvas de avance. A medida que el influente (alimentación) se introduce a través de la columna en la primera etapa, el adsorbato es absorbido rápida y completamente por el adsorbente de tal manera que no se detecta adsorbato en el agua efluente. Por lo tanto, la concentración de adsorbato en el efluente (C) es cero al igual que la relación entre

la concentración de adsorbato en el efluente y la concentración inicial ($C/C_0 = 0$). Luego, a medida que avanza la operación de adsorción, el adsorbente se satura gradualmente con adsorbato y se vuelve menos efectivo (Leudjo Taka et al., 2021).

Según Leudjo Taka et al., (2021), a partir de la ruptura de la columna, es posible determinar:

- la cantidad de contaminantes adheridos al adsorbente en un punto, q (mg) permite obtener la capacidad del lecho q_b (mg/g).
- la frecuencia con la que es imprescindible sustituir el adsorbente; se expresa como la tasa de agotamiento del adsorbente (AER).
- el volumen de lecho procesado (BV) cuantifica el volumen de agua que puede someterse a tratamiento por unidad de volumen del lecho adsorbente.

Las ecuaciones se detallan en la Tabla 3.

Tabla 3

Resumen de las ecuaciones para determinar los indicadores de rendimiento de la columna a partir de la curva de avance

Indicador	Unidad	*Ecuaciones utilizadas
q	mg	$\frac{Q}{1000} \int_{t=0}^{t=t_b} (C_o - C_t) dt$
q_b	mg/g	$\frac{q}{m}$
BV	-	$\frac{\text{volumen de agua tratada en el punto de ruptura (L)}}{\text{volumen de lecho adsorbente (L)}}$
AER	g/L	$\frac{\text{masa de adsorbente (g)}}{\text{volumen de agua tratada (L)}}$

Nota. Adaptado de “Chitosan nanocomposites for water treatment by fixed-bed continuous flow column adsorption: A review” (p. 7), por A. Leudjo Taka et al., 2021, *Carbohydrate Polymers*, 255.

2.2.9.2. Modelos de curvas de ruptura

Según Patel, (2019), las correlaciones matemáticas para la adsorción en columnas de lecho fijo tienen base en la dispersión axial, la transferencia de masa externa, difusión intrapartícula e isothermas no lineales. Además, estas correlaciones también definidas como modelos, proporcionan conclusiones detalladas sobre el mecanismo del proceso, eficacia y la aplicabilidad en

operaciones a gran escala. Los modelos utilizados con mayor frecuencia para analizar el comportamiento en columna de un sistema adsorbente-adsorbato son los modelos de Thomas, BDST, Adam y Bohart, Yoon Nelson, Clark, Wolborska y el modelo dosis-respuesta modificado.

Tabla 4

Modelos de adsorción en columna y sus parámetros

Modelo	Ecuación linealizada	Parámetros
Thomas	$\ln\left[\left(\frac{C_o}{C_t}\right) - 1\right] = \frac{k_{TH}q_o m}{Q} - \frac{k_{TH}C_o V_{eff}}{Q}$	k_{TH} q_o
Adam y Bohart	$\ln\left[\left(\frac{C_o}{C_t}\right) - 1\right] = k_{AB}N_o \frac{Z}{U} - k_{AB}C_t t$	k_{AB} N_o
Yoon-Nelson	$\ln\left(\frac{C_t}{C_o - C_t}\right) = k_{YN}t - \tau k_{YN}$	k_{YN} τ
BDST	$t = \frac{N_o}{C_o U} Z - \frac{1}{k_{BDST} C_o} \ln\left(\frac{C_o}{C_t} - 1\right)$	N_o k_{BDST}
Clark	$\frac{C_t}{C_o} = \frac{1}{(1 + Ae^{-rt})^{(n-1)}}$ $A = \left(\frac{C_o^{n-1}}{C_b^{n-1}} - 1\right) e^{rt_b}; r = \frac{\beta}{U} V_m (n-1)$	A R

Modelo	Ecuación linealizada	Parámetros
Wolborska	$\ln\left(\frac{C_t}{C_o}\right) = \frac{\beta C_o t}{N_o} - \frac{\beta Z}{U}$	β N_o
Dosis-respuesta modificado	$\ln\left(\frac{C_t}{C_o - C_t}\right) = a \ln(C_o Q t) - a \ln(q_{mdr} m)$	a q_{mdr}

Nota. Adaptado de “Fixed-bed column adsorption study: A comprehensive review” (p. 7), por H. Patel, 2019, *Applied Water Science*, 9(45).

En estudios recientes se demostró que los parámetros de tres modelos de lecho fijo pueden estimarse mediante el ajuste de una única ecuación: la función logística, que se muestra en la siguiente ecuación (Chu, 2020).

$$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{1 + \exp(a - bt)} \quad [6]$$

Donde a y b son constantes de la función logística que reemplazan las variables de los modelos resumidos en la Tabla 5.

Tabla 5

Modelos de adsorción en columna y sus parámetros para la ecuación logística

Modelo	Parámetros de ecuación logística	
	<i>a</i>	<i>b</i>
Bohart-Adams	$k_{BA} N_o L / u$	$k_{BA} C_o$
Thomas	$k_{TH} q_o M / Q$	$k_{TH} C_o$
Yoon-Nelson	$k_{YN} \tau$	k_{YN}

Nota. Adaptado de “Breakthrough curve analysis by simplistic models of fixed bed adsorption: In defense of the century-old Bohart-Adams model” (p. 6), por K. H. Chu, 2020, *Chemical Engineering Journal*, 380.

2.3. Definición de términos

- Remoción

Limpieza o eliminación de sustancias peligrosas liberadas al medio ambiente; las medidas que sean necesarias adoptar en caso de amenaza; acciones para evaluar la eliminación del material retirado; o la adopción de otras acciones que sean necesarias para

prevenir, minimizar o mitigar los daños para la salud o el bienestar público o para el medio ambiente (ASTM International, 2023)

- **Adsorción**

La adsorción es un fenómeno de concentración de ciertos solutos de una solución o mezcla sobre la superficie de un sólido en virtud de las fuerzas de atracción desequilibradas de los átomos en la superficie del sólido (Pal, 2015).

- **Coprecipitación**

En la coprecipitación, un elemento menor o traza (como el arsénico) se adsorbe o absorbe dentro de los precipitados de otras especies químicas. Aunque a menudo es difícil de distinguir, la adsorción implica la incorporación de contaminantes en o dentro de sólidos preexistentes (sorbentes), mientras que la coprecipitación se produce poco después de que los sólidos del huésped precipiten de la solución (Henke, 2009).

CAPÍTULO III

MARCO METODOLÓGICO

3.1. Tipo y diseño de la investigación

El tipo de diseño de la investigación que se realizó fue aplicado, con un nivel experimental, debido a que se realizaron pruebas donde se analizó la relación causal, asimismo presenta un enfoque cuantitativo, donde se recolectaron datos para la hipótesis y posteriormente, se realizó la medición numérica y análisis estadístico, donde se estableció patrones de comportamiento para analizar teorías.

3.2. Población y muestra

La solución stock de arsénico de 1000 mg/L se preparó disolviendo 4,164 g de arseniato de sodio dibásico heptahidratado ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) en 1 L de agua destilada. Las muestras de soluciones de As con concentraciones de 0,1, 0,5 y 1,0 mg/L se prepararon diluyendo la solución stock de As con agua destilada; los valores de las muestras fueron seleccionados según los datos de referencia de las fuentes superficiales en la región de Arica.

3.3. Operacionalización de variables

Para la demostración y comprobación de la hipótesis formulada, se manipularon las variables independientes (VI), y es así como a través de la relación causa – efecto se evaluaron las variables dependientes (VD). Se trabajaron diferentes variables y parámetros constantes para las hipótesis.

3.3.1. Estudio en batch

Tabla 6

Operacionalización de variables de estudios en batch

Variable	Factores	Indicadores	Instrumento	Unidad
VI	Concentración inicial de arsénico total	Concentración	EAA-GH*	mg/L
VD	Remoción de As	Concentración	EAA-GH*	mg/L

* Sigla: Espectrometría de Absorción Atómica con Generador de Hidruro.

Para el análisis de las variables se mantuvieron constantes los siguientes parámetros:

- pH de la muestra de agua sintética

- Temperatura ambiental
- Volumen de agua sintética para todas las muestras, 100 mL

3.3.2. Estudio en columna

Tabla 7

Operacionalización de variables de estudios en columna

Variable	Factores	Indicadores	Instrumento	Unidad
VI	Altura de lecho empacado	Altura de lecho relleno con perlas de A Ca-Fe	Regla	cm
	Caudal	Volumen de agua por minuto	Bomba peristáltica	mL/min
	Concentración inicial de arsénico total	Concentración	EAA-GH*	mg/L
VD	Remoción de As	Concentración	EAA-GH*	mg/L

* Sigla: Espectrometría de Absorción Atómica con Generador de Hidruro.

Para el análisis de las variables se mantuvieron constantes los siguientes parámetros:

- pH de la muestra de agua sintética
- Temperatura ambiental constante

3.4. Técnicas e instrumentos para recolección de datos

3.4.1. Instrumentos, equipos, materiales y reactivos

3.4.1.1. Equipos e instrumentos

- 01 Regla de 30 cm
- 01 Pie de metro análogo
- 01 Balanza semianalítica modelo TE1502S, marca Sartorius
- 01 Balanza analítica modelo CPA225D, marca Sartorius
- 01 pHmetro modelo HI9023 marca HANNA
- 01 Conductímetro modelo COND 7110, marca WTW
- 01 Estufa de aire forzado marca BINDER
- 01 Agitador magnético modelo MAG-H, marca Gerhardt
- 01 Ultrasonido modelo 104 H, marca ultrsonik
- 01 Espectrómetro de absorción atómica con generación de hidruros (EAA-GH) modelo FS280 marca Varian.
- 01 Bomba peristáltica modelo LLS Plus (V2), marca Kamoer
- 01 Bomba peristáltica diseñada y ensamblada por el autor

3.4.1.2. Materiales

- 03 frascos graduados tapa rosca 1000 mL
- 30 frascos graduados tapa roja 100 mL
- 15 matraces Erlenmeyer 250 mL
- 03 vasos de precipitados 2000 mL
- 03 vasos de precipitados 400 mL
- 03 vasos de precipitados 250 mL
- 01 probeta 100 mL
- 01 probeta 50 mL
- 03 fioles de 1000 mL
- 03 fioles de 250 mL
- 30 fioles de 100 mL
- 15 fioles de 50 mL
- 15 fioles de 25 mL
- 30 fioles de 10 mL
- 04 embudos de vidrio
- 01 espátula de nalgene
- 02 varillas de vidrio.
- 03 espátula metálica, diferentes tamaños
- 01 micropipeta 10 mL, 5 mL y 1 mL
- 01 jeringa multiuso

- 01 pera de succión
- 01 coladores, tamaño chico y mediano
- 01 soporte universal
- 100 papel filtro cualitativo
- 01 termómetro manual
- 01 lana de algodón
- 3000 perlas de vidrio inertes 2 mm
- 01 columna cromatográfica de 30 cm de largo, diámetro 2 mm
- 02 mangueras de silicona transparente, 1m de largo, 8 mm de diámetro
- 02 mangueras de silicona transparente, 1m de largo, 4 mm de diámetro
- 02 tapones de silicona para la columna
- 01 gradilla
- 30 tubos centrífuga de 15 mL

3.4.1.3. Reactivos

Todos los reactivos utilizados fueron de calidad analítica.

- 1 kg Alginato de sodio, $(C_6H_7O_6Na)_n$
- 20 g Hierro reducido 10um, Fe
- 4 kg Cloruro de calcio dihidratado, $CaCl_2 \cdot 2H_2O$

- 5 g Arseniato de sodio dibásico heptahidratado,
 $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
- 100 g Hidróxido de sodio, NaOH
- 250 mL Ácido nítrico, HNO_3 concentrado
- 500 g Yoduro de potasio, KI
- 100 g Borohidruro de sodio, NaBH_4
- 2 L Ácido clorhídrico concentrado, HCl
- 01 solución estándar de 1000 mg/L de As
- 01 solución certipur de 1000 mg/L de As
- 01 solución estándar de 1000 mg/L de Fe
- 01 solución certipur de 1000 mg/L de Fe
- 80 L agua destilada

3.4.2. Técnicas de recolección de datos

A. Determinación de la concentración de arsénico en muestra de agua por el método Espectrométrico de Absorción Atómica (EAA) con generador de hidruros modelo VARIAN FS280.

Para la determinación de arsénico, se utilizó el procedimiento establecido en el manual de métodos normalizados (APHA et al., 1992).

Procedimiento

i. Solución de yoduro de potasio 10% p/v

Se disolvió 25 g de yoduro de potasio en 250 mL de agua destilada en un matraz Erlenmeyer.

ii. Solución de HCl 5M

Se diluyó 206 mL de HCl 37% p/p en 500 mL de agua destilada en un matraz Erlenmeyer.

iii. Solución estándar de arsénico de 1 mg/L

A partir de una solución estándar de arsénico de 1000 mg/L, se preparó una solución estándar de 1 mg/L.

Se diluyó 1,0 mL de la solución estándar de arsénico en una fiola de 1000 mL y se enrasó con agua destilada, a continuación, se colocó en un envase de plástico de 1 L.

iv. Solución de borohidruro de sodio 0,6% con hidróxido de sodio 0,5% para equipo EAA

Se disolvió 1,2 g de NaBH_4 y 1,0 g de NaOH en un matraz Erlenmeyer de 250 mL con 250 mL de agua destilada y agitó hasta la disolución completa.

v. Curva de calibración

Se preparó una curva de calibración que consiste en una serie de estándares de arsénico de concentraciones 1,0 – 3,0 – 5,0

– 7,0 – 10,0 – 15,0 – 20,0 $\mu\text{g/L}$ de As en fioas de 100 mL. A cada alícuota calculada de la curva de arsénico se le agregó 10 mL de KI 10% p/v y 20 mL de HCl 5 M, posteriormente se enrasó con agua destilada.

Se dejó reaccionar por 45 min y seguidamente se realizó la medición.

Se determinó las absorbancias en el espectrofotómetro de absorción atómica siguiendo las instrucciones del fabricante a 193,7 nm de longitud de onda.

El equipo que se utilizó presenta una manta electrotérmica, que contiene la celda de cuarzo en forma de T, como fuente de calor, que mantiene una temperatura homogénea de 925 °C, se utiliza el N₂ como gas transportador del VGA-77 al EAA FS280.

B. Determinación de hierro total por el método de absorción atómica de llama aire – acetileno por aspiración directa.

Para la determinación de hierro total se utilizó el procedimiento establecido en el manual de métodos normalizados (APHA et al., 1992).

Procedimiento

i. Solución estándar de 100 mg/L de hierro

A partir de una solución estándar de hierro de 1000 mg/L, se preparó una solución estándar de 100 mg/L.

Se diluyó 10 mL de la solución estándar de hierro en una fiola de 100 mL y se enrasó con agua destilada, a continuación, se trasvasijó en un envase de plástico de 100 mL.

ii. Curva de calibración

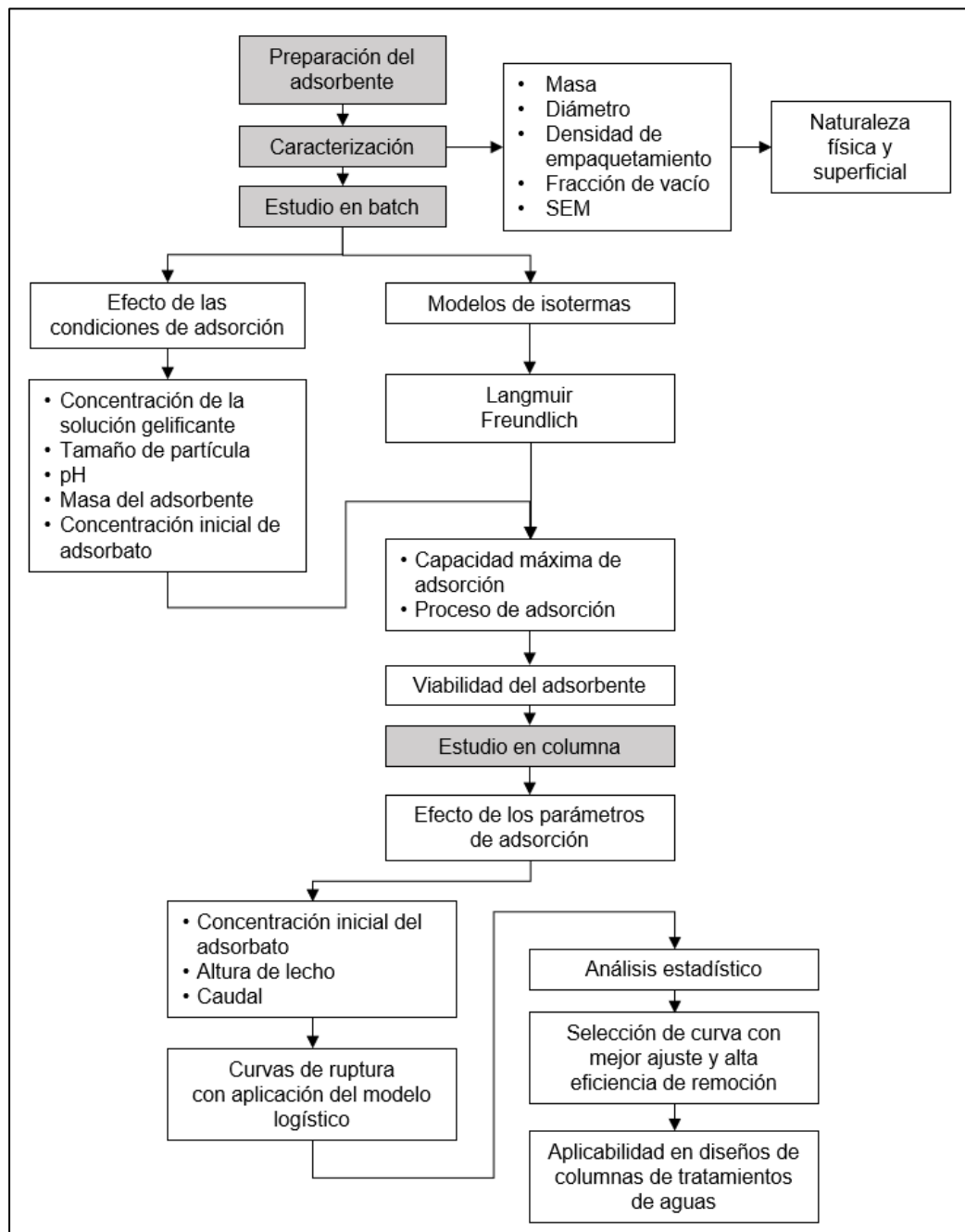
Se preparó la curva de calibración de Fe en agua con las siguientes concentraciones: 0,1 – 0,3 – 0,5 – 0,7 – 1,0 – 1,5 – 2,0 – 1,2 mg/L y un blanco para control en fiolas de 100 mL y se enrasó con agua destilada. Se registraron las lecturas a 248,3 nm de longitud de onda.

3.5. Procesamiento y análisis de datos

La Figura 9 presenta un diagrama de flujo con la secuencia de etapas para el desarrollo del presente estudio.

Figura 9

Diagrama de flujo de la secuencia de etapas para el desarrollo de la tesis



3.5.1. Preparación de perlas de alginato-Ca-Fe (ACa-Fe)

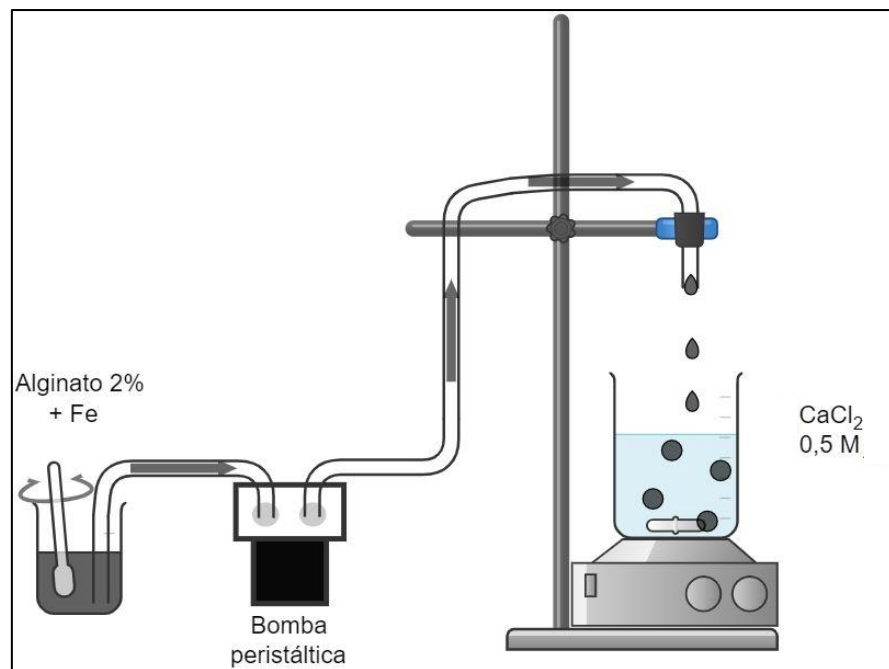
En la preparación de las perlas de ACa-Fe se tomó como referencia el procedimiento descrito por Bezbaruah et al., (2014) y Lienqueo-Aburto, (2021), realizando algunos cambios necesarios para el presente trabajo de tesis.

Se disolvió 2,0 g de alginato de sodio en 100 mL de agua destilada para obtener una concentración de 2% p/v. La solución se mezcló en un agitador magnético (Modelo Giorhet) hasta que se obtuvo una solución viscosa homogénea; luego se dejó en ultrasonido por 30 min para eliminar las burbujas generadas por la agitación, luego se adicionó 0,50 g de Fe, se homogenizó con ayuda de la espátula de Nalgene; se dejó 30 min en reposo (sin ultrasonido), a esta solución se le denominó solución 1. A continuación, se preparó 250 mL de CaCl_2 0,1 o 0,5 M, en caso corresponda el experimento, se denominó solución 2. Posteriormente se armó el equipo de generación de perlas de acuerdo a la Figura 10, se dispensó la solución 1 a través de un tip de micropipeta (Fisher; DI 0,3 mm) posicionada a 14 cm de la superficie de la solución 2, se ajustó el caudal para dispensar la

solución 1 gota a gota en la solución 2, la cual se dejó bajo agitación magnética todo el proceso de preparación de perlas.

Figura 10

Esquema de preparación de perlas de A_{Ca}-Fe



Una vez culminado el proceso, la solución 2 con las perlas de A_{Ca}-Fe se mantuvieron en agitación durante toda la noche. Al día siguiente, las perlas se removieron y se enjuagaron tres veces con agua destilada para eliminar el exceso de solución gelificante. Finalmente, se colocaron en una estufa a 40°C por 24 horas.

3.5.2. SEM

La morfología superficial de las perlas de ACa-Fe se analizó mediante microscopía electrónica de barrido (SEM) utilizando un microscopio marca ZEISS modelo EVO LS-10 (a 20 kV). Las muestras se colocaron sobre un porta-muestras de aluminio mediante la aplicación de adhesivo de contacto de carbono. Las imágenes se tomaron con una velocidad de escaneo de 12 minutos con 54 segundos.

3.5.3. Determinación de parámetros físicos del adsorbente

A. Determinación de masa y diámetro

El diámetro y la masa de las perlas ACa-Fe se midieron utilizando vernier digital y balanza analítica, respectivamente, luego se obtuvo la masa promedio de cada perla de gel mediante la medición de muestras de 10 g, 20 g y 30 g. Para el diámetro promedio se tomó la medición cuidadosamente de un total de 10 perlas.

B. Determinación de la densidad de empaquetamiento

Se pesó cuidadosamente una muestra de 12,59 g, luego en una probeta de 50 mL se colocó la muestra y se llenó con agua

destilada, se agitó para retirar las burbujas de aire que quedan atrapadas entre las perlas. Finalmente, se midió el volumen ocupado por las perlas, y se realizó el mismo procedimiento para muestras de 23,75 y 36,73 g, la densidad se calculó de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\rho_p = \frac{m}{V} \quad [7]$$

ρ_p : densidad de empaquetamiento, g/L

m : masa de lecho empacado, g

V : volumen lecho empacado, L

C. Determinación de fracción de vacío de la columna

Se determinó la fracción de volumen total que está vacía, también definido como porosidad, se realizó por saturación procedimiento descrito por Matko, (2004). Se pesó una muestra de 12,59 g, luego en una probeta de 50 mL se colocó la muestra, se realizó una línea de marca para indicar el volumen de las perlas, finalmente se agregó un volumen conocido de agua destilada hasta que se saturó y llegó a la línea de marca. Se realizó el mismo procedimiento para muestras de 23,75 y 36,73 g, la porosidad se calculó de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\varepsilon = \frac{V_v}{V} \quad [8]$$

donde:

V_v : volumen vacío, mL

V : volumen de lecho empacado, mL

3.5.4. Estudios de adsorción en batch

Los experimentos en batch se llevaron a cabo en matraces Erlenmeyer de 250 mL. En todos los experimentos, salvo cuando se especifique, se trabajó con un volumen total de solución de 100 mL de arsénico de 1 mg/L y empleando 1,0 g de perlas. Los matraces se agitaron en un agitador orbital a 170 rpm por 4 horas, luego se dejaron en reposo por 20 horas donde el tiempo total de contacto fue de 24 horas. Las alícuotas de las muestras para medir As y Fe total se tomaron después de una filtración en papel filtro grado 11 μm .

Se estudiaron diferentes condiciones de adsorción como se detalla a continuación:

- I. Efecto de la concentración de solución gelificante y el tamaño de partícula:** Se utilizó dos diferentes concentraciones de solución gelificante para la preparación

de las perlas (0,1 y 0,5 M de cloruro de calcio). El efecto del tamaño de partícula se evaluó con dos diámetros de perla de ACa-Fe obtenidos al cambiar la boquilla de goteo, uno obtenido de la punta de la manguera, P-M (4,2 mm) y otro de la punta de tip P-T (0,8 mm).

II. Efecto de pH: Se varió el pH inicial en el intervalo de 5 – 8 agregando NaOH o HCl 0,1 M gota a gota a soluciones de 100 mL de arsénico de 1 mg/L.

III. Efecto de la masa de adsorbente: Se varió la dosis de adsorbente en el intervalo de 0,5 – 20 g de perlas ACa-Fe en soluciones de 100 mL de arsénico de 1 mg/L.

IV. Efecto de la concentración inicial del metal: Se seleccionó un rango de 0,5 – 10 mg/L de concentración inicial de As total para evaluar el comportamiento de adsorción.

3.5.5. Análisis de datos en batch

Para determinar la capacidad de adsorción de las perlas de ACa-Fe se calculó usando la ecuación [9].

$$q_e = \frac{V_o (C_o - C)}{m} \quad [9]$$

donde q_e es la concentración del adsorbente en el equilibrio (mg adsorbato/g de adsorbente), C_o es la concentración inicial del adsorbato (mg/L), C es la concentración del adsorbato en el equilibrio (mg/L), V_o es el volumen inicial del líquido en el reactor (L) y m es la masa del adsorbente (g).

La eficiencia de remoción P , se determinó con la ecuación [10]

$$P = \left(\frac{C_o - C_e}{C_o} \right) \times 100\% \quad [10]$$

donde, C_e es la concentración final en el equilibrio del adsorbato en la solución (mg/L) (Dovi et al., 2021).

Se estudiaron los modelos empíricos de Langmuir y Freundlich para describir las isothermas de adsorción en sistema batch, se utilizó la forma linealizada de las ecuaciones 4 y 5 descritas anteriormente para obtener las constantes de las ecuaciones, a continuación se detalla la ecuación [11] (Langmuir) y ecuación [12] (Freundlich) (Patel, 2022).

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L C_e} + \frac{1}{q_m} \quad [11]$$

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad [12]$$

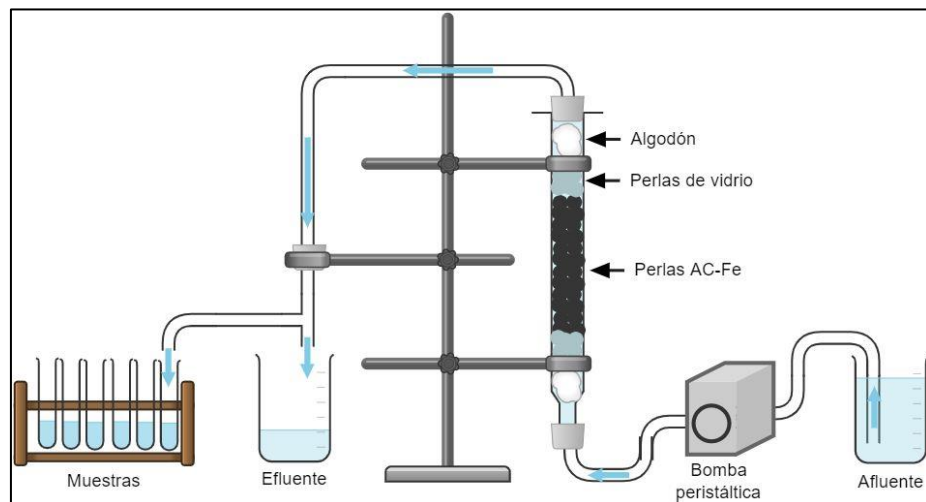
3.5.6. Estudios de adsorción en columna

Todos los experimentos se llevaron a cabo a temperatura ambiente. Las perlas de ACa-Fe obtenidas de acuerdo a la sección 3.5.1. fueron conservadas en agua destilada el día anterior a cada experimento y luego se removió el exceso con papel adsorbente. De esta forma, se facilitó la eliminación de las burbujas de aire dentro de la columna, este proceso se realizó para todos los experimentos.

Se utilizó una columna de vidrio borosilicato, con diámetro interno de 2 cm y una altura de 30 cm. El lecho de la columna se colocó entre dos capas de soporte de perlas de vidrio y lana de algodón para evitar que el adsorbente flote. La solución sintética de arsénico se bombeó a través de la columna de forma ascendente con el caudal deseado mediante la bomba peristáltica C, el esquema del sistema de columna de lecho fijo se muestra en la Figura 11.

Figura 11

Esquema de sistema de remoción de As en columna de perlas de ACa-Fe



Se recogieron muestras de 2 mL a la salida de la columna a diferentes intervalos de tiempo y se analizó el arsénico en un espectrofotómetro de absorción atómica (Agilent 280FS).

Las curvas de ruptura se obtuvieron mediante monitorización continua. Los parámetros relacionados se estudiaron utilizando los modelos de la curva de ruptura que se expresan en términos de concentración normalizada, esta se define como la relación entre la concentración de arsénico a la salida y la concentración de arsénico en la alimentación (C_t/C_0) en función del tiempo (t). El tiempo de ruptura (t_{rup}) elegido en este estudio fue el tiempo en el que la

concentración del arsénico en el efluente alcanzó $0,05C_0$ y el tiempo de saturación del lecho t_{sat} se eligió como el tiempo en el que la concentración de arsénico en el efluente alcanzó el $0,95C_0$ de la concentración inicial de arsénico.

Los siguientes tres parámetros fueron seleccionados para los estudios de adsorción en columna:

- I. **Efecto de la concentración inicial del metal:** Se varió la concentración inicial de arsénico entre $0,1 - 1,0$ mg/L a 15 cm de altura de lecho y 1 mL/min de caudal.
- II. **Efecto de la altura de lecho:** Se varió la altura de lecho de $5 - 15$ cm manteniendo el caudal y la concentración inicial de arsénico constante en 1 mL/min y 1 mg/L respectivamente.
- III. **Efecto de la velocidad de caudal:** El caudal se varió entre 1 y 6 ml/min con una altura de lecho de 15 cm y concentración inicial de arsénico de 1 mg/L.

3.5.7. Análisis de datos en columna

Para estudiar la influencia de varias variables de operación (factores) sobre un parámetro (respuesta), concentración inicial de arsénico ($0,1 - 1$ mg/L), altura de lecho ($5 - 15$ cm) y caudal de alimentación ($1 - 6$ mL/min) se realizó los siguientes experimentos:

Tabla 8*Experimentos en columna*

N°	Concentración inicial (mg/L)	Caudal (mL/min)	Altura de lecho (cm)
1	1	1	5
2	1	1	10
3	1	1	15
4	1	2	15
5	1	6	15
6	0,5	2	15
7	0,1	2	15

Según P. Singh et al., (2014) el área bajo la curva de ruptura (A) se obtiene integrando la concentración adsorbida (mg/L) frente al tiempo (min) que se utilizó también para hallar la cantidad total de metal adsorbido (capacidad máxima de la columna) ($q_{\text{máx}}$, mg/g) que para una concentración de alimentación y un caudal (Q) dado, se calculó a partir de la siguiente ecuación [13]:

$$q_{\text{total}} = \frac{Q}{1000} \times [t_{\text{total}} - t_0] \times C_{\text{ad}} \quad [13]$$

La cantidad total de arsénico enviado a la columna (m_{total}) se calculó a partir de la ecuación [14]

$$m_{\text{total}} = \frac{C_o Q t_{\text{total}}}{1000} \quad [14]$$

Del mismo modo, la remoción total (%) se calculó a partir de la ecuación [15]:

$$\text{Remoción total (\%)} = \frac{q_{\text{total}}}{m_{\text{total}}} \times 100 \quad [15]$$

La adsorción de arsénico en equilibrio q_{eq} (o capacidad máxima de la columna) en la columna se determinó mediante la ecuación [16] que representa la cantidad total de arsénico adsorbido q_{total} por g de adsorbente (m) al final del tiempo total de caudal.

$$q_{\text{eq}} = \frac{q_{\text{total}}}{m} \quad [16]$$

Los datos recogidos durante los estudios se utilizaron para predecir y evaluar el rendimiento de las columnas aplicando modelos matemáticos adecuados desarrollados para tales fines. Para el presente estudio, se evaluó el modelo de Thomas, Bohart-Adams y Yoon Nelson de acuerdo al modelo logístico mencionado en la sección 2.2.9.2. y la ecuación [6].

3.5.7.1. Análisis estadístico

Los análisis de los modelos fueron realizados con el software Excel 2013 para Windows. Se prefirió el análisis de regresión no lineal para determinar los parámetros de la ecuación logística debido a su versatilidad y precisión. Los valores de comparación estadística, como el coeficiente de determinación R^2 y la suma de los errores cuadrados (SSE), se utilizaron para medir la exactitud de ajuste. Los valores altos de R^2 y los valores pequeños de SSE fueron los criterios para elegir el mejor ajuste.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Resultados y discusión

4.1.1. SEM

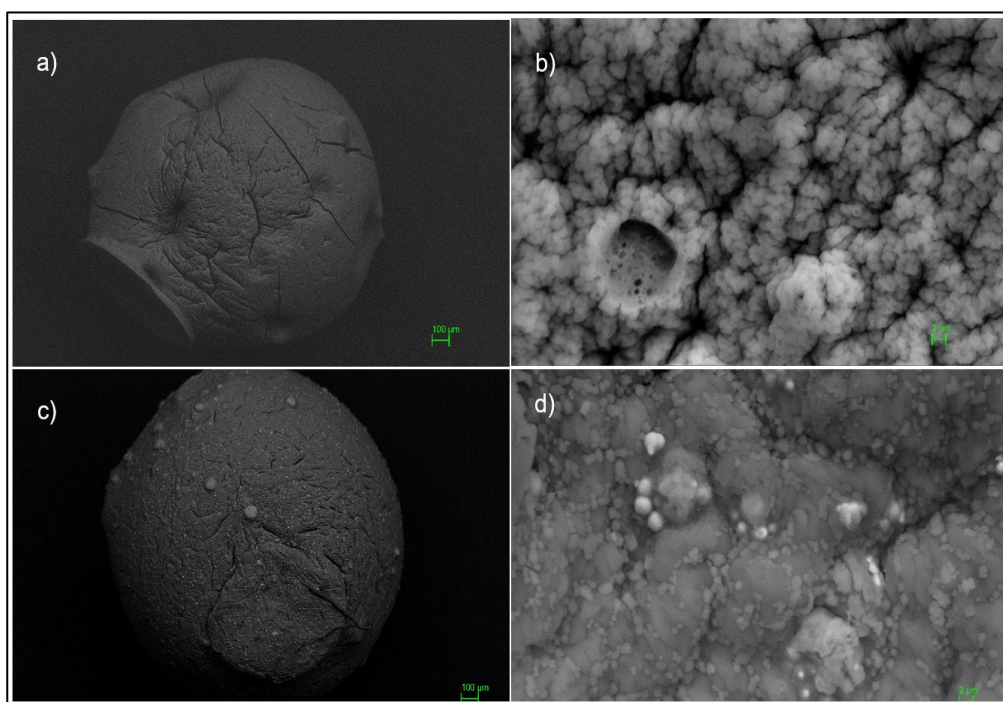
En la Figura 12 se muestran imágenes SEM de la perla de alginato de calcio con aumento de a) x100 y b) x4000, también se muestran imágenes SEM de las perlas de alginato-Ca-Fe c) x100 y d) x4000. La perla en a) presentó una superficie lisa predominante con algunas grietas y cavidades, en cambio la perla en c) tenía una forma casi esférica, una superficie rugosa, además de presencia de porosidades y corpúsculos adheridos.

Al comparar la perla de alginato-Ca (b) y la perla de alginato-Ca-Fe (d), se pudo observar que en b) la perla presenta muchos espacios vacíos, lo que confirma la estructura de caja de huevos propia del alginato. Por otro lado, en d) los espacios vacíos mencionados han sido ocupados por el hierro a consecuencia de su incorporación en la estructura de alginato-Ca.

El encapsulamiento del hierro en la perla de alginato-Ca cambia la superficie de las perlas incrementando la rugosidad, pero no afecta significativamente el tamaño. Estas características del adsorbente podrían haber funcionado como los sitios activos en la adsorción de arsénico.

Figura 12

Imágenes SEM de la perla de alginato calcio a) x100 y b) x4000 y la perla de alginato calcio con Fe c) x100 y d) x4000



4.1.2. Determinación de parámetros físicos del adsorbente

Los resultados de los análisis realizados para obtener las características del adsorbente se resumen en la Tabla 9, también se indica los valores promedio de los experimentos por triplicado.

Tabla 9

Propiedades del adsorbente

Propiedades	Resultado
Masa, g	$0,0010 \pm 8,49 \times 10^{-5}$
Diámetro, mm	$0,90 \pm 0,057$
Densidad de empaquetamiento, g/cm ³	$1,663 \pm 0,018$
Fracción de vacío	$0,69 \pm 0,04$

4.1.3. Estudio de adsorción en batch

4.1.3.1. Efecto de la concentración de solución gelificante y tamaño de partícula

Se analizó la capacidad de adsorción y la eficiencia de remoción de las perlas de ACa-Fe variando la concentración de cloruro de calcio (0,1 y 0,5 M) y el tamaño de partícula, obtenido a partir de la punta de salida de la manguera (P-M) y la punta de tip (P-T). Se utilizaron las ecuaciones [9] y [10] para obtener los resultados de los parámetros analizados, que se muestran en la Tabla 10 y en la Figura 13.

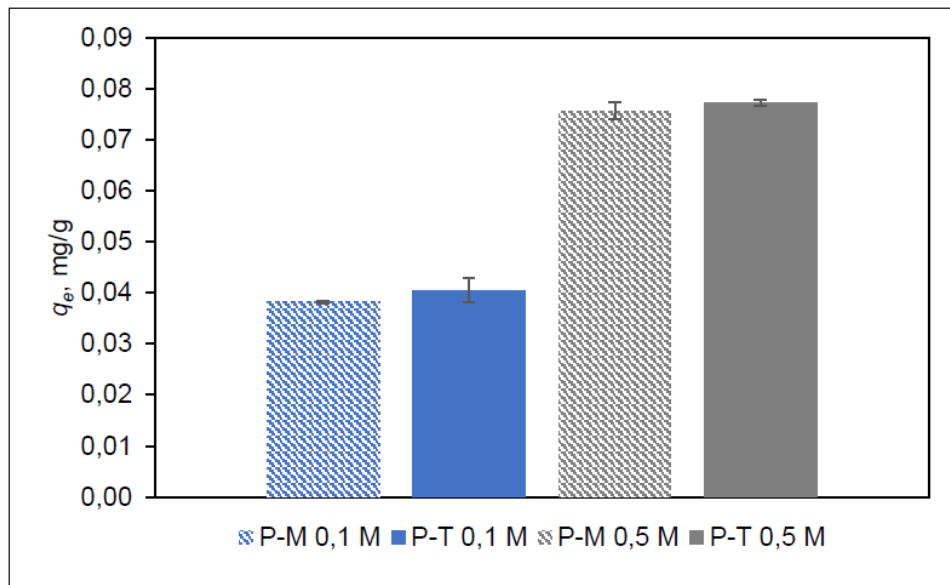
Tabla 10

Eficiencias de remoción de arsénico (%) con la concentración de gelificante

	Eficiencia de remoción, %
P-M, 0,1 M	45,6 ± 0,33
P-T, 0,1 M	48,4 ± 2,78
P-M, 0,5 M	90,5 ± 2,10
P-T, 0,5 M	92,3 ± 0,83

Figura 13

Efecto de la concentración de la solución gelificante y el tamaño de partícula en la capacidad de adsorción de arsénico



En la Tabla 10, se observó que a mayor concentración de cloruro de calcio en las perlas de ACa-Fe, la remoción de arsénico se incrementó en aproximadamente 40%. La disminución del tamaño de partícula no mostró un cambio significativo en la remoción de arsénico por lo que en experimentos posteriores se utilizó las perlas de ACa-Fe con tamaño de partícula de 0,9 mm para facilidad en propósitos operativos del sistema en columna. Otros autores (Bezbaruah et al., 2014; Lienqueo-Aburto, 2021) utilizaron la concentración

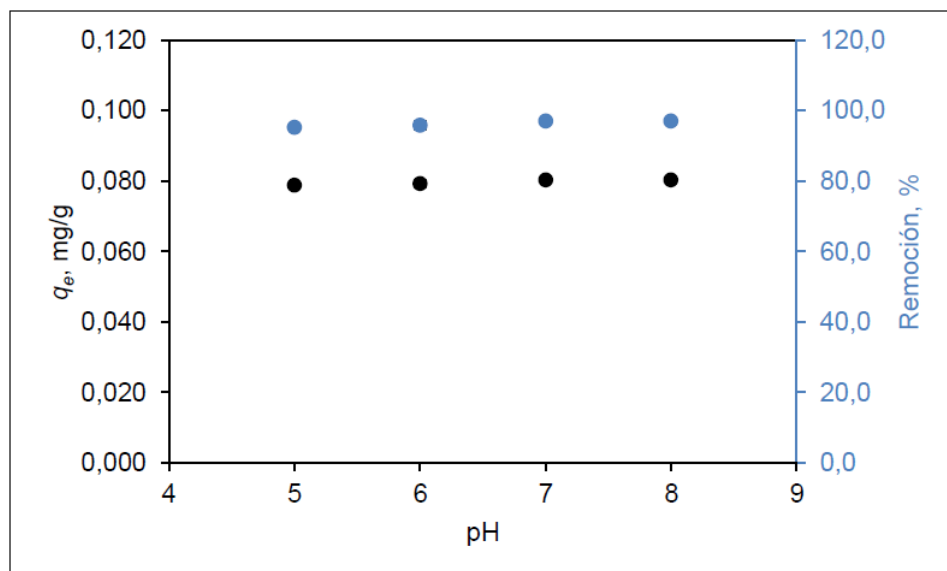
de 0,5 M obteniendo resultados comparables al obtenido en la presente tesis.

4.1.3.2. Efecto del pH

Los resultados de los efectos del pH en la capacidad de adsorción y la eficiencia de remoción de las perlas de ACa-Fe se muestran en la Figura 14.

Figura 14

Efecto del pH en la capacidad de adsorción de arsénico



La remoción de arsénico en solución acuosa fue muy eficiente en el rango de valores de pH estudiados, se observó un ligero incremento de 1% en la remoción de arsénico a $\text{pH} > 6$.

También se obtuvo una capacidad de adsorción de 0,08 mg/g a pH 7 y 8, estos resultados muestran una alta eficiencia de remoción (> 95%) en el rango de pH de 5 – 8.

Según literatura, las especies de arsénico dominantes dependen del pH. Tanto el As(III) como el As(V) se presentan en varias formas protonadas: a pH casi neutro, las especies predominantes son HAsO_2 para As(III), H_2AsO_4^- y $\text{H}_2\text{AsO}_4^{2-}$ para As(V), esto significa que el As(V) existe como anión a pH 4 – 9. Cuando el pH fue superior a 6, la eliminación eficaz del As(V) lo atribuyó a la formación de enlaces de hidrógeno o a la fuerza de Van der Waals entre el As(V) y el Fe. Basándose en los resultados, el pH 7 resultó la condición operativa más adecuada para eliminar el arsénico debido a que es recomendable realizar estudios dentro del rango de pH típico para el agua potable, además que se asemeja al pH encontrado en las cuencas de las regiones de Tacna y Arica que presentan arsénico naturalmente. El valor óptimo de pH para la remoción eficaz de As(V) en condiciones neutras mediante perlas de Fe-AC fueron similares a estudios realizados por (Kanel et al., 2006), donde utilizaron hierro nano cero Valente (nZVI) a pH 7. Como también trabajos de los autores Sharma et al., (2010) que utilizaron nZVI sobre carbón

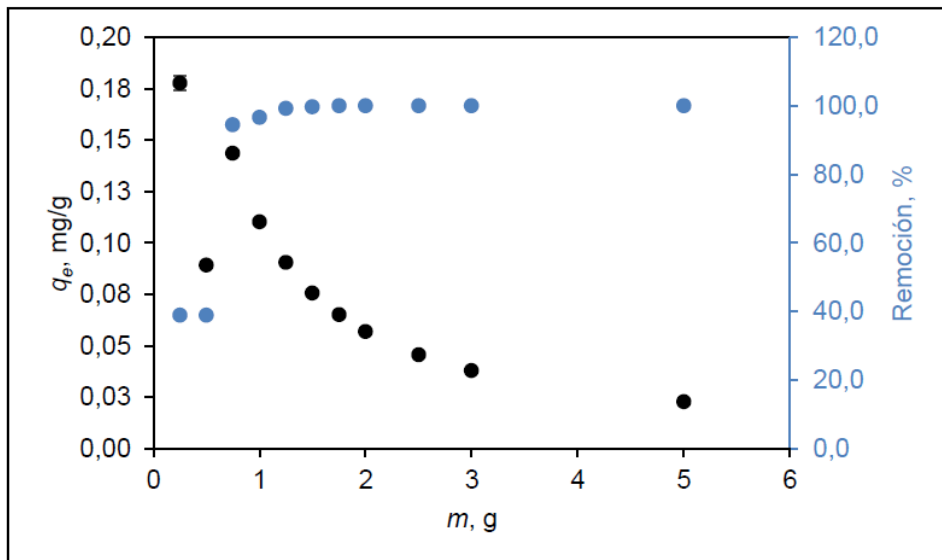
activado a pH 6,5 y Zhu et al., (2009) utilizó hierro dopado en carbón activado en el rango de pH 6,5 – 8,5.

4.1.3.3. Efecto de la masa de adsorbente

Los resultados de los efectos de la masa del adsorbente en la capacidad de adsorción y la eficiencia de remoción de las perlas de ACa-Fe se muestran en la Figura 15.

Figura 15

Efecto de la masa de adsorbente en la capacidad de adsorción de arsénico



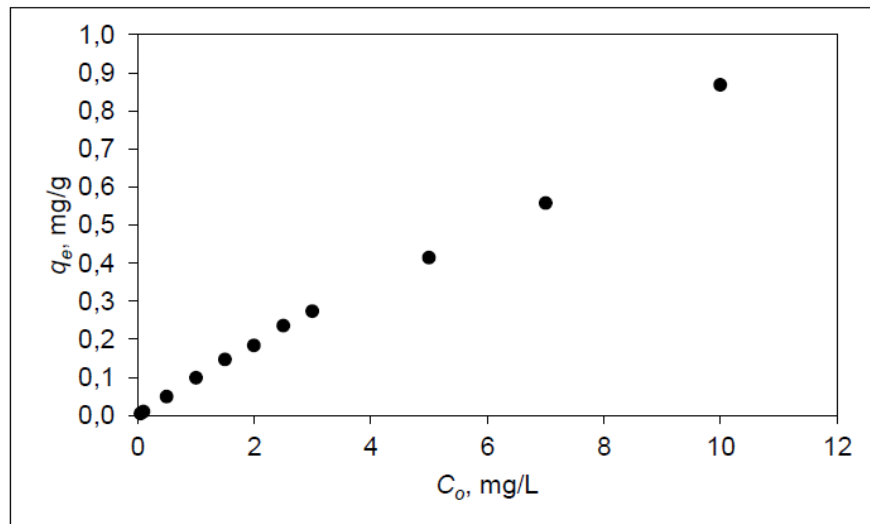
La eficiencia de remoción se incrementa bruscamente cuando la masa aumenta de 0,5 g a 0,75 g, sin embargo, para las dosis mayores a 0,75 g la eficiencia de remoción aumenta ligeramente llegando al 100% de remoción con 1,5 g de perlas de ACa-Fe, esto probablemente se debe a la accesibilidad de una mayor área superficial y más sitios activos. Cuando la dosis de adsorbente aumenta ayuda al contacto entre las moléculas de arsénico y las perlas de ACa-Fe. En contraste, el q_e mostrado tiene una tendencia inversa cuando la dosis de adsorbente se incrementa. Asociado a esto se presume la infrautilización de los sitios de unión, lo que provoca una disminución en la cantidad de adsorción. Estos resultados son consistentes con trabajos realizados por (Lienqueo-Aburto, 2021) y (Bezbaruah et al., 2014). De acuerdo a los resultados obtenidos se concluye que con una masa de 1,0 g de perlas se logra una remoción >95%, dosis que se utilizó en experimentos posteriores.

4.1.3.4. Efecto de la concentración inicial del metal

La variación de la capacidad de adsorción, q_e , como una función de la concentración de equilibrio C_e se muestra en la Figura 16.

Figura 16

Efecto de la concentración inicial de arsénico en la capacidad de adsorción de arsénico



Como la concentración de arsénico aumenta, la capacidad de adsorción incrementa gradualmente de manera constante. Los resultados indican que al incrementar la concentración de arsénico mejora la relación entre el arsénico y el hierro. Los datos

serán mejor explicados con los modelos de isothermas de Langmuir y Freundlich en la siguiente sección.

4.1.4. Modelo de Langmuir y Freundlich

Los parámetros de las isothermas de Langmuir y Freundlich se determinaron por un análisis de regresión lineal de los resultados experimentales obtenidos de los procesos de remoción en batch. Las Figuras 17 y 18 muestran los resultados y las curvas de ajuste.

Figura 17

Modelo linealizado de Langmuir

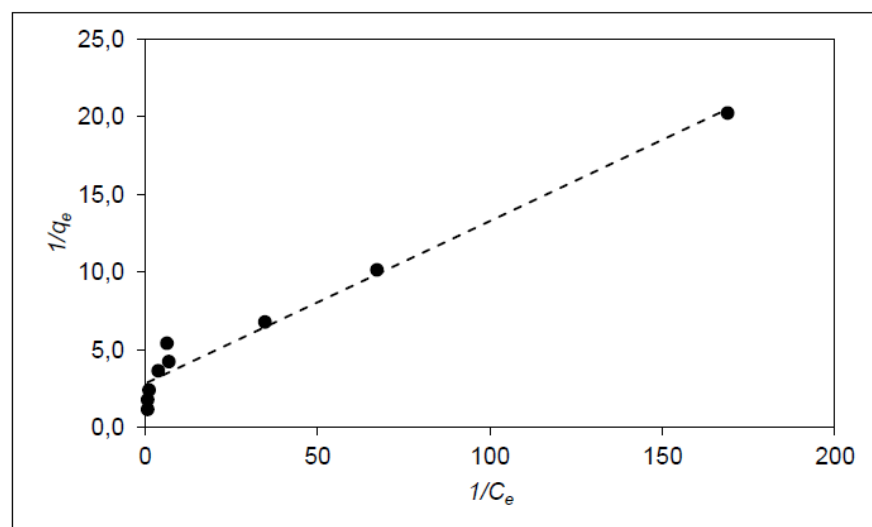
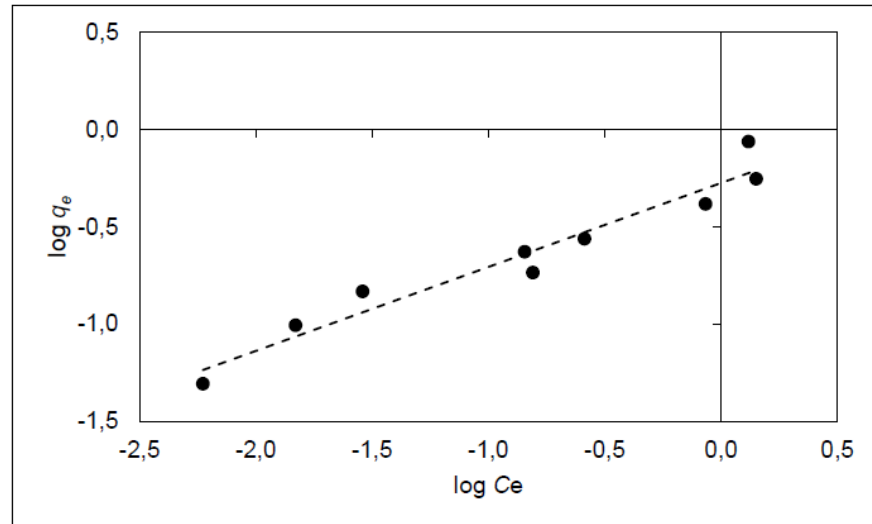


Figura 18

Modelo linealizado de Freundlich



La Tabla 11 reporta las constantes de los modelos de las isotermas de Langmuir y Freundlich para las perlas de A-Ca-Fe.

Tabla 11

Parámetros de las isotermas para la adsorción de arsénico en las perlas de A-Ca-Fe

Modelo de Langmuir		Modelo de Freundlich	
$q_{m\acute{a}x}$, mg/g	0,3543	n	2,3149
k_L , L/mg	26,9539	k_F , L/mg	0,5314
R^2	0,9675	R^2	0,9427

El modelo de Langmuir es el que mejor se ajustó a la adsorción de arsénico en base al valor de R^2 obtenido. Estas observaciones confirman el proceso de adsorción en monocapa que sugiere un proceso de quimisorción en la superficie de las perlas de ACa-Fe. A pesar de que el modelo de Freundlich tuvo un $R^2 < 0,95$ estuvo muy cercano al valor de Langmuir lo que podría indicar que también existe un proceso de adsorción en multicapa, lo que sugiere una fisisorción (Wang & Guo, 2020).

En este trabajo se determinó la capacidad máxima de adsorción $q_{\text{máx}}$ de arsénico de 0,3543 mg/g en las perlas de ACa-Fe, como se indica en la Tabla 11. Varios estudios han informado los valores de $q_{\text{máx}}$, tal como hierro nano cero valente en un soporte de carbón activado (Zhu et al., 2009), nZVI en un soporte de montmorillonita (Bhowmick et al., 2014) y Zeolita/nZVI encapsulado por esferas de alginato (Ferrer Ferrer, 2018) son 12,0, 45,5 y 80 mg/g, respectivamente. Estos resultados demuestran que las perlas de ACa-Fe tienen una baja capacidad de adsorción en sistema batch en comparación con otros adsorbentes reportados, la diferencia es que se utilizó hierro micro cero valente como fuente de hierro. Cabe mencionar que la ventaja radica en la simplicidad de la preparación del adsorbente.

4.1.5. Estudio de adsorción en columna

Las curvas de ruptura evaluadas proporcionaron los valores de tiempo de ruptura (t_{rup}), tiempo de saturación (t_{sat}), volumen total de efluente (V_{eff}), cantidad total de arsénico adsorbido (q_{total}), masa total de arsénico enviado a la columna (m_{total}), capacidad de adsorción por unidad de masa (q_e) y % remoción total de arsénico ($\%R$), mostrados en la Tabla 12.

Tabla 12

Parámetros en columna de lecho fijo para la adsorción de arsénico en perlas de ACa-Fe

N°	C_o , (mg/L)	Q , (mL/min)	Z , (cm)	t_{rup} , min	t_{sat} , min	V_{eff} , mL	q_{total} , mg	m_{total} , mg	q_e , mg/g	$\%R^*$
1	1	1	5	120	220	260	0,1687	0,26	0,0134	64,9
2	1	1	10	50	280	300	0,1461	0,3	0,0062	48,7
3	1	1	15	80	330	375	0,1694	0,375	0,0046	45,2
4	1	2	15	60	180	400	0,2497	0,4	0,0068	62,4
5	1	6	15	10	450	2700	0,5726	2,7	0,0156	21,2
6	0,5	2	15	40	300	660	0,2608	0,33	0,0071	79,0
7	0,1	2	15	80	ND*	ND*	0,4737	0,072	0,0129	ND*

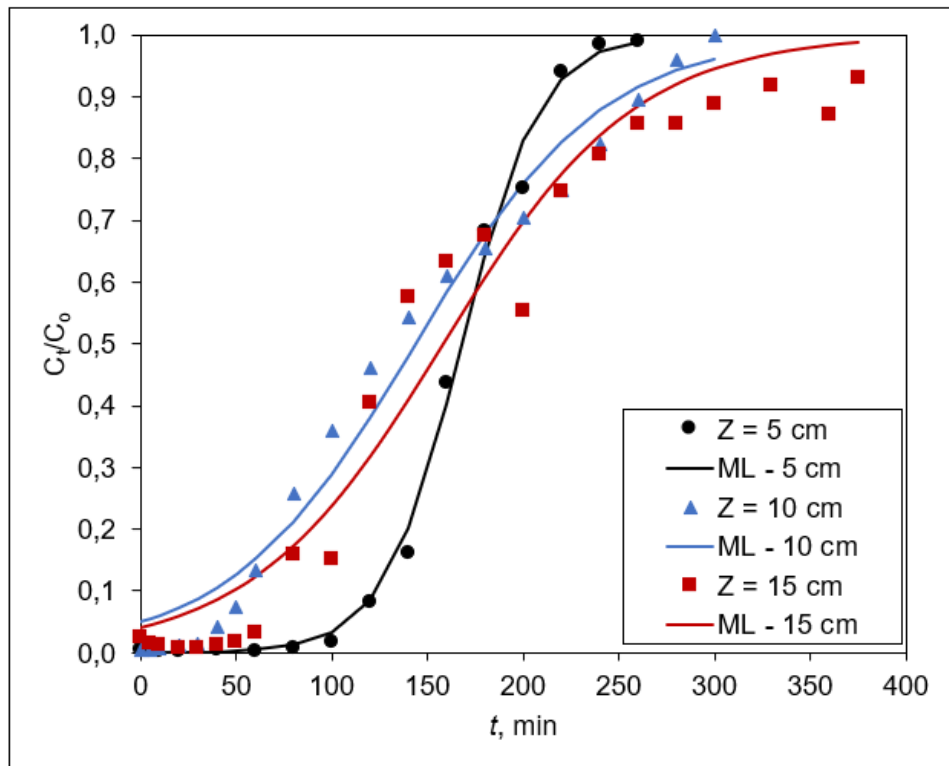
*ND: No determinado, R: remoción

A. Efecto de la altura de lecho fijo

Las curvas de ruptura en columna a diferentes alturas de lecho se representan en la Figura 19.

Figura 19

Curvas de ruptura de la adsorción de arsénico en perlas de ACa-Fe a distintas alturas de lecho



Las pendientes de las curvas de ruptura disminuyeron con el incremento de la altura de lecho, fenómeno que se hizo más visible en el cambio de altura de 5 a 10 cm, culminando en una zona amplia

de transferencia de masa. Como se ilustra en la Tabla 12, cuando la altura de lecho se incrementa, la capacidad de adsorción por unidad de masa, q_e , y el porcentaje de remoción, $\%R$, disminuyen. Si bien una mayor altura provee una mayor cantidad de sitios activos disponibles en la superficie del adsorbente (Singh et al., 2014). La reducción de la capacidad de adsorción podría ser debido a que todos los sitios activos de unión disponibles se vuelven inaccesibles para las moléculas adsorbidas debido a la superposición de los sitios funcionales (Te et al., 2018).

Los resultados también indicaron que cuando la altura del lecho se elevó de 5 a 15 cm el tiempo de saturación aumentó, en contraste el tiempo de ruptura disminuyó para las alturas de lecho de 5 a 10 cm y solo aumentó ligeramente de 10 a 15 cm. El incremento del tiempo de saturación puede atribuirse a un incremento del área superficial del adsorbente, suficientes sitios de unión y un tiempo de residencia adecuado del adsorbato en la región de remoción de la columna, lo que se traduce en tiempo suficiente para que el adsorbato interactúe con el adsorbente, sin embargo, se observa mayor dispersión de los datos obtenidos cuanto mayor es la altura de lecho. Esto podría ser explicado por la característica porosa de las perlas ACa-Fe, además de la existencia de simultaneidad de

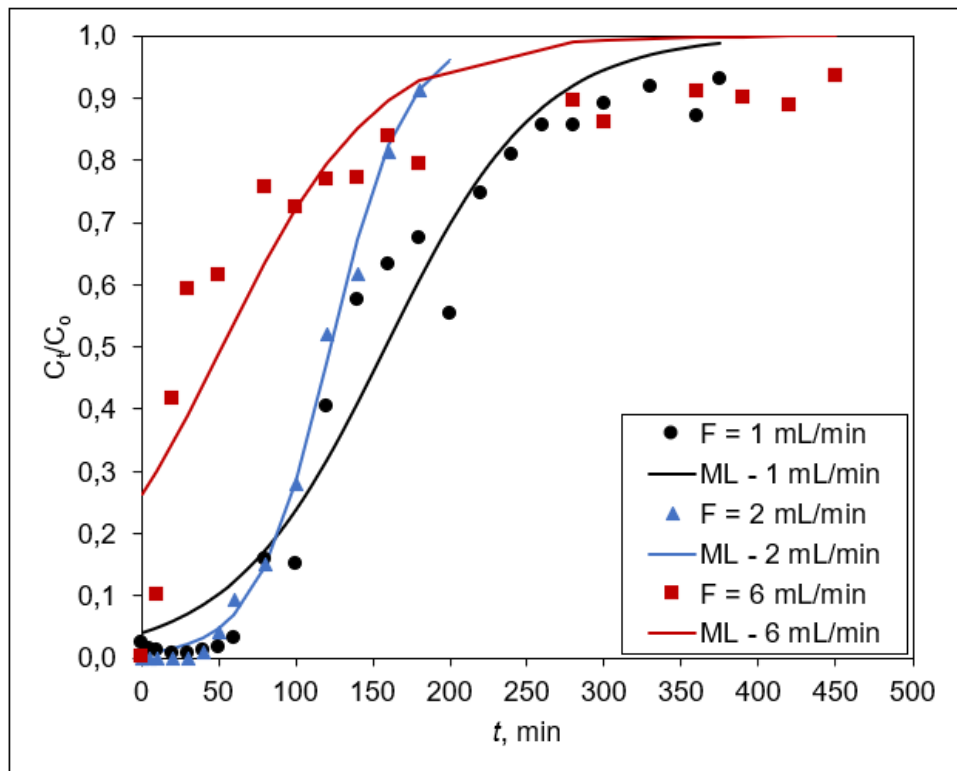
procesos de difusión, quimisorción y fisisorción en la superficie y en el interior de las perlas de ACa-Fe, resultados parecidos fueron obtenidos por (Ferrer Ferrer, 2018). Los valores de m_{total} , q_{total} y V_{eff} se resumieron en la Tabla 12.

B. Efecto de la velocidad de caudal

El experimento se realizó a tres diferentes caudales (1, 2 y 6 mL/min) con la misma altura de columna 15 cm y una concentración inicial de arsénico de 1 mg/L como se muestra en la Figura 20. Los resultados muestran que la curva de ruptura se obtuvo rápidamente con caudales más elevados. El tiempo necesario para alcanzar la saturación aumentó significativamente con la disminución del caudal. El aumento de caudal disminuye el tiempo de ruptura; en consecuencia, esto disminuye el tiempo de servicio del lecho adsorbente.

Figura 20

Curvas de ruptura de la adsorción de arsénico en perlas de ACa-Fe a distintos caudales



Al aumentar el caudal de 1 a 6 mL/min, disminuyó el periodo necesario para que el adsorbato permaneciera en la columna, lo que dio lugar a la aparición de una saturación temprana lo que se nota claramente en el caudal de 6 mL/min donde apenas llega a $C_t/C_0 = 0,8$ se forma un equilibrio aparente para luego alcanzar lentamente la saturación completa del adsorbente, se observó el mismo fenómeno a caudal de 2 mL/min a $C_t/C_0 = 0,9$. En la pendiente

más pronunciada de las curvas de ruptura la adsorción se rige principalmente por la interacción en la superficie de las perlas, en cambio la pendiente plana indicaría que los procesos de difusión y transferencia de masa dentro de las perlas de ACa-Fe comenzaría a gobernar el proceso de adsorción global (Ferrer Ferrer, 2018).

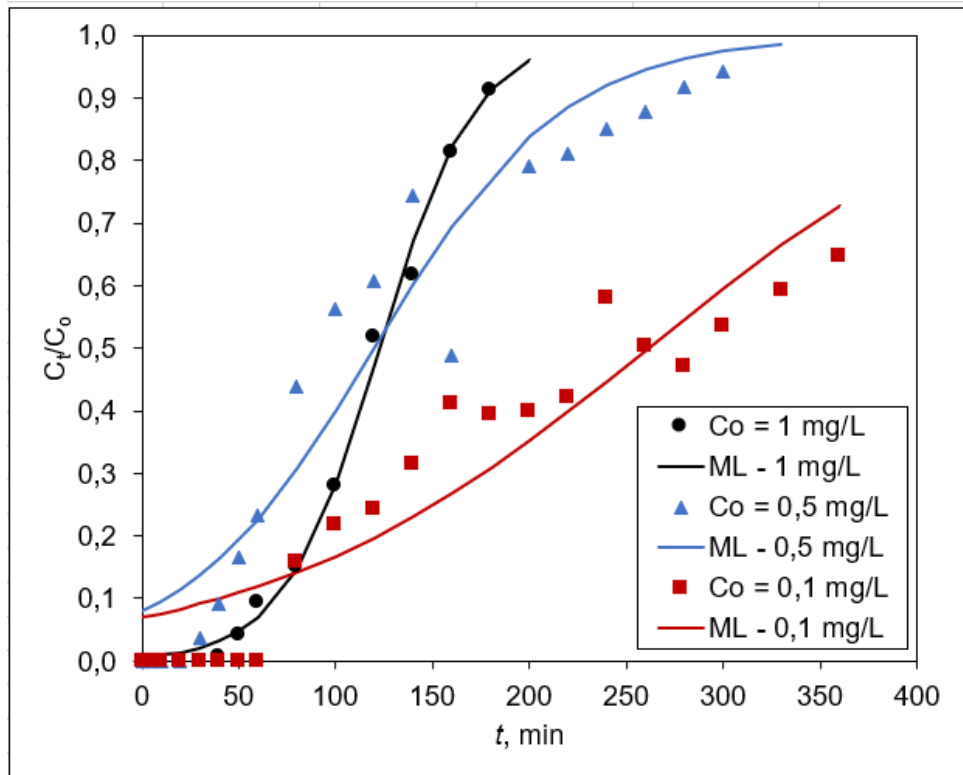
Los periodos de permanencia más cortos disminuyen la propensión del adsorbato a adherirse a la superficie del adsorbente, lo que da lugar a una rápida ruptura y formación de un aparente equilibrio, parte del adsorbato abandona la columna antes de que se produzca la saturación completa del adsorbente. Por tanto, el tiempo de contacto de los iones arsénico con las perlas de ACa-Fe es muy corto a caudales elevados, lo que provoca una reducción de la eficacia de remoción, resultados similares obtenidos por (P. Singh et al., 2014). Los valores de m_{total} , q_{total} y V_{eff} se resumieron en la Tabla 12.

C. Efecto de la concentración inicial del metal

La Figura 21 muestra las curvas de ruptura de la remoción de arsénico a diferentes concentraciones (100, 500 y 1000 $\mu\text{g/L}$) utilizando la altura de lecho (15 cm) y un caudal de 1 mL/min.

Figura 21

Curvas de ruptura de la adsorción de arsénico en perlas de ACa-Fe a distintas concentraciones



Un aumento de la concentración de arsénico en la entrada incrementa la pendiente de la curva de ruptura, lo que afecta a la velocidad de saturación y reduce el volumen de adsorbato tratado. Sin embargo, las altas concentraciones de arsénico saturan más rápidamente las perlas de ACa-Fe, lo que reduce el tiempo de ruptura.

Como se muestra en la Figura 21 el punto de saturación fue alcanzado más rápidamente con una concentración de entrada más alta. En cambio cuando la concentración de la entrada decrece, la capacidad máxima de adsorción se incrementa, esto podría deberse al hecho de que una concentración inicial más baja causó un transporte más lento del arsénico a los sitios de unión y un coeficiente de difusión más bajo, mientras que una concentración inicial más alta proporcionó un mayor número de iones arsénico para cubrir los sitios de unión disponibles más rápidamente (Te et al., 2018).

Cuando la concentración de arsénico pasó de 1,0 a 0,5 mg/L el tiempo de ruptura disminuyó, sin embargo cuando la concentración de arsénico cambio de 0,5 a 0,1 mg/L el tiempo de ruptura se incrementó. Los valores de m_{total} , q_{total} y V_{eff} se resumieron en la Tabla 12.

4.1.4. Modelo logístico (Thomas, Yoon-Nelson y Bohart-Adams)

El modelo unificado aplicado por Chu, (2020) permitió obtener con la ecuación logística los parámetros de tres modelos Thomas, Yoon-Nelson y Bohart-Adams.

Las curvas de ruptura de los modelos se obtuvieron trazando C_t/C_o frente a t en una condición particular y se analizaron mediante regresión no lineal, los resultados se presentan en la Tabla 13.

Tabla 13

Constantes de los modelos de Thomas, Yoon-Nelson y Bohart-Adams a diferentes condiciones de operación en columna

Co, (mg/L)	Q, (mL/min)	Z, (cm)	Modelos de Thomas		Modelo de Yoon-Nelson		Modelo de Bohart-Adams		R ²
			k _{TH}	q _o , mg/g	k _{YN}	τ, min	k _{BA}	N _o , mg/cm ³	
1	1	5	49,2	0,0133	0,049	168,0	49,2	0,0107	0,996
1	1	10	20,6	0,0061	0,021	143,8	20,6	0,0046	0,978
1	1	15	20,0	0,0043	0,020	158,4	20,0	0,0034	0,955
1	2	15	41,2	0,0067	0,041	122,6	41,2	0,0052	0,993
1	6	15	19,9	0,0085	0,020	52,3	19,9	0,0067	0,778
0,5	2	15	41,0	0,0033	0,020	119,7	41,0	0,0025	0,929
0,1	2	15	99,5	0,0014	0,010	260,9	99,5	0,0011	0,874

El modelo logístico permitió realizar las comparaciones entre las capacidades teóricas, q_e (Tabla 12) y experimentales, q_o (Tabla 13), donde resultó que los valores estuvieron muy cerca uno del otro, por otro lado las constantes cinéticas no fueron analizadas pero si se tomó el valor obtenido por el autor Lienqueo-Aburto, (2021), 0,67 g/mg/min, ya que el procedimiento de preparación de adsorbente es el mismo con la única variación en el tamaño de

partícula, lo que no presenta un cambio significativo en el proceso de adsorción de arsénico en las perlas de ACa-Fe demostrado en los experimentos en batch. El valor de la constante cinética en batch, no es parecida a la constante cinética de Thomas del presente estudio, esto se debe a la gran diferencia entre los procesos realizados en batch y en columna.

La Tabla 13 muestra los valores de k_{TH} que caracterizan la velocidad de transferencia de soluto de la fase líquida a la sólida; se observó que a medida que aumentó la concentración inicial de arsénico (0,1 – 1 mg/L) se obtuvieron valores más bajos de k_{TH} y más altos de q_o , en el caso de la altura del lecho cuando se incrementó (5 – 15 cm) la magnitud de q_o y k_{Th} disminuyeron, además a medida que aumenta la velocidad de caudal se obtienen valores más altos de q_o , en el caso del valor de k_{TH} aumenta cuando el caudal incrementa de 1 a 2 mL/min pero decrece cuando se incrementa el caudal de 2 a 6 mL/min.

Se alcanzó una capacidad máxima de adsorción de 0,0133 mg por gramo de adsorbente, concentración inicial de arsénico de 1 mg/L, una altura del lecho de 5 cm y un caudal de 1 mL/min. Este resultado comparado con la literatura reciente es

interesante, Te et al., (2018) demostró en una columna de lecho fijo usando arcilla natural combinada con óxido de hierro y partículas de hierro, una capacidad de 0,43 mg/g con una concentración inicial de arsénico de 2 mg/L.

Mientras el modelo de Thomas permitió una mejor comprensión de las fuerzas impulsoras que subyacen a estos procesos en diversas condiciones. El modelo de Yoon-Nelson proporcionó información valiosa sobre la ruptura del 50% de la columna, permitiendo la predicción del periodo de saturación sin requerir una duración experimental extensa. En cambio, el modelo de Bohart-Adams estimó el tiempo de ruptura y la capacidad máxima de adsorción, que son cruciales para el diseño y funcionamiento eficiente del sistema (Fernandez et al., 2023).

4.1.5. Análisis de hierro

Los análisis de hierro se realizaron al volumen final obtenido del tratamiento de las soluciones de arsénico iniciales con las perlas de ACa-Fe en el sistema de columna. Los resultados mostraron que todas las muestras contenían hierro por debajo del límite de detección del equipo (0,1 mg/L) lo que indicaría que no existió lixiviación de hierro en las soluciones a la salida de la columna de tratamiento.

CONCLUSIONES

Se obtuvo de manera exitosa las perlas de alginato-Ca-Fe con la utilización de un prototipo de bomba peristáltica, determinando las características de masa (0,0010 g), diámetro (0,90 mm), densidad de empaquetamiento (1,663 g/cm³) y porosidad (0,69) con una baja dispersión en los datos.

En los experimentos realizados en batch se demostró que la concentración de solución gelificante resulta un parámetro importante incrementando la remoción en un 40%. También se obtuvo una remoción mayor al 95% a un pH 7 después de un periodo de contacto de 24 horas con una dosis de 1,0 g de perlas de alginato-Ca-Fe.

Se determinó que el modelo de isoterma de Langmuir es el que mejor se ajustó a los datos obtenidos de la adsorción de arsénico con un $R^2 = 0,967$ y una capacidad de adsorción máxima de arsénico total en las perlas de alginato-Ca-Fe de 0,3545 mg/g. Langmuir sugirió un mecanismo de quimisorción (monocapa), sin embargo, no se descartó el modelo de Freundlich ya que tuvo un valor muy cercano de $R^2 = 0,943$, lo que involucra un mecanismo de fisisorción (multicapa).

En los experimentos en columna se obtuvieron los parámetros de adsorción de los modelos de Thomas, Yoon-Nelson y Bohart-Adams con la

utilización de la ecuación logística, asimismo, se obtuvo el mejor porcentaje de remoción de arsénico total con un valor de 64,9% en aguas sintéticas con una capacidad máxima de adsorción de 0,0133 mg/g a una concentración de 1 mg/L, caudal de 1mL/min y altura de lecho de 5 cm. La curva de ruptura obtenida tuvo un ajuste aceptable de 0,996.

En resumen, los resultados obtenidos del estudio en columna permitieron realizar las siguientes conclusiones respecto a cada variable: a) efecto de la concentración: La remoción de arsénico tiende a ser mayor a concentraciones más bajas; b) efecto del caudal: Resultó de carácter significativo, se observó que a mayores caudales se redujo la remoción de arsénico; c) efecto de la altura de lecho: Mostró una disminución en la remoción a medida que se incrementa la altura.

Todos los estudios de los efectos se encontraron sujetos a variabilidad dependiendo de las interacciones entre ellos, como a) interacción concentración – caudal: A concentraciones bajas, la remoción es consistentemente alta a caudales bajos pero disminuye drásticamente a caudales altos; b) interacción concentración – altura: A concentraciones altas, la altura tiene menos impacto en la remoción; c) Interacción caudal – altura: El efecto combinado de caudal y altura indica que a caudales altos, la altura tiene un impacto limitado en la remoción.

RECOMENDACIONES

En base a los resultados obtenidos en este trabajo se propone dar continuidad realizando:

Una caracterización del adsorbente mediante técnicas que permitan conocer la superficie, estructura del adsorbente, así como las moléculas que interactúan en el mecanismo de adsorción del arsénico, por mencionar (XRD, FTIR y BET), esto permitirá corroborar el comportamiento de adsorción.

Experimentos con concentraciones más altas en el sistema de columna para observar su comportamiento y diferenciar las capacidades de adsorción con las obtenidas en el presente estudio.

Un estudio de los iones competitivos presentes en un agua natural que puedan resultar perjudiciales para la adsorción de arsénico en las perlas de alginato-Ca-Fe.

Un estudio del proceso de regeneración del adsorbente en columna para poder reutilizarlo y determinar su eficiencia.

Una optimización del sistema de adsorción de arsénico en columna para determinar el parámetro más influyente en el sistema.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, & WPCF. (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (M. A. H. Franson, Ed.; 17 Edition). Ediciones Díaz de Santos.
- ASTM International. (2023). *Classification of Environmental Condition of Property Area Types for Defense Base Closure and Realignment Facilities* (D5746 – 23). <https://doi.org/10.1520/D5746-98R16>
- Ayala Méndez, D. S. (2014). *Evaluación del mecanismo de remoción de arsénico durante el proceso de precipitación de iones férricos* [Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de San Luis Potosí]. <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.1.1999.8245>. ResearchGate
- Bang, S., Johnson, M. D., Korfiatis, G. P., & Meng, X. (2005). Chemical reactions between arsenic and zero-valent iron in water. *Water Research*, 39(5), 763-770. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.022>
- Bezbaruah, A. N., Kalita, H., Almeelbi, T., Capecchi, C. L., Jacob, D. L., Ugrinov, A. G., & Payne, S. A. (2014). Ca-alginate-entrapped nanoscale iron: Arsenic treatability and mechanism studies. *Journal*

of Nanoparticle Research, 16(1). <https://doi.org/10.1007/s11051-013-2175-3>

Bezbaruah, A. N., Krajangpan, S., Chisholm, B. J., Khan, E., & Elorza Bermudez, J. J. (2009). Entrapment of iron nanoparticles in calcium alginate beads for groundwater remediation applications. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2-3), 1339-1343. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2008.12.054>

Bhowmick, S., Chakraborty, S., Mondal, P., Van Renterghem, W., Van Den Berghe, S., Roman-Ross, G., Chatterjee, D., & Iglesias, M. (2014). Montmorillonite-supported nanoscale zero-valent iron for removal of arsenic from aqueous solution: Kinetics and mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 243, 14-23. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.12.049>

Castro de Esparza, M. L. (2009). The presence of arsenic in drinking water in Latin America and its effect on public health. En *Natural arsenic in groundwater of Latin America*. CRC Press.

Chu, K. H. (2020). Breakthrough curve analysis by simplistic models of fixed bed adsorption: In defense of the century-old Bohart-Adams model. *Chemical Engineering Journal*, 380, 122513. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122513>

Dewangan, T., Tiwari, A., & Bajpai, A. K. (2009). Removal of arsenic ions from aqueous solutions by adsorption onto biopolymeric crosslinked calcium alginate beads. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 91(6), 1055-1067. <https://doi.org/10.1080/02772240802585012>

Dirección General de Aguas. (2022). *Reporte de Calidad de Aguas: Parámetros Físicoquímicos (mensual). Periodo 2013-2022*. Información Oficial Hidrometeorológica y de Calidad de Aguas en Línea. <https://snia.mop.gob.cl/BNAConsultas/reportes>

Dovi, E., Aryee, A. A., Kani, A. N., Mpatani, F. M., Li, J., Li, Z., Qu, L., & Han, R. (2021). Functionalization of walnut shell by grafting amine groups to enhance the adsorption of Congo red from water in batch and fixed-bed column modes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5), 106301. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2021.106301>

Draget, K. I. (2009). Alginates. En *Handbook of Hydrocolloids* (pp. 807-828). Elsevier. <https://doi.org/10.1533/9781845695873.807>

Eljamal, O., Sasaki, K., Tsuruyama, S., & Hirajima, T. (2011). Kinetic Model of Arsenic Sorption onto Zero-Valent Iron (ZVI). *Water Quality, Exposure and Health*, 2(3-4), 125-132. <https://doi.org/10.1007/s12403-010-0030-7>

Faust, S. D., & Aly, O. M. (1987). Adsorption Models. *Adsorption Processes for Water Treatment*, 25-64. <https://doi.org/10.1016/B978-0-409-90000-2.50005-4>

Fernandez, R. M. D., Estrada, R. J. R., Tomon, T. R. B., Dingcong, R. G., Amparado, R. F., Capangpangan, R. Y., Malaluan, R. M., Dumancas, G. G., Lubguban, A. A., Alguno, A. C., Bacosa, H. P., & Lubguban, A. A. (2023). Experimental Design and Breakthrough Curve Modeling of Fixed-Bed Columns Utilizing a Novel 3D Coconut-Based Polyurethane-Activated Carbon Composite Adsorbent for Lead Sequestration. *Sustainability*, 15(19), 14344. <https://doi.org/10.3390/su151914344>

Ferrer Ferrer, M. R. (2018). *Estudios de remoción de arsenato en sistemas acuosos mediante el uso de materiales nanoestructurados* [Tesis de Maestría, Universidad de Chile]. Repositorio académico de la Universidad de Chile <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/170065>

Flora, S. J. S. (2015). Arsenic. En *Handbook of Arsenic Toxicology* (pp. 1-49). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-418688-0.00001-0>

- Gill, L. W., & O'Farrell, C. (2015). Solar oxidation and removal of arsenic—Key parameters for continuous flow applications. *Water Research*, 86, 46-57. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.010>
- Hassan, A. F., Abdel-Mohsen, A. M., & Elhadidy, H. (2014). Adsorption of arsenic by activated carbon, calcium alginate and their composite beads. *International Journal of Biological Macromolecules*, 68, 125-130. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2014.04.006>
- Henke, K. R. (2009). *Arsenic: Environmental chemistry, health threats, and waste treatment*. John Wiley.
- Instituto Nacional de Normalización (INN). (2005). *Agua Potable—Parte 1: Requisitos*.
- Jain, C. K., & Singh, R. D. (2012). Technological options for the removal of arsenic with special reference to South East Asia. *Journal of Environmental Management*, 107, 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.016>
- James, K. A., Meliker, J. R., & Nriagu, J. O. (2017). Arsenic. En *International Encyclopedia of Public Health* (pp. 170-175). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803678-5.00025-4>

Kanel, S. R., Grenèche, J.-M., & Choi, H. (2006). Arsenic(V) Removal from Groundwater Using Nano Scale Zero-Valent Iron as a Colloidal Reactive Barrier Material. *Environmental Science & Technology*, 40(6), 2045-2050. <https://doi.org/10.1021/es0520924>

Khan, K. M., Chakraborty, R., Bundschuh, J., Bhattacharya, P., & Parvez, F. (2020). Health effects of arsenic exposure in Latin America: An overview of the past eight years of research. *Science of The Total Environment*, 710, 136071. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136071>

Leudjo Taka, A., Klink, M. J., Yangkou Mbianda, X., & Naidoo, E. B. (2021). Chitosan nanocomposites for water treatment by fixed-bed continuous flow column adsorption: A review. *Carbohydrate Polymers*, 255, 117398. <https://doi.org/10.1016/J.CARBPOL.2020.117398>

Lienqueo-Aburto, Hugo. (2021). *Remoción de Arsénico desde Aguas Naturales de la Región de Arica y Parinacota Utilizando Perlas de Alginato Dopado con Fe Reducido* [Tesis Doctoral]. Universidad Arturo Prat.

Litter, M. I., Morgada, M. E., & Bundschuh, J. (2010). Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human

consumption. *Environmental Pollution*, 158(5), 1105-1118.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.028>

Malik, A. H., Khan, Z. M., Mahmood, Q., Nasreen, S., & Bhatti, Z. A. (2009). Perspectives of low cost arsenic remediation of drinking water in Pakistan and other countries. *Journal of Hazardous Materials*, 168(1), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.031>

Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., & Roméo, M. (2011). Arsenic (V) adsorption from aqueous solution onto goethite, hematite, magnetite and zero-valent iron: Effects of pH, concentration and reversibility. *Desalination*, 281, 93-99.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.046>

Martínez Cabanas, M. (2017). *Desarrollo de materiales híbridos para la eliminación de arsénico de medios acuosos* [Tesis Doctoral, Universidade da Coruña]. Repositorio Universidade Coruña
<http://hdl.handle.net/2183/18400>

Matko, V. (2004). Porosity determination by using two stochastic signals. *Sensors and Actuators A: Physical*, 112(2-3), 320-327.
<https://doi.org/10.1016/j.sna.2003.10.065>

Min, J. H., & Hering, J. G. (1998). Arsenate sorption by Fe(III)-doped alginate gels. *Water Research*, 32(5), 1544-1552.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00349-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00349-7)

Ministerio de Salud. (2010). D. S. N° 031-2010 SA. *Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*.
<https://www.gob.pe/institucion/minsa/normas-legales/244805-031-2010-sa>

Mohammed Abdul, K. S., Jayasinghe, S. S., Chandana, E. P. S., Jayasumana, C., & De Silva, P. M. C. S. (2015). Arsenic and human health effects: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 40(3), 828-846.
<https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.09.016>

Mudhoo, A., Sharma, S. K., Garg, V. K., & Tseng, C.-H. (2011). Arsenic: An Overview of Applications, Health, and Environmental Concerns and Removal Processes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(5), 435-519.
<https://doi.org/10.1080/10643380902945771>

Narayanan, R. P., Melman, G., Letourneau, N. J., Mendelson, N. L., & Melman, A. (2012). Photodegradable Iron(III) Cross-Linked Alginate

Gels. *Biomacromolecules*, 13(8), 2465-2471.
<https://doi.org/10.1021/bm300707a>

Natasha, Shahid, M., Imran, M., Khalid, S., Murtaza, B., Niazi, N. K., Zhang, Y., & Hussain, I. (2020). Arsenic Environmental Contamination Status in South Asia. En S. Srivastava (Ed.), *Arsenic in Drinking Water and Food* (pp. 13-39). Springer Singapore.
https://doi.org/10.1007/978-981-13-8587-2_2

Nidheesh, P. V., & Singh, T. S. A. (2017). Arsenic removal by electrocoagulation process: Recent trends and removal mechanism. *Chemosphere*, 181, 418-432.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.082>

Organización Mundial de la Salud OMS. (2003). *Guías para la calidad del agua potable*. Tercera Edición.

Organización Mundial de Salud. (2022, abril 7). *Arsénico*.
<https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>

Pal, P. (2015). Adsorption Method of Arsenic Separation from Water. En *Groundwater Arsenic Remediation* (pp. 71-104). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801281-9.00003-5>

- Patel, H. (2019). Fixed-bed column adsorption study: A comprehensive review. *Applied Water Science*, 9(3). <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0927-7>
- Patel, H. (2022). Comparison of batch and fixed bed column adsorption: A critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(10), 10409-10426. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03492-y>
- Pawar, S. N. (2017). Chapter 8—Chemical Modification of Alginate. En J. Venkatesan, S. Anil, & S.-K. Kim (Eds.), *Seaweed Polysaccharides* (pp. 111-155). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809816-5.00008-6>
- Quesada, H. B., De Araújo, T. P., Vareschini, D. T., De Barros, M. A. S. D., Gomes, R. G., & Bergamasco, R. (2020). Chitosan, alginate and other macromolecules as activated carbon immobilizing agents: A review on composite adsorbents for the removal of water contaminants. *International Journal of Biological Macromolecules*, 164, 2535-2549. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.08.118>
- Rahim, M., & Mas Haris, M. R. H. (2015). Application of biopolymer composites in arsenic removal from aqueous medium: A review.

Journal of Radiation Research and Applied Sciences, 8(2), 255-263.

<https://doi.org/10.1016/j.jrras.2015.03.001>

Rajendran, S., Rathinam, V., Sharma, A., Vallinayagam, S., & Muthusamy, M. (2024). Arsenic and Environment: A Systematic Review on Arsenic Sources, Uptake Mechanism in Plants, Health Hazards and Remediation Strategies. *Topics in Catalysis*, 67(1-4), 325-341. <https://doi.org/10.1007/s11244-023-01901-9>

Rathi, B. S., & Kumar, P. S. (2021). A review on sources, identification and treatment strategies for the removal of toxic Arsenic from water system. *Journal of Hazardous Materials*, 418, 126299. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126299>

Ravenscroft, P., Brammer, H., & Richards, K. (2009). Arsenic Pollution. En *Green Health: An A-to-Z Guide*. Wiley. <https://doi.org/10.4135/9781412974592.n12>

Sharma, A., Verma, N., Sharma, A., Deva, D., & Sankararamakrishnan, N. (2010). Iron doped phenolic resin based activated carbon micro and nanoparticles by milling: Synthesis, characterization and application in arsenic removal. *Chemical Engineering Science*, 65(11), 3591-3601. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2010.02.052>

- Siddiqui, S. I., & Chaudhry, S. A. (2017). Iron oxide and its modified forms as an adsorbent for arsenic removal: A comprehensive recent advancement. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 592-626. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.08.009>
- Singh, P., Singh, S. K., Bajpai, J., Bajpai, A. K., & Shrivastava, R. B. (2014). Iron crosslinked alginate as novel nanosorbents for removal of arsenic ions and bacteriological contamination from water. *Journal of Materials Research and Technology*, 3(3), 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2014.03.005>
- Singh, R., Singh, S., Parihar, P., Singh, V. P., & Prasad, S. M. (2015). Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112, 247-270. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.009>
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5), 517-568. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)
- Tapia, J., Murray, J., Ormachea, M., Tirado, N., & Nordstrom, D. K. (2019). Origin, distribution, and geochemistry of arsenic in the Altiplano-Puna plateau of Argentina, Bolivia, Chile, and Perú. *Science of The*

Total Environment, 678, 309-325.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.084>

Te, B., Wichitsathian, B., Yossapol, C., & Wonglertarak, W. (2018). Investigation of Arsenic Removal from Water by Iron-Mixed Mesoporous Pellet in a Continuous Fixed-Bed Column. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(9), 296. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3935-6>

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2001). *National primary drinking water regulations*.

Wang, J., & Guo, X. (2020). Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method. *Chemosphere*, 258, 127279. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127279>

Yang, J.-S., Xie, Y.-J., & He, W. (2011). Research progress on chemical modification of alginate: A review. *Carbohydrate Polymers*, 84(1), 33-39. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2010.11.048>

Zhao, L., Wang, J., Zhang, P., Gu, Q., & Gao, C. (2018). Absorption of Heavy Metal Ions by Alginate. In *Bioactive Seaweeds for Food Applications* (pp. 255-268). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813312-5.00013-3>

Zhu, H., Jia, Y., Wu, X., & Wang, H. (2009). Removal of arsenic from water by supported nano zero-valent iron on activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 172(2-3), 1591-1596. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.031>

Zouboulis, A. I., & Katsoyiannis, I. A. (2002). Arsenic removal using iron oxide loaded alginate beads. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 41(24), 6149-6155. <https://doi.org/10.1021/ie0203835>

ANEXO

Anexo 1. Nomenclatura de variables

A. Símbolos

A	constante del modelo de Clark, adimensional
AER	tasa de agotamiento del adsorbente, g/L
a	constante del modelo modificado Dosis-respuesta, adimensional
β	coeficiente de transferencia de masa del modelo de Wolborska, 1/min
BV	volumen de lecho procesado, adimensional
C	concentración del adsorbato en el equilibrio, mg/L
C_b	concentración del adsorbato en el punto de ruptura, mg/L
C_e	concentración del adsorbato en el equilibrio, mg/L
C_o	concentración inicial del adsorbato en el influente, mg/L

C_t	concentración del adsorbato en el efluente a un tiempo determinado, mg/L
ε	fracción de vacío de la columna, adimensional
K_F	constante de adsorción de la isoterma de Freundlich, L/mg
K_L	constante de adsorción de la isoterma de Langmuir, L/mg
k_{AB} o k_{BA}	constante de velocidad del modelo de Adam y Bohart, L/min/mg
k_{BDST}	constante del modelo de BDST
k_{TH}	constante de velocidad de Thomas, L/min/mg
k_{YN}	constante de velocidad del modelo de Yoon-Nelson, 1/min
m ó M	masa del lecho empacado, g
m_{total}	cantidad total de adsorbato enviado a la columna, g

N_o	capacidad de sorción por unidad de volumen de lecho fijo (modelo Bohart-Adams), mg/L
n	intensidad de adsorción de la isoterma de Freundlich, adimensional
ρ_p	densidad de empaquetamiento del lecho, g/L
P	eficiencia de remoción en porcentaje, adimensional
Q	caudal, mL/min
q_{ads}	cantidad de adsorbato, mg
q_b	capacidad del lecho, mg/g
q_e	capacidad de adsorción en el equilibrio (batch), mg/g
q_e	concentración del adsorbente en el equilibrio (columna), mg/g
q_{eq}	capacidad máxima de adsorción de la columna, mg/g
q_{mdr}	capacidad de adsorción del modelo de modificado dosis-respuesta

q_{total}	cantidad total de adsorbente adsorbido, mg
q_o	capacidad de sorción por unidad de masa de adsorbente, mg/g
R^2	coeficiente de determinación, adimensional
r	constante del modelo de Clark, 1/min
SSE	suma de errores cuadrados, adimensional
τ	tiempo en alcanzar el 50 % de concentración del adsorbato en el efluente, min
t	tiempo, min
t_b	tiempo de ruptura, min
t_{rup}	tiempo de ruptura, min
t_{sat}	tiempo de saturación, min
t_{total}	tiempo total hasta alcanzar la saturación del adsorbente, min
U	velocidad de flujo lineal, cm/min

u	velocidad superficial, cm/min
V	volumen de lecho empacado, L
V_o	volumen inicial del líquido en el reactor, L
V_{eff}	volumen total del efluente tratado, mL
V_m	velocidad de la zona de adsorción, cm/min
V_v	volumen vacío para una altura de lecho, mL
Z ó L	altura del lecho, cm

B. Abreviaciones y acrónimos

BDST	Bed Depth Service Time, tiempo de servicio de una altura de lecho
DI	diámetro interno de la columna
EAA-GH	Espectrometría de Absorción Atómica con Generador de hidruro
EPA	Agencia de Protección Ambiental
ML	Modelo logístico

mZVI	hierro micro-cero valente
nZVI	hierro nano-cero valente
SDT	sólidos totales disueltos
UV	ultra violeta
ZVI	hierro cero valente
SEM	microscopía electrónica de barrido
XRD	difracción de rayos X
FTIR	infrarrojos por transformada de Fourier
BET	Brunauer-Emmett-Teller

Anexo 2. Cálculos relacionados a la determinación de las características físicas de las perlas de alginato-Ca-Fe.

a) Diámetro

N°	Diámetro, mm
1	0,91
2	0,92
3	0,97
4	0,93
5	0,87
6	0,85
7	0,95
8	0,89
9	0,77
10	0,90

Promedio: $0,90 \pm 0,0568$ mm

b) Masa

N° perlas	masa, g	Masa, 1 perla
10	0,0110	0,0011
20	0,0192	0,0010
30	0,0284	0,0009

Promedio: $0,0010 \pm 8,494 \times 10^{-5}$ g

c) Densidad de empaquetamiento

1^{er} Ensayo

N°	masa, g	Volumen de lecho, cm ³	Densidad de empaquetamiento
1	12,5936	7,567	1,664
2	12,5929	7,576	1,662
3	12,5933	7,571	1,634

Promedio: $1,654 \pm 0,0167 \text{ g/cm}^3$

2^{do} Ensayo

N°	masa, g	Volumen de lecho, cm ³	Densidad de empaquetamiento
1	23,7535	14,180	1,675
2	23,7516	13,655	1,739
3	23,7521	14,507	1,637

Promedio: $1,684 \pm 0,0516 \text{ g/cm}^3$

3^{er} Ensayo

N°	masa, g	Volumen de lecho, cm ³	Densidad de empaquetamiento
1	36,7326	21,272	1,727
2	36,7339	22,916	1,603
3	36,7330	22,566	1,628

Promedio: $1,653 \pm 0,0655 \text{ g/cm}^3$

La densidad se calculó de acuerdo a la ecuación [7]:

$$\rho_p = \frac{m}{V}$$

d) Porosidad

1^{er} ensayo

N°	Volumen vacío, mL	Volumen total, mL	Porosidad
1	5,8	7,567	0,77
2	6	7,576	0,79
3	5	7,571	0,65

Promedio: 0,74 ± 0,0763

2^{do} ensayo

N°	Volumen vacío, ml	Volumen total, ml	Porosidad
1	9,4	14,180	0,66
2	9,2	13,655	0,67
3	9,5	14,507	0,68

Promedio: 0,66 ± 0,0095

3^{er} ensayo

N°	Volumen vacío, mL	Volumen total, mL	Porosidad
1	14,4	21,272	0,68
2	15,6	22,916	0,68
3	14,7	22,566	0,65

Promedio: $0,67 \pm 0,0159$

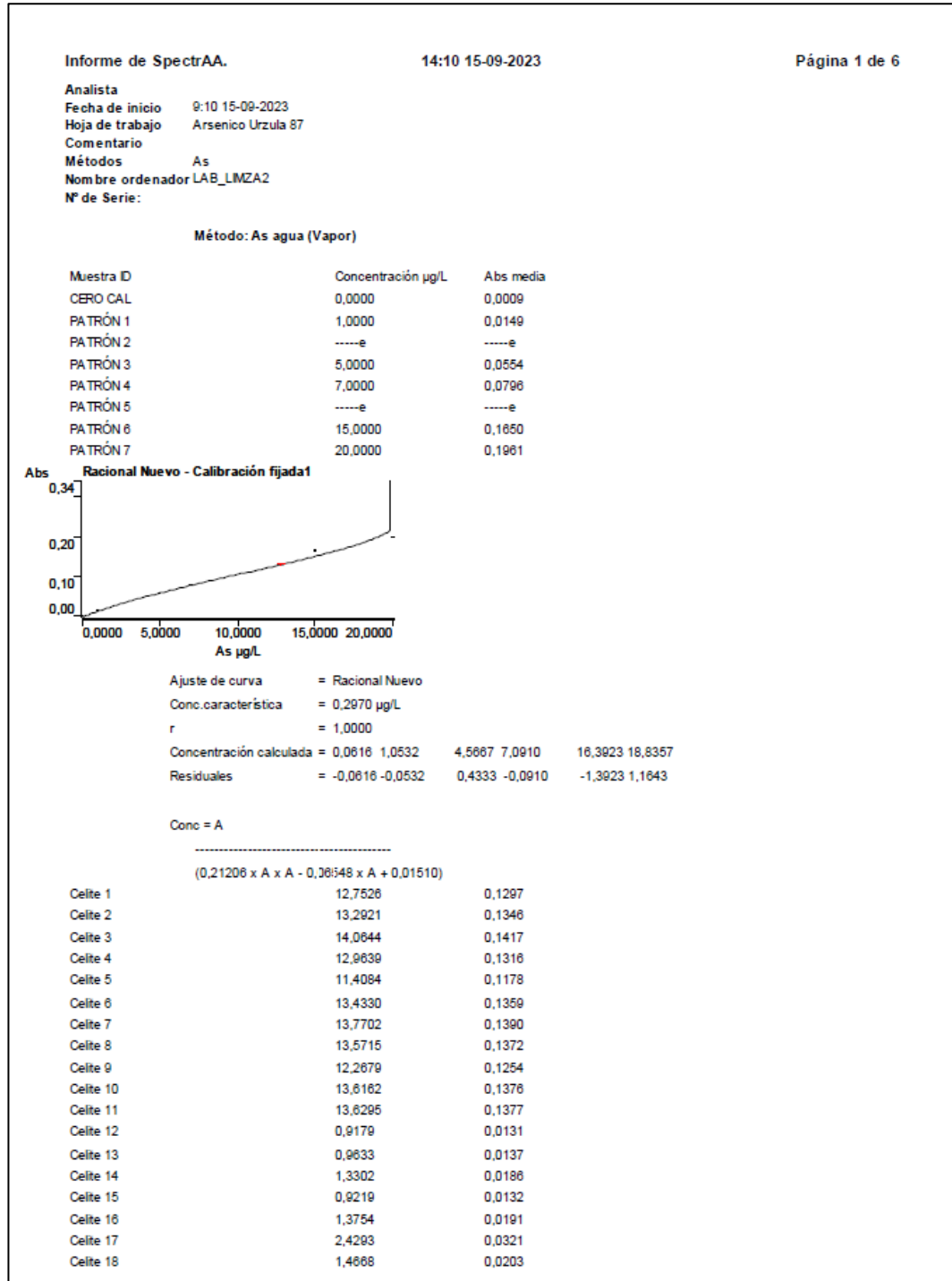
La porosidad se calculó de acuerdo a la ecuación [8]:

$$\varepsilon = \frac{V_v}{V_c}$$

Anexo 3. Informes entregados por el equipo de espectrometría de absorción atómica para las muestras obtenidas, se detalla las curvas de calibración de las mediciones de arsénico y hierro total.

El equipo utilizado para llevar a cabo las mediciones realizó los cálculos internos y entregó los valores de las concentraciones de las muestras, por lo que se utilizaron los valores para realizar el análisis respectivo y así poder realizar las curvas de ruptura.

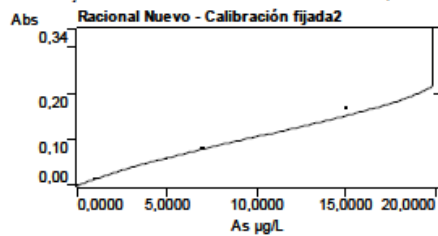
Determinación de arsénico



Celite 19	0,7753	0,0112
Celite 20	1,0882	0,0154
Celite 21	1,0653	0,0151
Celite 22	1,4297	0,0198
Celite 23	0,8877	0,0127
Celite 24	2,1090	0,0283
Celite 25	1,3224	0,0185
Celite 26	1,3429	0,0187
Celite 27	1,1289	0,0159
Celite 28	1,3996	0,0195
Celite 29	2,1456	0,0287
Celite 30	2,1334	0,0286
Celite 31	3,0027	0,0387
Celite 32	2,1421	0,0287
Celite 33	2,2010	0,0294
Celite 34	3,6500	0,0458
Celite 35	3,2020	0,0409
Celite 36	2,9220	0,0378
Celite 37	3,3169	0,0422
Celite 38	4,7804	0,0575
Celite 39	4,3085	0,0527
Celite 40	4,0480	0,0500
Celite 41	4,2499	0,0521
Celite 42	7,8459	0,0847
Celite 43	7,6955	0,0851
Celite 44	8,0258	0,0881
Celite 45	8,1197	0,0889
Celite 46	7,4277	0,0827
Celite 47	13,6251	0,1377
Celite 48	13,9053	0,1402
Celite 49	14,1231	0,1423
Celite 50	13,8213	0,1395
Celite 51	10,1698	0,1070
Celite 52	10,7595	0,1121
Celite 53	11,1759	0,1158
Celite 54	10,9456	0,1138
Celite 55	10,8431	0,1129
Celite 56	15,4580	0,1553
Celite 57	16,4873	0,1661
Celite 58	14,3783	0,1447
Celite 59	15,4990	0,1557
Celite 60	14,5671	0,1465
Celite 61	15,1821	0,1525
Celite 62	13,9284	0,1405
Celite 63	9,1907	0,0984
Celite 64	10,1496	0,1068
Celite 65	9,7447	0,1033
Celite 66	9,4222	0,1004
Celite 67	10,7947	0,1124
Celite 68	11,1976	0,1160
Celite 69	12,8261	0,1304
Celite 70	15,2715	0,1534
Celite 71	11,1252	0,1153
Celite 72	11,5847	0,1194
Celite 73	10,5602	0,1104

Celite 74	11,3289	0,1171
Celite 75	12,6423	0,1287
Celite 76	12,6065	0,1284
Celite 77	12,7105	0,1293
Celite 78	12,9143	0,1312
Celite 79	12,8010	0,1284
Celite 80	13,5595	0,1370
Celite 81	13,9203	0,1404
Celite 82	13,1447	0,1333
Celite 83	14,1883	0,1429
Celite 84	13,4162	0,1357
Celite 85	14,3792	0,1447
Celite 86	15,0999	0,1517
Celite 87	14,5160	0,1460
Celite 88	15,1708	0,1524
Celite 89	14,8920	0,1496
Celite 90	15,1468	0,1521
Celite 91	14,5809	0,1466
Celite 92	9,3867	0,1001
Celite 93	8,2397	0,0900
Celite 94	7,7516	0,0856
Celite 95	7,7730	0,0858
Celite 96	7,9762	0,0876
Celite 97	7,9909	0,0851
Celite 98	7,8233	0,0863
Celite 99	9,5998	0,1020
Celite 100	7,7491	0,0856
Celite 101	8,9108	0,0959
Celite 102	8,3684	0,0911
Celite 103	8,8032	0,0950
Celite 104	8,1971	0,0896
Celite 105	8,6451	0,0936
Celite 106	8,9948	0,0967
Celite 107	9,7603	0,1034
Celite 108	9,1185	0,0978
Celite 109	9,4178	0,1004
Celite 110	12,9539	0,1315
Celite 111	9,3219	0,0996
Celite 112	8,8592	0,0955
Celite 113	10,0854	0,1063
Celite 114	10,1421	0,1067
Celite 115	9,2843	0,0992
Celite 116	9,0236	0,0969
Celite 117	9,0715	0,0974
Celite 118	9,8977	0,1046
Celite 119	9,5742	0,1018
Celite 120	10,3343	0,1084
Celite 121	9,0889	0,0975
Celite 122	10,9070	0,1134
Celite 123	11,3193	0,1170
Celite 124	10,7806	0,1121
Celite 125	10,5795	0,1106
Celite 126	9,5109	0,1012
Celite 127	10,3616	0,1087
Celite 128	OVER	0,2182

Celita 129	19,6504	0,2105
Celita 130	19,8890	0,2155
Celita 131	19,4321	0,2062
Celita 132	0,8021	0,0115
Celita 133	0,1448	0,0022
Celita 134	0,0119	0,0002
Celita 135	0,0529	0,0008
Celita 136	0,2397	0,0036
Celita 137	0,4715	0,0069
Celita 138	0,2162	0,0032
Celita 139	0,1636	0,0024
Celita 140	1,0642	0,0151
Celita 141	1,0076	0,0143
Celita 142	1,0303	0,0146
Celita 143	1,9921	0,0269
Celita 144	0,9224	0,0132
Celita 145	4,6156	0,0559
Celita 146	1,1118	0,0157
Celita 147	1,3252	0,0185
Celita 148	1,6068	0,0221
Celita 149	1,1400	0,0161
Celita 150	0,9372	0,0134
CERO CAL	0,0000	-0,0018
Ajuste Pendiente	10,0000	0,2157

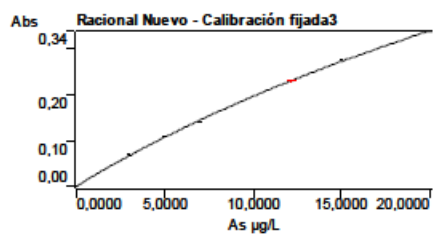


Ajuste de curva = Racional Nuevo
 Conc.característica = 0,2970 µg/L
 r = 1,0000
 Concentración calculada = -0,1208 1,0532 4,5667 7,0910 16,3923 18,8357
 Residuales = 0,1208 -0,0532 0,4333 -0,0910 -1,3923 1,1643

Conc = A

$$(0,21206 \times A \times A - 0,36548 \times A + 0,01510)$$

Celita 151	OVER	0,2272
Celita 152	OVER	0,2434
CERO CAL	0,0000	0,0113
PATRÓN 1	-----e	-----e
PATRÓN 2	3,0000	0,0695
PATRÓN 3	5,0000	0,1076
PATRÓN 4	7,0000	0,1387
PATRÓN 5	-----e	-----e
PATRÓN 6	15,0000	0,2744
PATRÓN 7	20,0000	0,3392



Ajuste de curva = Racional Nuevo

Conc.característica = 0,1873 µg/L

r = 1,0000

Concentración calculada = 0,4842 3,1406 5,0352 6,8880 15,1246 19,9980

Residuales = -0,4842 -0,1406 -0,0352 0,3140 -0,1246 0,0020

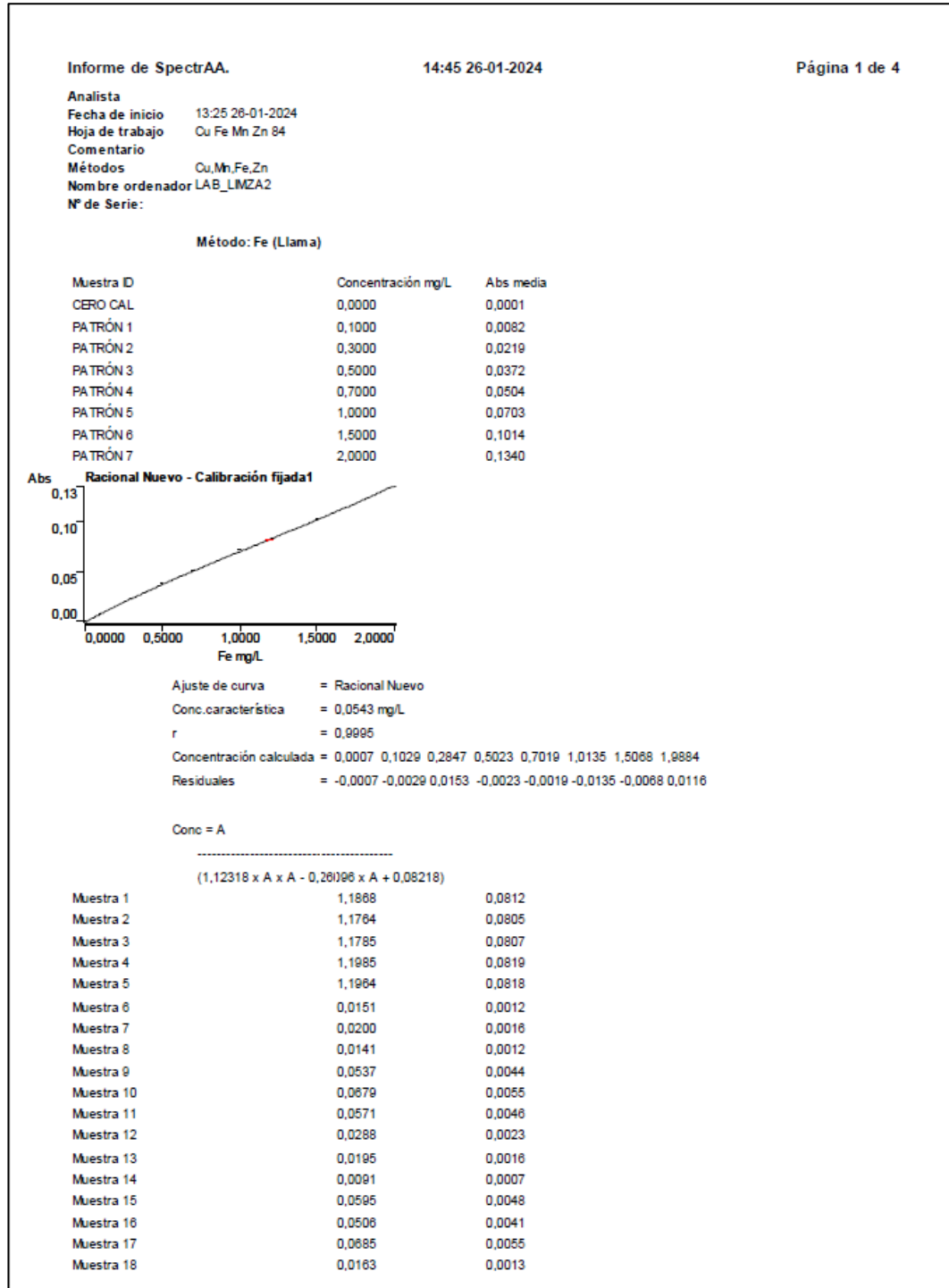
Conc = A

$$(0,00461 \times A \times A - 0,02109 \times A + 0,02358)$$

Muestra ID	Concentración µg/L	Abs media
Celite 153	12,1652	0,2307
Celite 154	12,3272	0,2332
Celite 155	12,4124	0,2346
Celite 156	13,3620	0,2488
Celite 157	11,9795	0,2278
Celite 158	11,0275	0,2129
Celite 159	11,4529	0,2196
Celite 160	11,8816	0,2263
Celite 161	12,4619	0,2353
Celite 162	13,1276	0,2453
Celite 163	12,0658	0,2292
Celite 164	12,4316	0,2348
Celite 165	12,7354	0,2394
Celite 166	10,9704	0,2120
Celite 167	11,7641	0,2245
Celite 168	5,5613	0,1177
Celite 169	5,4040	0,1147
Celite 170	5,6532	0,1195
Celite 171	5,8213	0,1226
Celite 172	1,4931	0,0341
Celite 173	1,5456	0,0353
Celite 174	1,1664	0,0289
Celite 175	2,3705	0,0533
Celite 176	2,3566	0,0530
Celite 177	1,5123	0,0346
Celite 178	1,2989	0,0298
Celite 179	1,1332	0,0261
Celite 180	0,9407	0,0218
Celite 181	1,5742	0,0359
Celite 182	1,7873	0,0406
Celite 183	2,1882	0,0494
Celite 184	1,4111	0,0323
Celite 185	2,8007	0,0624
Celite 186	1,2084	0,0278

Celite 187	2,5423	0,0569
Celite 188	1,7324	0,0394
Celite 189	2,0163	0,0456
Celite 190	2,2767	0,0513
Celite 191	2,4339	0,0546
Celite 192	2,4931	0,0559
Celite 193	2,6299	0,0588
Celite 194	2,0225	0,0468
Celite 195	1,7421	0,0396
Celite 196	2,0482	0,0463
Celite 197	2,5212	0,0565
Celite 198	2,2618	0,0509
Celite 199	2,0192	0,0457
Celite 200	1,5182	0,0347
Celite 201	2,0694	0,0468
Celite 202	12,3468	0,2335
Celite 203	12,6608	0,2383
Celite 204	12,7447	0,2396
Celite 205	11,9292	0,2271
Celite 206	12,4888	0,2357
Celite 207	-0,5811	-0,0137
Celite 208	12,2648	0,2322
Celite 209	12,8871	0,2417
Celite 210	12,5835	0,2371
Celite 211	5,2473	0,1117
Celite 212	6,2151	0,1300
Celite 213	5,7899	0,1220
Celite 214	5,9192	0,1245
Celite 215	5,4662	0,1159
Celite 216	5,7928	0,1221
Celite 217	6,0271	0,1265
Celite 218	-1,4331	-0,0338
Celite 219	-1,4794	-0,0349

Determinación de hierro



Muestra 19	-0,0012	-0,0001
Muestra 20	0,0078	0,0006
Muestra 21	0,0327	0,0027
Muestra 22	0,0331	0,0027
Muestra 23	0,0365	0,0030
Muestra 24	0,0331	0,0027
Muestra 25	0,0313	0,0026
Muestra 26	0,0144	0,0012
Muestra 27	0,2751	0,0212
Muestra 28	0,2818	0,0217
Muestra 29	0,2349	0,0183
Muestra 30	0,3226	0,0247
Muestra 31	0,0187	0,0015
Muestra 32	0,0097	0,0008
Muestra 33	0,0162	0,0013
Muestra 34	0,0184	0,0015
Muestra 35	0,0134	0,0011
Muestra 36	0,0179	0,0015
Muestra 37	0,0222	0,0018
Muestra 38	-0,0048	-0,0004
Muestra 39	0,0142	0,0012
Muestra 40	0,0085	0,0007
Muestra 41	0,0134	0,0011
Muestra 42	0,0059	0,0005
Muestra 43	0,0076	0,0006
Muestra 44	0,0037	0,0003
Muestra 45	0,0129	0,0011
Muestra 46	0,0091	0,0007
Muestra 47	0,0100	0,0008
Muestra 48	0,0098	0,0008
Muestra 49	0,0089	0,0007
Muestra 50	0,0206	0,0017
Muestra 51	0,0023	0,0002
Muestra 52	-0,0108	-0,0009
Muestra 53	-0,0103	-0,0009
Muestra 54	-0,0087	-0,0007
Muestra 55	-0,0038	-0,0003
Muestra 56	-0,0078	-0,0006
Muestra 57	0,0057	0,0005
Muestra 58	0,0017	0,0001
Muestra 59	0,0010	0,0001
Muestra 60	-0,0023	-0,0002
Muestra 61	1,1412	0,0783
Muestra 62	0,0072	0,0006
Muestra 63	-0,0035	-0,0003
Muestra 64	0,0084	0,0007
Muestra 65	0,0060	0,0005
Muestra 66	0,0074	0,0006
Muestra 67	0,0035	0,0003
Muestra 68	-0,0010	-0,0001
Muestra 69	0,0064	0,0005
Muestra 70	0,0022	0,0002
Muestra 71	-0,0025	-0,0002
Muestra 72	0,0069	0,0006
Muestra 73	-0,0054	-0,0004

Muestra 74	0,0024	0,0002
Muestra 75	-0,0109	-0,0009
Muestra 76	-0,0043	-0,0004
Muestra 77	0,0124	0,0010
Muestra 78	0,0032	0,0003
Muestra 79	0,0073	0,0008
Muestra 80	0,0141	0,0012
Muestra 81	0,0107	0,0009
Muestra 82	0,0147	0,0012
Muestra 83	0,0747	0,0060
Muestra 84	0,0938	0,0075
Muestra 85	0,0856	0,0069
Muestra 86	0,0261	0,0021
Muestra 87	0,0218	0,0018
Muestra 88	0,0356	0,0029
Muestra 89	0,0081	0,0007
Muestra 90	0,0085	0,0007
Muestra 91	0,0087	0,0007
Muestra 92	-0,0048	-0,0004
Muestra 93	0,0108	0,0009
Muestra 94	0,0072	0,0008
Muestra 95	-0,0037	-0,0003
Muestra 96	0,0043	0,0004
Muestra 97	-0,0096	-0,0008
Muestra 98	-0,0082	-0,0007
Muestra 99	-0,0040	-0,0003
Muestra 100	0,0030	0,0002
Muestra 101	-0,0084	-0,0007
Muestra 102	-0,0092	-0,0008
Muestra 103	-0,0048	-0,0004
Muestra 104	0,0016	0,0001
Muestra 105	-0,0071	-0,0006
Muestra 106	0,0036	0,0003
Muestra 107	-0,0053	-0,0004
Muestra 108	0,0249	0,0020
Muestra 109	0,0065	0,0005
Muestra 110	0,0090	0,0007
Muestra 111	-0,0025	-0,0002
Muestra 112	0,0037	0,0003
Muestra 113	0,0061	0,0005
Muestra 114	0,0118	0,0010
Muestra 115	0,0125	0,0010
Muestra 116	0,0030	0,0003
Muestra 117	0,0123	0,0010
Muestra 118	0,0116	0,0010
Muestra 119	0,0049	0,0004
Muestra 120	-0,0018	-0,0001
Muestra 121	1,1480	0,0788
Muestra 122	0,0101	0,0008
Muestra 123	0,0134	0,0011
Muestra 124	0,0022	0,0002
Muestra 125	-0,0068	-0,0006
Muestra 126	0,0069	0,0008
Muestra 127	0,0138	0,0011
Muestra 128	0,0072	0,0008

Muestra 129	0,0011	0,0001
Muestra 130	0,0089	0,0007
Muestra 131	0,1141	0,0091
Muestra 132	0,1299	0,0103
Muestra 133	0,1167	0,0093
Muestra 134	0,0272	0,0022
Muestra 135	0,0142	0,0012
Muestra 136	0,0133	0,0011
Muestra 137	0,0085	0,0007
Muestra 138	0,0016	0,0001
Muestra 139	0,0173	0,0014
Muestra 140	0,0159	0,0013
Muestra 141	0,0095	0,0008
Muestra 142	0,0035	0,0003
Muestra 143	0,1687	0,0133
Muestra 144	0,1308	0,0104
Muestra 145	0,0032	0,0003
Muestra 146	0,0056	0,0005
Muestra 147	0,0143	0,0012
Muestra 148	0,0172	0,0014
Muestra 149	0,0105	0,0009
Muestra 150	0,0121	0,0010
Muestra 151	0,0073	0,0006
Muestra 152	0,0054	0,0004
Muestra 153	0,0360	0,0029
Muestra 154	0,0432	0,0035
Muestra 155	0,0295	0,0024
Muestra 156	0,0037	0,0003
Muestra 157	0,0012	0,0001
Muestra 158	0,0092	0,0008
Muestra 159	0,0102	0,0008
Muestra 160	0,0033	0,0003
Muestra 161	0,0044	0,0004
Muestra 162	0,0086	0,0007
Muestra 163	0,0134	0,0011
Muestra 164	-0,0016	-0,0001
Muestra 165	0,0238	0,0019
Muestra 166	0,0160	0,0013
Muestra 167	0,0139	0,0011
Muestra 168	0,0040	0,0003
Muestra 169	0,0045	0,0004
Muestra 170	0,0045	0,0004
Muestra 171	0,0088	0,0007
Muestra 172	0,0165	0,0013
Muestra 173	0,0068	0,0006
Muestra 174	0,0115	0,0009
Muestra 175	-0,0052	-0,0004
Muestra 176	0,0047	0,0004
Muestra 177	0,0132	0,0011
Muestra 178	1,1431	0,0784
Muestra 179	1,1707	0,0802
Muestra 180	1,1775	0,0806
Muestra 181	1,1820	0,0809
Muestra 182	0,0009	0,0001

Anexo 4. Datos experimentales de las curvas de ruptura

Co = 1 mg/L; Q = 1 mL/min y Z = 10 cm

Nº muestra	t, min	As, µg/L
1	0	5,51
2	5	5,83
3	10	7,30
4	20	11,62
5	30	16,36
6	40	43,47
7	50	77,83
8	60	138,69
9	80	269,47
10	100	375,42
11	120	481,34
12	140	565,46
13	160	634,75
14	180	682,29
15	200	734,68
16	220	780,42
17	240	858,49
18	260	932,27
19	280	1000,87
20	300	1042,39

Co = 1 mg/L; Q = 1 mL/min y Z = 15 cm

N° muestra	t, min	As, µg/L
1	0	28,74
2	5	17,85
3	10	12,97
4	20	9,01
5	30	8,95
6	40	12,78
7	50	18,92
8	60	37,88
9	80	182,25
10	100	173,59
11	120	465,35
12	140	662,37
13	160	730,52
14	180	779,34
15	200	638,86
16	220	860,08
17	240	931,40
18	260	986,27
19	280	986,53
20	300	1025,88
21	330	1058,56
22	360	1003,35
23	375	1072,88

Co = 1 mg/L; Q = 1 mL/min y Z = 5 cm

N° muestra	t, min	As, µg/L
1	0	5,26
2	5	2,76
3	10	2,05
4	20	2,04
5	40	4,09
6	60	1,59
7	80	7,25
8	100	18,37
9	120	91,52
10	140	181,84
11	160	491,54
12	180	768,11
13	200	845,97
14	220	1059,09
15	240	1108,56
16	260	1113,83

Co = 1 mg/L; Q = 2 mL/min y Z = 15 cm

N° muestra	t, min	As, µg/L
1	0	0,00
2	5	0,00
3	10	0,00
4	20	0,00
5	30	0,00
6	40	11,86
7	50	59,59
8	60	133,69
9	80	213,21
10	100	395,50
11	120	735,80
12	140	875,30
13	160	1151,14
14	180	1292,45
15	200	1477,16

Co = 1 mg/L; Q = 6 mL/min y Z = 15 cm

N° muestra	t, min	As, µg/L
1	0	2,23
2	10	106,31
3	20	441,32
4	30	628,88
5	50	651,41
6	80	801,19
7	100	767,08
8	120	814,91
9	140	818,69
10	160	887,93
11	180	841,23
12	280	950,31
13	300	913,90
14	360	965,40
15	390	955,00
16	420	942,34
17	450	991,03

Co = 0,5 mg/L; Q = 2 mL/min y Z = 15 cm

N° muestra	t, min	As, µg/L
1	0	0,00
2	5	0,00
3	10	0,00
4	20	0,00
5	30	19,33
6	40	48,24
7	50	89,20
8	60	124,00
9	80	234,39
10	100	299,97
11	120	323,89
12	140	396,31
13	160	261,02
14	200	422,47
15	220	432,16
16	240	454,19
17	260	468,25
18	280	489,06
19	300	502,59
20	330	537,93

Co = 0,1 mg/L; Q = 1 mL/min y Z = 15 cm

N° muestra	t, min	As, µg/L
1	0	0,00
2	5	0,00
3	10	0,00
4	20	0,00
5	30	0,00
6	40	0,00
7	50	0,00
8	60	0,00
9	80	20,13
10	100	27,46
11	120	30,76
12	140	39,77
13	160	51,80
14	180	49,64
15	200	50,30
16	220	53,06
17	240	73,32
18	260	63,54
19	280	59,42
20	300	67,44
21	330	74,79
22	360	81,50

Anexo 5. Panel fotográfico

Figura 22

Sistema de fabricación de las perlas de alginato-Ca-Fe

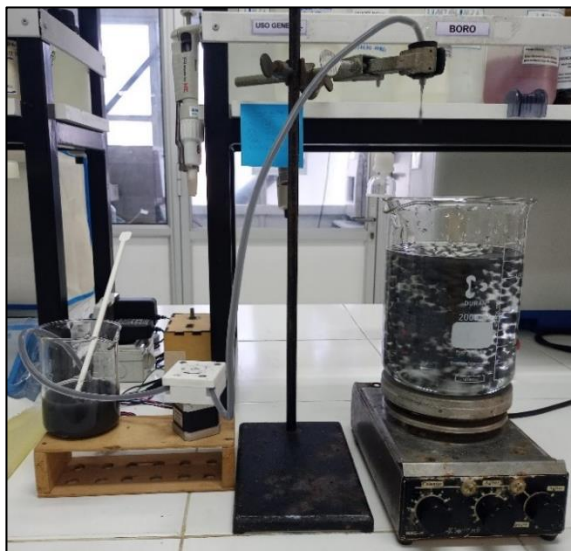


Figura 23

Experimento de remoción de arsénico en batch



Figura 24

Patrones de la curva de calibración de arsénico

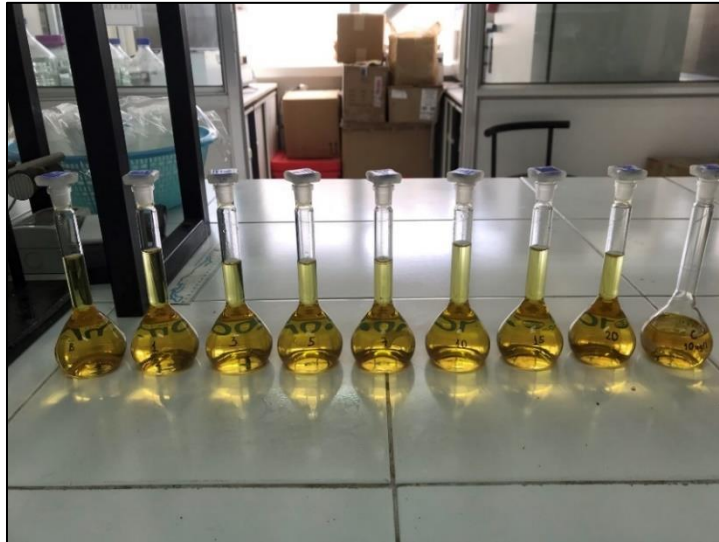


Figura 25

Muestras tratadas para la determinación de arsénico



Figura 26

Sistema de remoción en columna de lecho fijo

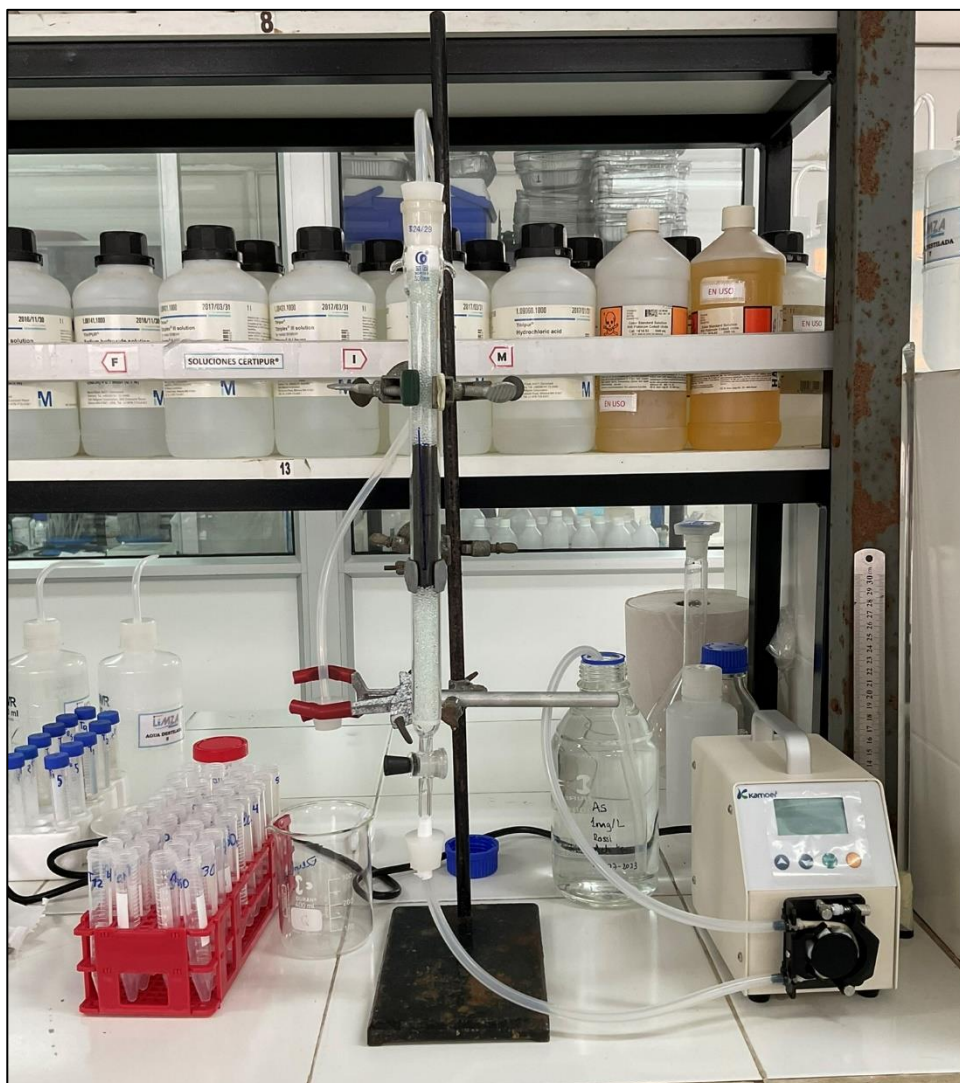


Figura 27

Lecho empacado de perlas de alginato-Ca-Fe

