

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA**



**REMOCIÓN DEL ARSÉNICO DE LAS AGUAS MUNICIPALES Y  
POZOS DOMÉSTICOS EN LA CIUDAD DE JULIACA POR  
PRECIPITACIÓN ALCALINA**

**TESIS**

**PRESENTADA POR:**

**CARMEN ROSA ESCARCENA FLORES**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:**

**INGENIERO QUÍMICO**

**PUNO – PERÚ**

**2018**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**REMOCIÓN DE ARSÉNICO POR PRECIPITACIÓN ALCALINA DE LAS AGUAS  
MUNICIPALES Y POZOS DOMÉSTICOS DE LA CIUDAD DE JULIACA**

**TESIS PRESENTADA POR:**

**CARMEN ROSA ESCARCENA FLORES**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:**

**INGENIERO QUÍMICO**



**APROBADA POR:**

**PRESIDENTE:**

  
\_\_\_\_\_  
**M.Sc. CIRO HERNÁN VERA ALATRISTA**

**PRIMER MIEMBRO:**

  
\_\_\_\_\_  
**M.Sc. JOSÉ MIGUEL CASTILLO PRADO**

**SEGUNDO MIEMBRO:**

  
\_\_\_\_\_  
**Ing. RENÉ JUSTO QUISPE FLORES**

**DIRECTOR / ASESOR:**

  
\_\_\_\_\_  
**Dr. TEÓFILO DONAIRES FLORES**

**ÁREA:** Procesos Industriales

**TEMA:** Recursos Naturales y Medio Ambiente

**LÍNEA:** Remoción de Contaminantes de Aguas

**FECHA DE SUSTENTACIÓN:** 19 de Julio del 2018

## DEDICATORIA

*La presente tesis va dedicada a  
Dios por brindarme vida, salud y  
unos padres maravillosos.*

### *A MIS PADRES.*

José y Alvina, por ser el pilar fundamental para mí, por crecer en mí en todo momento, gracias por darme esta maravillosa carrera para la vida, muchas gracias por todo su amor y por el apoyo incondicional que se ha mantenido intacto todo este tiempo.

### *A MIS HERMANOS.*

Por estar conmigo en todo momento, quienes han sido mi gran motivación, inspiración y felicidad en todo momento, los quiero mucho.

## AGRADECIMIENTO

Mi agradecimiento es ante todo a Dios por regalarme la vida, a mi familia por su apoyo incondicional en todo momento y a todas aquellas personas que con su compañía y soporte me ayudaron a dar este gran paso en la vida, gracias.

A mi alma máter **UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO** y a mi **FACULTAD DE INGENIERIA QUIMICA**, por permitirme estudiar en sus aulas y poder realizar una de mis metas.

A mis Maestros de la facultad por brindarme todas sus enseñanzas y experiencias.

A los distinguidos miembros del jurado y a mi estimado asesor por brindarme su valioso tiempo, su colaboración y orientación.

A las amistades que he podido hacer a lo largo de mi carrera, gracias por haber llegado a mi vida y por haber compartido conmigo esos momentos inolvidables que serán recuerdos perpetuos en mi memoria.

**INDICE GENERAL**

	<b>Pág.</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b> .....	9
<b>ÍNDICE DE TABLAS</b> .....	10
<b>ÍNDICE DE ACRÓNIMOS</b> .....	11
<b>RESUMEN</b> .....	12
<b>ABSTRACT</b> .....	13
<b>I. INTRODUCCIÓN</b> .....	14
<b>1.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN</b> .....	15
<b>1.2. OBJETIVOS</b> .....	22
1.2.1. OBJETIVO GENERAL .....	22
1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	22
<b>II. REVISIÓN DE LITERATURA</b> .....	23
<b>2.1. MARCO TEÓRICO</b> .....	23
2.1.1. Arsénico .....	23
2.1.2. Características del arsénico .....	23
2.1.3. Efectos sobre la salud.....	24
2.1.4. Remoción del arsénico del agua - Tecnologías disponibles .....	26
2.1.5. Tratamientos del agua .....	27
2.1.5.1. Coagulación y filtración con sales de Aluminio e hierro .....	28

2.1.5.2. Coagulación con Alúmina activada .....	30
2.1.5.3. Corrección de aguas superficiales por coagulación con sulfato ferroso de cloro .....	32
2.1.5.4. Corrección de aguas arsenicales utilizando sulfato de aluminio .....	33
2.1.5.5. Corrección de aguas arsenicales utilizando sulfato de manganeso y cal.....	34
2.1.5.6. Intercambio Iónico .....	35
2.1.5.7. Osmosis Inversa .....	36
2.1.5.8. Electrodiálisis por Inversión.....	38
2.1.5.9. Nanofiltración .....	38
2.1.5.10.Unidades de alúmina activada (AA) .....	39
2.1.5.11.Unidades de intercambio Iónico .....	39
2.1.5.12.Unidades de jabones de hierro .....	40
2.1.6. Coagulación .....	42
2.1.6.1. Coagulante .....	44
2.1.6.2. Coagulantes Naturales.....	45
2.1.6.3. Factores que Influyen en la Coagulación .....	46
2.1.7. Floculación.....	48
2.1.7.1. Factores que influyen en la Floculación .....	49
2.1.7.2. Tipo de Floculadores.....	49
2.1.7.3. Coagulación – Floculación .....	50

<b>III. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	51
<b>3.1. LUGAR DE EJECUCIÓN</b> .....	51
<b>3.2. MATERIALES</b> .....	51
3.2.1. Materia prima .....	51
3.2.2. Instrumentos de laboratorio .....	52
3.2.3. Materiales de Laboratorio .....	52
3.2.4. Reactivos .....	52
<b>3.3. MÉTODO EXPERIMENTAL</b> .....	53
3.3.1. Técnicas de muestreo.....	53
3.3.2. Caracterización inicial de las aguas municipales y de pozo.....	53
<b>3.4. DESARROLLO EXPERIMENTAL</b> .....	55
3.4.1. Prueba de jarras (Jar-test) .....	55
3.4.2. Precipitación química (coagulación-floculación) .....	57
3.4.3. Objetivo del proceso de precipitación y determinación del pH óptimo ...	58
3.4.4. Curva de calibración .....	62
3.4.5. Eficiencia de recuperación de metales.....	63
<b>3.5. MODELO MATEMÁTICO PARA LA INVESTIGACIÓN</b> .....	64
3.5.1. Diseño Factorial de Experimentos .....	64
3.5.2. Influencia de las variables velocidad de agitación, tiempo de residencia en el reactor y pH .....	64

3.5.3. Diseño factorial experimental .....	65
3.5.4. Rendimiento de recuperación de metales .....	66
<b>IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>67</b>
4.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS MUNICIPALES Y DE POZO .....	67
4.2. RECUPERACIÓN DEL ARSÉNICO ( $As^{+5}$ ) A DIFERENTES CONDICIONES DE VELOCIDAD DE AGITACIÓN, pH Y DEL TIEMPO .....	70
4.3. PARÁMETROS ÓPTIMOS DE pH, TIEMPO ADSORCIÓN Y CONCENTRACIÓN DE COAGULANTE-FLOCULANTE .....	70
4.4. DETERMINACIÓN DEL MODELO MATEMÁTICO Y CINÉTICO .....	71
4.5. DISCUSIÓN .....	74
<b>V. CONCLUSIONES .....</b>	<b>76</b>
<b>VI. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>78</b>
<b>VII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS .....</b>	<b>79</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>82</b>



## ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
<b>Figura 1:</b> Osmosis Inversa.....	38
<b>Figura 2:</b> Coagulación .....	44
<b>Figura 3:</b> Influencia del pH en el coagulante .....	46
<b>Figura 4:</b> Instalación experimental para el ensayo de coagulante.....	56
<b>Figura 5:</b> Muestra de sedimentación .....	57
<b>Figura 6:</b> Flujo del Proceso de Coagulación-Floculación .....	60
<b>Figura 7:</b> Flujo de la Prueba de Jarras .....	61
<b>Figura 8:</b> Curva de calibración, línea de tendencia del As de agua municipal.....	62
<b>Figura 9:</b> Curva de calibración, línea de tendencia del As de agua de pozo.....	63
<b>Figura 10:</b> Recuperación de As con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .....	69
<b>Figura 11:</b> Curva de calibración, línea de tendencia del As.....	72
<b>Figura 12:</b> Eficiencia de recuperación de arsénico con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .....	73
<b>Figura 13:</b> Curva de calibración, línea de tendencia del arsénico .....	87
<b>Figura 14:</b> Eficiencia de recuperación de arsénico con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .....	88

## ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
<b>Tabla 1:</b> Propiedades fisicoquímicas de los compuestos de arsénico .....	26
<b>Tabla 2:</b> Características de algunos reactivos coagulantes .....	47
<b>Tabla 3:</b> Valores límite de las aguas destinadas al abastecimiento de agua potable a poblaciones con tratamiento convencional .....	54
<b>Tabla 4:</b> Análisis químico de las aguas, muestra inicial .....	54
<b>Tabla 5:</b> Condiciones de operación en los experimentos de coagulación- floculación .....	58
<b>Tabla 6:</b> Tratamiento de adición de coagulante .....	60
<b>Tabla 7:</b> Datos de la curva de calibración para el As .....	62
<b>Tabla 8:</b> Variables Naturales-datos del diseño experimental .....	65
<b>Tabla 9:</b> Análisis químico de las aguas .....	67
<b>Tabla 10:</b> Resultado de las pruebas de remoción de As+5 en muestras de aguas municipales y agua de pozo en la ciudad de Juliaca .....	68
<b>Tabla 11:</b> Arsénico recuperado de la muestra tratada con Ca(OH) <sub>2</sub> .....	69
<b>Tabla 12:</b> Datos de la curva de calibración para el As .....	72
<b>Tabla 13:</b> Valores de eficiencia de recuperación de Arsénico con Ca(OH) <sub>2</sub> .....	73
<b>Tabla 14:</b> Volúmenes de solución patrón necesario para preparar los patrones para la curva de calibración .....	86
<b>Tabla 15:</b> Datos de la curva de calibración para el As .....	87
<b>Tabla 16:</b> Valores de eficiencia de recuperación de Arsénico con Ca(OH) <sub>2</sub> .....	88
<b>Tabla 17:</b> Matriz de diseño factorial $2^3 = 8$ de aguas municipales .....	89
<b>Tabla 18:</b> Matriz de diseño factorial $2^3 = 8$ de las aguas de pozo .....	90

## ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

<b>RIPDA</b>	: Red Iberoamericana de Potabilización de Agua
<b>EPA</b>	: Agencia de Protección Ambiental
<b>As<sup>5</sup>, As<sup>3</sup></b>	: Arsénico Trivalentes y Pentavalente
<b>DPE</b>	: Diagrama de Pareto Estandarizado
<b>OI</b>	: Osmosis Inversa
<b>DQO</b>	: Demanda Química de Oxígeno
<b>TDS</b>	: Total de Sólidos Disueltos
<b>STS</b>	: Sólidos Totales en Suspensión
<b>DBO</b>	: Demanda Bioquímica de Oxígeno
<b>mg</b>	: Miligramos
<b>L</b>	: Litros
<b>Ppm</b>	: Partes por Millón
<b>Rpm</b>	: Revoluciones por minuto
<b><i>μmol</i></b>	: Micro mol
<b><i>μg</i></b>	: Micro gramo
<b>atm</b>	: Atmosfera
<b>UTM</b>	: Universal Transversal de Mercator

## RESUMEN

El presente trabajo de investigación desarrolló la “Remoción de arsénico por precipitación alcalina de las aguas municipales y pozos domésticos de la ciudad de Juliaca”. El método utilizado consistió en un proceso de precipitación alcalina, utilizando como coagulante el sulfato de aluminio  $Al_2(SO_4)_3$  y como floculante el hidróxido de calcio  $Ca(OH)_2$ . La caracterización de las aguas municipales y aguas de pozo de la ciudad de Juliaca indican la presencia de arsénico con 0,053 mg/L y 0,058 mg/L respectivamente. El mejor agente precipitante para la recuperación del arsénico fue el hidróxido de calcio  $Ca(OH)_2$ . Se ha demostrado que el tratamiento de remoción de arsénico por el método de precipitación alcalina (coagulación-floculación) disminuye la contaminación de las aguas municipales. Luego del proceso de precipitación alcalina, la concentración promedio de arsénico en el agua municipal es de 0,0115 mg/L con un 78,3 % de recuperación y de las aguas de pozo es de 0,0134 mg/L con un 77,29 % de recuperación. Los parámetros físico-químicos evaluados en el proceso de recuperación del arsénico por el método de precipitación alcalina para aguas municipales son la velocidad de agitación óptima de 150 rpm, un tiempo de 20 minutos y un pH de 3,5; siendo el factor más importante el tiempo en cambio para las aguas de pozo el factor más importante fue el pH de 3,5 utilizando  $Ca(OH)_2$  como coagulantes respectivamente.

La cinética del proceso de tratamiento de precipitación alcalina indica que el coeficiente de correlación obtenido fue de  $R^2 = 97,18$  para las aguas municipales y  $R^2 = 98,99$  para las aguas de pozo, lo cual nos indica que el proceso de remoción de arsénico de las aguas de la ciudad de Juliaca es adecuado.

**Palabras claves:** Arsénico, coagulación, floculación, precipitación

## ABSTRACT

The present research work developed the "Removal of arsenic by alkaline precipitation from the municipal waters and domestic wells of the city of Juliaca". The method used consisted of an alkaline precipitation process, using aluminum sulphate  $Al_2(SO_4)_3$  as a coagulant and calcium hydroxide  $Ca(OH)_2$  as flocculant. The characterization of the municipal waters and well waters of the city of Juliaca indicate the presence of arsenic with 0,053 mg / L and 0,058 mg / L respectively. The best precipitating agent for the recovery of arsenic was calcium hydroxide  $Ca(OH)_2$ . It has been demonstrated that the arsenic removal treatment by the alkaline precipitation method (coagulation-flocculation) decreases the pollution of the municipal waters. After the alkaline precipitation process, the average concentration of arsenic in the municipal water is 0,0115 mg / L with 78,3% recovery and well water is 0,0134 mg / L with a 77,29% recovery. The physical-chemical parameters evaluated in the process of recovery of arsenic by the method of alkaline precipitation for municipal waters reached an optimal agitation speed of 150 rpm, a time of 20 minutes and a pH of 3,5; being the most important factor the time in change for well water the most important factor was the pH of 3,5 using  $Ca(OH)_2$  as coagulants respectively.

The kinetics of the process of treatment of alkaline precipitation indicates that the correlation coefficient obtained was  $R^2 = 97,18$  for municipal waters and  $R^2 = 98,99$  for well water, which indicates that the process of removal of Arsenic from the waters of the city of Juliaca is adequate.

**Keywords:** Arsenic, coagulation, flocculation, precipitation

## I. INTRODUCCIÓN

La ciudad de Juliaca es la capital de la provincia de San Román se desarrolla a 3824 msnm, en la meseta del Collao, al noroeste del Lago Titicaca. Es el mayor centro económico de la región Puno, tiene una población estimada en 225.146 habitantes (2007) (INE-2014), y es una de las mayores zonas comerciales del Perú. Se halla en las proximidades de la laguna de Chacas, del Lago Titicaca, del río Maravillas y las ruinas conocidas como las Chullpas de Sillustani.

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) el valor para consumo humano es de 0,01 mg/l, los resultados en Juliaca indican que para cada litro de agua se encontró 0,053 miligramos de arsénico. La muestra pertenece a la laguna artificial próxima al punto de captación de SEDA Juliaca en el río Coata. En esta laguna desembocan los desechos de aceites de cerca de 40 lubricentros en la avenida Huancané de Juliaca y otro tanto de varios lavaderos de carros. El riesgo es latente porque se ha formado un foco de alta contaminación.

Un grupo de investigadores peruanos y norteamericanos, liderados por la Dra. Christine Marie George de la Escuela de Salud Pública de la Universidad Johns Hopkins, colectó muestras de 151 fuentes de agua (111 de tuberías de agua potable y 40 de ríos y caños municipales), de 12 distritos de Lima, La Oroya, Puno y Juliaca, entre agosto y octubre del 2012. Los resultados mostraron que el 86% de las muestras colectadas directamente de las tuberías de agua potable exceden los límites establecidos por la OMS y nuestra normativa nacional. En los distritos de Juliaca y Caracoto, la situación es peor puesto que el 96% de las muestras de agua potable superaban estos límites.

La contaminación del agua potable y las aguas subterráneas con arsénico existen como iones As (V) inorgánico insoluble en agua o moléculas de As (III), lo cual es un problema en la ciudad de Juliaca, por lo que se requiere especial atención. Esto perjudica severamente la vida de las personas y la ecología de su entorno. Por lo que es necesario promover la recuperación del arsénico.

El objetivo principal de la presente investigación es la de recuperar la cantidad de arsénico de las aguas municipales y determinar la remoción del arsénico bajo diferentes condiciones de operación y definir la tecnología propuesta, dando a conocer los parámetros óptimos de pH, tiempo de adsorción y concentración para la recuperación de arsénico, Determinando el modelo cinético y matemático para el proceso de recuperación del arsénico.

### 1.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

**Estela (2011)**, en la Cuenca Coata, se identificaron pasivos mineros. De igual manera se identificó vertimientos de aguas residuales en el distrito de Paratia, población de Vila Vila, Cabanillas y Juliaca, donde la empresa SEDA Juliaca, tiene su sistema de tratamiento de aguas residuales colapsadas, utilizando la quebrada Torococha para disponer sus aguas residuales poblacionales provenientes de la ciudad de Juliaca y luego estas llegan al río Coata, en donde se lavan ropa y vehículos.

Los parámetros de nitratos, fosfatos, sulfatos, DQO, cianuro, STS, DBO<sub>5</sub>, cromo, arsénico, cadmio, cobalto, cobre, hierro, níquel, mercurio, selenio, zinc, sulfuros, coliformes totales exceden los estándares de Calidad Ambiental para Agua.

Los parámetros de evaluación de calidad de agua, se realizaron tanto para cuerpos naturales de agua superficial y para aguas residuales.

**Sámano, (2016)**, los resultados obtenidos mostraron que los contaminantes se percuelan a través de las zonas vadosas del suelo, por el uso de plaguicidas y otros productos químicos.

El tiempo de agotamiento es fuerte función de la capacidad de adsorción del sistema y las concentraciones del alimentador.

Los flujos óptimos de operación de remoción del arsénico utilizando CAG no son eficiente debido a que éste no tiene sitios activos para adsorber aniones y es así como generalmente se encuentran el arsénico en el agua en forma de arsenitos y arseniatos. Para que funcionara, sería necesario modificarlo con fierro.

Los costos de tratamiento de remoción del arsénico son sumamente elevados y únicamente sería rentable si los costos son asumidos por el usuario y/o por presupuesto canalizado de salud pública o si el problema de escasez de agua de la zona justifica la inversión.

**Rodríguez - Milena (2008)**, la coagulación de As (V) con sales de Al (III) y Fe (III) es un método reconocido como uno de los más eficientes para la remoción de arsénico. Las sales de hierro y aluminio se hidrolizan formando hidróxidos sobre los cuales el As (V) se adsorbe y coprecipita.

Es un proceso efectivo de remoción de As V) de acuerdo a ensayos de laboratorio y planta piloto. El tipo de coagulante y dosis usada afectan la



eficiencia del proceso. Entre altos o bajos rangos de pH, la eficiencia decae significativamente.

El alumbre demostró una menor efectividad que el sulfato férrico. Otros coagulantes están siendo ensayados.

La superficie del hidróxido tiene un carácter anfótero, por lo que puede recibir y entregar protones. Se encuentra con carga neutra en su punto isoeléctrico, dependiendo por lo tanto su carga del pH del medio. Para la adsorción de aniones deberá estar cargada positivamente.

El proceso de oxidación-coagulación es aplicable para aguas superficiales con alta turbiedad, donde además de As deben removerse otros contaminantes. En estos casos es justificable un tratamiento convencional que incluya: mezcla, floculación, sedimentación y filtración, donde la mayor parte de As se remueve durante la sedimentación.

La remoción con sulfato de aluminio depende del pH. La mayor remoción de As (V) se obtiene para  $\text{pH} < 7$ , en cambio la eficiencia de remoción con cloruro férrico parece ser independiente del pH en el rango de 5,5 a 7,0.

En fuentes subterráneas, donde el agua es de mejor calidad, el tratamiento convencional no es recomendable por la complejidad de la operación, la cantidad del coagulante, los volúmenes del lodo producido y el costo de la planta.

**Farías, et al (2009)**, la mayoría de los métodos colorimétricos para la medición de arsénico se basan en el antiguo método de Gutzeit. Este método genera gas arsina por reducción de As en condiciones ácidas por adición de polvo de cinc y cuantificación de la arsina por atrapamiento, ya sea en solución de dietilditiocarbamato de plata o en papel impregnado con bromuro de mercurio. Varias intercomparaciones con resultados de laboratorio indicaron un límite de detección efectivo de  $1,3 \mu\text{mol As L}^{-1}$  ( $100 \mu\text{g As L}^{-1}$ ) de As para varios *kits* de campo basado en este método.

El método ha sido usado ampliamente por investigadores desde entonces, sin modificación significativa para análisis también en aguas naturales conteniendo  $0\text{--}10 \mu\text{mol L}^{-1}$  de fosfato. La mayoría de estos resultados indican un límite de detección de  $\sim 0,26 \mu\text{mol L}^{-1}$  ( $20 \mu\text{g L}^{-1}$ ), ensayaron distintos oxidantes para el pasaje de As (III) a As (V) encontrando que los mejores eran  $\text{KMnO}_4$  y  $\text{NaClO}$ .

**Aguilar (2005)**, ha encontrado que la remoción del Arsénico es posible con mecanismos de Oxidación/Precipitación/Filtración, mediante el uso de sales de hierro, en particular del cloruro férrico, y un posterior filtrado. El sistema no requiere mayor instalación que el existente en una planta convencional de coagulación/filtración; y el cloruro férrico es un producto económico, fácil de manejar y de aplicar y por último, se puede encontrar fácilmente en el mercado con diferentes proveedores.

Debido a lo anterior, la remoción de Arsénico resulta factible técnica y económicamente a nivel municipal y es posible que los sistemas municipales, desde pequeñas comunidades cuenten con un agua potable libre de Arsénico.

**Aliaga (2010)**, cuando a la muestra se le aplica el proceso Fenton se produce una disminución de la materia orgánica, el pH de trabajo óptimo es el 4, debido a que a las dos concentraciones de peróxido de hidrógeno a las que se realizaba el tratamiento se producía una reducción de materia orgánica similar, sin embargo, cuando el pH aumentaba a 5 a dosis altas de peróxido la reducción de materia orgánica era menos visible.

En el tratamiento de Coagulación – Floculación con el coagulante que mejor resultados se obtienen es con el que contiene únicamente cloruro férrico, ya que produce una mayor disminución de la materia orgánica; el que además contiene sulfato de aluminio es la primera vez que se usa, por tanto, se debería seguir investigando con él para obtener mejores resultados.

En ambos tratamientos de Coagulación - Floculación se ha producido una reducción de aproximadamente un 55 % de los sólidos en suspensión en la muestra de agua, lo que muestra que ambos coagulantes resultan efectivos para disminuir este parámetro.

**Trelles (2013)**, analiza la viabilidad de ocho especies vegetales para remover arsénico en medio acuoso e identifica los parámetros que caracterizan su capacidad de biosorción.

Los resultados obtenidos mostraron que todas las especies presentan una apreciable capacidad de remoción, entre 23.1% y 78.9%. Tres de ellas (*Phaseolus vulgaris*, *Hordeum sativum*, *Linum usitatissimum*) se correlacionaron de manera satisfactoria con los modelos de cinética de biosorción de primer y pseudo-segundo orden ( $R > 0.90$ ). Las muestras de *Phaseolus vulgaris* (frijol) y

*Hordeum sativum* (cebada) presentaron la mayor capacidad de biosorción de arsénico con respecto a las otras especies analizadas ( $\eta_{\text{frijol}}=0.7274$  y  $\eta_{\text{cebada}}=0.9856$ ). Dicha biosorción se encuentra descrita de manera satisfactoria por los modelos de biosorción de soluto simple de Freundlich.

**Castro de Esparza (2006)**, varios países de América han reportado la existencia de población expuesta crónicamente a concentraciones de arsénico en agua de bebida, superiores a las previstas por la normatividad de los países. Es el caso de Canadá, Estados Unidos, Chile, Perú, Bolivia, México, El Salvador y Nicaragua. Algunos de estos países han resuelto total o parcialmente el problema de disposición de tecnología, dependiendo de que la población afectada fuera rural o urbana. Existen alrededor de 14 tecnologías para remover arsénico del agua con eficiencias de 70 a 99%. Los métodos de coagulación-floculación y ablandamiento con cal, son los más usados en grandes sistemas y no exclusivamente para remover el arsénico. En pequeños sistemas puede aplicarse el intercambio iónico, alúmina activada, ósmosis inversa, nanofiltración y electrodiálisis inversa. Las tecnologías emergentes son: arena recubierta con óxidos de hierro, hidróxido férrico granular, empaques de hierro, hierro modificado con azufre, filtración con zeolita, adición de hierro con filtración directa y remoción convencional de hierro y manganeso. En América Latina, los estudios han estado orientados al uso de la coagulación química: con sulfato de aluminio, cal hidratada y polielectrolito de sodio, y han logrado tenores de arsénico a 0,12-0,15mg/L. Con coagulación directa sobre filtro y con coagulación-floculación han logrado alcanzar valores bajo 0,05mg/L. En la remoción mediante adsorción han empleado hematitas y materiales con alto contenido de hierro y superficies de carga positiva.

**Cubillas (2015)**, en las pruebas de laboratorio para determinar la capacidad de adsorción de la arena verde, mediante el uso de la columna (RSSCT) para tiempo de contacto de 8 minutos y 4 minutos, se determinó que por cada volumen de lecho los porcentajes de remoción para un tiempo de contacto de 8 minutos son mayores. Se usó el modelo de Clark debido a que se ajusta mejor a la isoterma de Freundlich. Se utilizó las constantes de Freundlich para ajustar los datos al modelo de Clark, a partir del cual se realizó el escalamiento con datos experimentales para encontrar los parámetros de diseño de una columna a escala completa con un caudal de 25,92 L/s (93,312 m<sup>3</sup> /h). La columna a escala completa diseñada con la información proporcionada por la curva de rompimiento y los datos experimentales tiene un EBCT de 8 min, una altura de 7,2 m, un diámetro de 1,28 m, se requiere una masa de arena verde de 4980 kg, con estas características esta columna sería capaz de tratar 18924 m<sup>3</sup>, en 8,45 días, después de la cual se tiene que realizar una regeneración de la arena verde.

## **1.2. OBJETIVOS**

### **1.2.1. OBJETIVO GENERAL**

- Determinar la eficacia de recuperación del arsénico de las aguas municipales y subterráneas de la ciudad de Juliaca por el método de precipitación alcalina

### **1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Determinar la remoción del arsénico bajo diferentes condiciones de operación.
- Definir la tecnología propuesta, dando a conocer los parámetros óptimos de pH, tiempo de adsorción y Concentración para la recuperación de arsénico.
- Determinar el modelo cinético y matemático para el proceso de recuperación del arsénico

## II. REVISIÓN DE LITERATURA

### 2.1. MARCO TEÓRICO

#### 2.1.1. Arsénico

El arsénico (As) es un elemento químico minoritario en nuestro planeta que se presenta bajo la forma química de  $As^{3+}$ ;  $As^{5+}$  fundamentalmente. Todos los compuestos de As tienen un cierto efecto tóxico, pudiendo además experimentar fenómenos de bioacumulación que potencian su efecto negativo, se lo incluye como carcinógeno para el ser humano.

El arsénico es usado comercialmente e industrialmente como un agente en la manufactura de transistores, láser y semiconductores, como también en la fabricación de vidrio, pigmentos, textiles, papeles, adhesivos de metal, preservantes de alimentos y madera, municiones, procesos de bronceado, plaguicidas y productos farmacéuticos.

Los estados de oxidación en que el arsénico se encuentra comúnmente en el agua son los estados +5 y +3. El arsenito, o arsénico trivalente ( $As^{+3}$ ) se encuentra en solución como  $H_3AsO_3$ ,  $H_2AsO_3^-$ ,  $H_2AsO_4^-$  y  $H_3AsO_4^{-2}$  en aguas naturales con pH entre 5 a 9, y el arsenato, o arsénico pentavalente ( $As^{+5}$ ) se encuentra en forma estable en aguas con altos niveles de oxígeno como  $H_3AsO_4$  en un rango de pH de 2 a 13. (Rodríguez 2008).

#### 2.1.2. Características del arsénico

- Masa molecular de 74.92 g mol<sup>-1</sup>.
- Punto de fusión de 817 °C a 36 atm.
- Tiene tendencia a formar cationes.

- El As elemental se obtiene por reducción de sus óxidos con hidrógeno o carbono.

### 2.1.3. Efectos sobre la salud

El arsénico interfiere con numerosas actividades fisiológicas esenciales (Adsorción de elementos esenciales, Actividad enzimática, Trascricpción celular) Alteraciones cardíacas, vasculares y neurológicas, lesiones hepáticas y renales, repercusiones en el aparato respiratorio y lesiones cutáneas que avanzan progresivamente hasta las neoplasias: estos son los riesgos a los que se expone quien consume agua con excesivo contenido de arsénico durante un tiempo prolongado. A pesar de ser absorbido por las plantas no pasa a la carne vacuna en cantidades apreciables. Por otra parte, cuando los animales beben aguas arsenicales, pueden acumularse en sus distintos tejidos, incluyendo los que servirán posteriormente como alimento para el ser humano, como por ejemplo hígado y riñón. Pueden aparecer o acumularse arsénico o metabolitos producidos por el organismo, lo que significa un riesgo para el consumidor.

El arsénico se combina con los grupos sulfhidrilo de los tejidos queratinizados, acumulándose en ellos (pelos).

Hay especialistas que sugieren que la ingesta de aguas con concentraciones de 0,050 a 0,100 mg/l durante apenas un año sería suficiente como para que una persona, incluso mucho tiempo después de haber dejado de consumirlas, pueda padecer alguna enfermedad maligna.

El Hidro arsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE) fue descrito por primera vez en la Argentina por Goyenechea (1917) que la denominó "Enfermedad de Bell Ville" por la procedencia de los pacientes. Ayerza (1917)



describió las manifestaciones cutáneas características por lo que estas recibieron la denominación de “enfermedad de Ayerza” y Tello (1951) le dio la denominación actual con la que es conocida en los círculos médicos de la Argentina. Tello (1986) registró 339 pacientes provenientes de las provincias de Córdoba, Santa Fe, Chaco, Buenos Aires y Salta. Biagini et al (1995) entre los años 1972 y 1993 detectaron otros 87 enfermos provenientes, la mayoría de ellos, de las provincias de Santiago del Estero, Chaco y Salta, y en menor número de Córdoba, Santa Fe y de Chile. Trelles et al (1970) transcribió una estadística del período 1934-1944 registrada por el Hospital Regional de Bell Ville, donde se detectaron 511 pacientes afectados de arsenicismo. Ayerza (1917), sobre una población total de 8.534 habitantes, refiere 1.300 enfermos (15%) para Bell Ville. Penedo y Zigarán (1998) realizaron un mapa de riesgo para la provincia de Córdoba, basándose en la incidencia de patologías relacionadas y los tenores de arsénico actuales en las aguas de consumo humano. Relevaron 40 localidades midiendo el contenido de arsénico tanto como el pH y relacionaron estos datos con la tasa de mortalidad por cáncer de piel y órganos blandos. Los mayores índices de riesgo los encontraron en la zona de llanura (departamentos de San Justo, Marcos Juárez, Unión, Río Cuarto y Río Primero). Paoloni et al (1999) publicaron un mapa de riesgo para la región sur de Provincia de Buenos Aires demarcando zonas de hasta 1 mg/l en los alrededores de la localidad de Médanos.

**Tabla 1:** Propiedades fisicoquímicas de los compuestos de arsénico

Compuesto	Fórmula	Punto de fusión (°C)	Punto de ebullición (°C)	Densidad (g/cm <sup>3</sup> )	Solubilidad en el agua (g/L)
Arsénico	As	613	-	5,73 a 14 °C	Insoluble
Trióxido de arsénico	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	312,3	465	3,74	37 a 20°C
Pentóxido de arsénico	As <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	315	-	4,32	1500 a 16°C
Sulfuro de arsénico	As <sub>2</sub> S <sub>3</sub>	300	300	3,43	5x10 <sup>-4</sup>
Acido dimetilarsénico	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> AsO(OH)	200	-	-	829 a 22°C
Arsenato de plomo	PbHAsO <sub>4</sub>	720	-	5,79	Poco soluble
Arsenato de potasio	KH <sub>2</sub> AsO <sub>4</sub>	288	-	287	190 a 16°C
Arsenito de potasio	KH <sub>2</sub> AsO <sub>3</sub>	-	-	-	Soluble

Fuente. Rodríguez 2008.

#### 2.1.4. Remoción del arsénico del agua - Tecnologías disponibles

Existen diversas alternativas para la remoción del As en agua. Cada una presenta ventajas y desventajas y, a la hora de su elección en la etapa de diseño, su conveniencia estará dada por su eficiencia, costos, tamaño de población a la que sirve, condiciones de mercado, entre otros.

Además, se deberán tener en cuenta parámetros fisicoquímicos del agua, algunos de los cuales se presentan en el siguiente listado, Rodríguez (2008).

##### Parámetros de diseño del sistema de tratamiento:

- Conductividad (20°C)
- Residuo conductimétrico
- pH
- Alcalinidad
- Cloruro (Cl<sup>-</sup>)

- Sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ )
- Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )
- Dureza total
- Calcio ( $\text{Ca}^{+2}$ )
- Magnesio ( $\text{Mg}^{+2}$ )
- Sodio + Potasio ( $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ), expresados como  $\text{Na}^+$
- Flúor ( $\text{F}^-$ )
- Hierro ( $\text{Fe}$ )
- Manganeso ( $\text{Mn}$ )
- Cromo VI ( $\text{Cr}^{+6}$ )
- Cobre ( $\text{Cu}^{+2}$ )
- Boro ( $\text{B}^{+3}$ )
- **Arsénico (As)**
- Mercurio ( $\text{Hg}^+$ )
- Plomo ( $\text{Pb}^{+2}$ )

#### 2.1.5. Tratamientos del agua

En el agua los estados de oxidación más comunes del arsénico son As (V), o arseniato, y As (III), o arsenito. El As (V) prevalece en aguas superficiales mientras que es más probable encontrar especies de As (III) en aguas subterráneas anaerobias. En el intervalo de pH natural del agua las especies de As (V) se encuentran cargadas negativamente y las de As (III) son eléctricamente neutras.

Las eficiencias de remoción para As (V) son mucho mejores que la remoción de As (III), debido a sus propiedades eléctricas. Una carga neta

negativa facilita la remoción por adsorción, intercambio aniónico, la carga neta de las especies de As (V) a estos valores de pH es negativa, en consecuencia, su remoción es mucho más fácil.

Así, para incrementar la eficiencia de remoción cuando está presente el As (III) es necesaria su pre oxidación a especies de As (V), lo que se logra con la aplicación de cloro, aunque puede utilizarse también permanganato de potasio ( $\text{KMnO}_4$ ) u ozono ( $\text{O}_3$ ), Raymond (1992).

#### **2.1.5.1. Coagulación y filtración con sales de Aluminio e hierro**

La coagulación de As (V) con sales de Al (III) y Fe (III) es un método reconocido como uno de los más eficientes para la remoción de arsénico. Las sales de hierro y aluminio se hidrolizan formando hidróxidos sobre los cuales el As (V) se adsorbe y coprecipita.

Es un proceso efectivo de remoción de As (V) de acuerdo a ensayos de laboratorio y planta piloto. El tipo de coagulante y dosis usada afectan la eficiencia del proceso. Entre altos o bajos rangos de pH, la eficiencia decae significativamente.

El alumbre demostró una menor efectividad que el sulfato férrico. Otros coagulantes están siendo ensayados.

La superficie del hidróxido tiene un carácter anfótero, por lo que puede recibir y entregar protones. Se encuentra con carga neutra en su punto isoelectrico, dependiendo por lo tanto su carga del pH del medio. Para la adsorción de aniones deberá estar cargada positivamente.

El proceso de oxidación-coagulación es aplicable para aguas superficiales con alta turbiedad, donde además de As deben removerse otros contaminantes.

En estos casos es justificable un tratamiento convencional que incluya: mezcla, floculación, sedimentación y filtración, donde la mayor parte de As se remueve durante la sedimentación.

Como resultado de un estudio realizado en México por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua se concluyó que es sobresaliente la capacidad de los minerales con alto contenido de óxidos de hierro y manganeso (hematita, ferromanganeso y dióxido de manganeso) para remover arsenatos. Se han obtenido resultados que muestran que el As se adsorbe mejor a los hidróxidos de hierro que a los de aluminio (alúmina).

Los resultados obtenidos usando arena recubierta con óxidos de hierro son notables. No existe desorción significativa de hierro; sin embargo, su principal desventaja radica en la complejidad del procedimiento de acondicionamiento del medio.

Para el diseño de las instalaciones se necesitan los datos fisicoquímicos del adsorbente para obtener el coeficiente de absorción del contaminante en estado de equilibrio con el adsorbente.

La remoción con sulfato de aluminio depende del pH. La mayor remoción de As (V) se obtiene para pH <7,0, en cambio la eficiencia de remoción con cloruro férrico parece ser independiente del pH en el rango de 5,5 a 7,0.

En fuentes subterráneas, donde el agua es de mejor calidad, el tratamiento convencional no es recomendable por la complejidad de la operación, la cantidad del coagulante, los volúmenes del lodo producido y el costo de la planta. En estos casos, por lo general, el intercambio iónico o la adsorción sobre la alúmina activada resultan más factibles.

Estos procesos son altamente costosos aún para el tratamiento de pequeñas cantidades de agua, por lo que deben buscarse alternativas factibles de aplicación en pequeños sistemas de abastecimiento, Restrepo (2009).

#### **2.1.5.2. Coagulación con Alúmina activada**

Esta técnica también se trata de un proceso de adsorción/filtración, en la cual se utiliza hidróxido de aluminio.

Alúmina activada es una forma granulada de óxido de aluminio que ha sido tratada térmicamente (calentamiento a 800°C). Posee, según su proceso de producción, un área superficial de 200-300 metros cuadrados por gramo. Absorbe con gran eficiencia químicos inorgánicos. En el tratamiento de aguas para consumo se utiliza para la remoción de fluoruros, arsénico, ácidos húmicos. En el proceso de filtrado se hace pasar agua que contiene al contaminante a través de un cilindro o contenedor de alúmina activada. La alúmina adsorbe el contaminante y el agua tratada puede ser utilizada como agua de bebida.

Para que la adsorción sea efectiva es necesario reducir el pH a un rango óptimo.

Al ser tratada con una solución ácida, la alúmina se carga positivamente y adsorbe selectivamente a los aniones en solución; en el caso del As, adsorbe a la especie  $\text{H}_2\text{AsO}_4^{-1}$

La mayor capacidad de adsorción para el As se da en con pH entre 5.5 y 6.5. Para lograr el descenso del pH es necesario la adición de ácido, lo que lo hace un método problemático para sistemas pequeños, ya que debería supervisarse esta acción para no producir un cambio problemático en la química de las aguas. Por otra parte, los dispositivos pueden acumular microorganismos, principalmente bacterias, por lo que el agua tratada puede presentar mayor

concentración de microorganismos que el agua cruda si no se realiza una desinfección posterior. (Sámano2016).

La tecnología es efectiva cuando se trata agua con alta cantidad de sólidos disueltos (TDS). No obstante, fosfatos y el selenio, flúor, cloro y sulfato en menor medida, si se encuentran presentes en niveles altos, pueden competir por los sitios de adsorción. La presencia de iones calcio mejor la adsorción del As porque carga positivamente la superficie de la alúmina.

Por tratarse de un método muy selectivo hacia el As (V), esta fuerte atracción resulta en problemas para la regeneración, posiblemente llevando a una pérdida del 5 al 10% de capacidad de adsorción en cada marcha de tratamiento.

El contenedor de la alúmina debe ser sustituido periódicamente si no se la regenera. Es importante determinar cuando la capacidad de remoción del contaminante ha sido agotada. Una vez que la alúmina ha absorbido la masa máxima de contaminante, el filtro tenderá a liberar contaminante en lugar de removerlo.

El uso de esta técnica con regeneración de la alúmina en el mismo contenedor constituye una opción sólo para establecimientos grandes. Es necesaria la presencia de personal entrenado para realizar los procesos de regeneración.

Luego de la circulación de un volumen predeterminado de agua a través del medio adsorbente, el tanque que lo contiene debe ser lavado, regenerando la alúmina con soda cáustica. Luego se lleva a cabo el enjuague y la neutralización con ácido. Por último, debe volver a ser enjuagado con agua. La regeneración no es económicamente conveniente. (Sámano2016).

### 2.1.5.3. Corrección de aguas superficiales por coagulación con sulfato ferroso de cloro

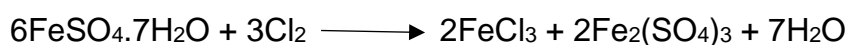
El coagulante principal es el sulfato ferroso heptahidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ), por ser más económico que otros. Los flóculos generados son muy densos y sedimentan fácilmente, razón por la cual el tamaño de los tanques de sedimentación puede reducirse notablemente.

Se puede trabajar con aguas turbias, poco coloreadas, duras y que coagulen en un rango suficientemente amplio de pH.

Tiene como ventajas ante el sulfato férrico, su mayor solubilidad y que en presencia de aguas muy bicarbonatadas (arsenicales), queda menos cantidad de hierro en disolución.

Se utilizan como oxidantes cloro o hipocloritos (para pasar de hidróxido ferroso que tiene poca capacidad de adsorción a hidróxido férrico) porque aseguran la completa oxidación y simultáneamente ayudan a la desinfección del agua, Sámano (2016).

El sulfato ferroso con cloro va a formar una mezcla de cloruro férrico y sulfato férrico (caparrosa clorada):



(1mg de sulfato ferroso requiere 0.23 mg de cloro para oxidarse)

El cloruro férrico en presencia de agua se descompone por hidrólisis:



Formándose el hidróxido de hierro insoluble, responsable del proceso de adsorción.



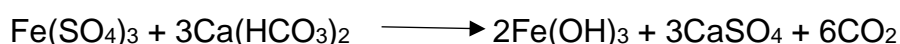
Si al mismo tiempo se añade cal:



Por su parte el sulfato férrico reacciona de una de las dos formas:



O a expensas de los iones carbonatos ácidos presentes en el agua.



A medida que se aumenta el pH del agua, la adsorción del As disminuye, indicando que un pre alcalinización sería contraproducente. Esto está de acuerdo en primer lugar con el hecho de que el pH de coagulación del sulfato ferroso clorado está comprendido entre valores de 6.5 y 8.0 a diferencia del sulfato ferroso solo que requiere valores de pH entre 9 y 11, Sámano (2016).

Por otra parte, quedaría demostrado además que a pH elevado la desadsorción del As por el coágulo de óxido de hierro hidratado es mucho más rápida.

La corrección de pH del agua, siempre es preferible realizarla posteriormente a la coagulación dado que, si se pre alcalinizara, sería necesario agregar una mayor cantidad de coagulante, ya que al aumentar el pH la adsorción de As por el coágulo de hidróxido de hierro disminuye. (Sámano2016).

#### **2.1.5.4. Corrección de aguas arsenicales utilizando sulfato de aluminio**

El uso de sulfato de aluminio es aplicable en aguas cuyas concentraciones de arsénico no sean muy elevadas, ya que la capacidad de adsorción del gel de

hidróxido de aluminio es tres veces menor que la del gel de hidróxido de hierro y que coagulan bien con pH entre 5.0 y 7.5.

En el caso de aguas poco alcalinas es necesario el agregado de carbonato de sodio o cal. Aguas de escasa mineralización coagulan mejor en un rango de pH de 5.7 a 6.6, las ligeramente alcalinas entre 6.4 y 7.2 y las muy alcalinas entre 7.2 y 7.8. (Sámano 2016).

#### **2.1.5.5. Corrección de aguas arsenicales utilizando sulfato de manganeso y cal**

Con la formación de un precipitado de hidróxido de magnesio a expensas de sales de magnesio, llevando el pH del agua aproximadamente a 12, es posible fijar o eliminar el As contenido en el agua.

Es importante recordar que cada tipo de agua presenta un problema diferente al encararse el proceso de coagulación. Se deberá tener en cuenta la elección del coagulante más apropiado, dosis y reactivos necesarios para cada uno de ellos en particular.

La EPA aconseja el uso de unidades de coagulación / filtración para los tratamientos generales de aguas, destacando que no se trata de un método aconsejable para tratar específicamente el As. Esto se debe principalmente a la preocupación por la disposición de los barros, que pueden entrar en la categoría de residuos peligrosos. Sin embargo, en general la concentración de As en ellos es inferior a la concentración límite de 5 mg/l de As (EPA), regulada por la ley, para considerarlos residuos peligrosos. (Sámano 2016).

#### 2.1.5.6. Intercambio Iónico

Este método puede remover fácilmente el arsénico. Al considerar su aplicación para la remoción de As es importante tener en cuenta que efectos de competencia entre iones ocurrirán y hasta qué punto puede ser reciclada el agua residual (se trata de una solución saturada de sales).

Existe una secuencia en la selectividad para el intercambio de determinados iones. Los sulfatos, sólidos disueltos, selenio, flúor y nitratos compiten con el arsénico y pueden afectar la eficiencia de la marcha de intercambio. Aguas crudas conteniendo niveles de sulfatos mayores a 120 mg/l y niveles de TDS superiores que 500 mg/l no son adecuadas para el tratamiento de intercambio iónico. Aguas con altos niveles de hierro o TDS pueden ser sometidas a un pretratamiento.

El tratamiento con series de columnas podría mejorar la capacidad de retención de arsénico y permitir una menor frecuencia de regeneración. Se debe tener en cuenta que los sólidos disueltos y el hierro precipitado pueden causar taponamiento de la columna.

El intercambio iónico es un método de tratamiento de “punto de entrada” comúnmente utilizado en hogares y establecimientos mayores.

Inicialmente se inyecta un oxidante, como por ejemplo cloro, para asegurar la oxidación de As trivalente a As pentavalente. Un tanque de retención permite el adecuado tiempo de contacto entre As y el oxidante.

Dado que la resina aniónica es envenenada con cloro, hierro, manganeso y con la mayoría de sustancias orgánicas que pueden encontrarse presentes en

el agua, debe removérselos previamente con un filtro GAC (carbón activado granulado), que los adsorbe.

El paso final es la instalación de una unidad intercambiadora de aniones de base fuerte de tipo II. Generalmente se trata de resinas de poliestireno. En ella es removido el As, junto a sulfatos, nitratos y nitritos. La regeneración se realiza con cloruro de sodio. Los períodos de tiempo entre regeneraciones consecutivas se calculan utilizando los parámetros utilizados en los sistemas de remoción de nitratos.

La regeneración del medio se calcula en 10 libras de sal por pie cúbico de resina.

Durante la regeneración del lecho de resinas se produce una solución residual, que podrá presentar una alta concentración de As y otros contaminantes. Puede presentar altos costos para ser tratada o dispuesta.

A partir de diferentes investigaciones se ha llegado a la conclusión de que la solución residual puede ser reutilizada como regenerante hasta 25 veces para minimizar el volumen de residuo generado.

Una vez instalado, el costo de operación para la mayoría de tipos de aguas es bajo. La reducción del As es de 95-97%.

Debe tenerse en cuenta que no se obtiene ningún efecto de ablandamiento del agua al utilizar resinas aniónicas. Solo se logra la remoción de arsénico, nitratos y nitritos. (Sámano 2016).

#### **2.1.5.7. Osmosis Inversa**

Si dos líquidos con diferentes concentraciones de sales en solución son separados mediante una membrana semipermeable, se observa que el solvente

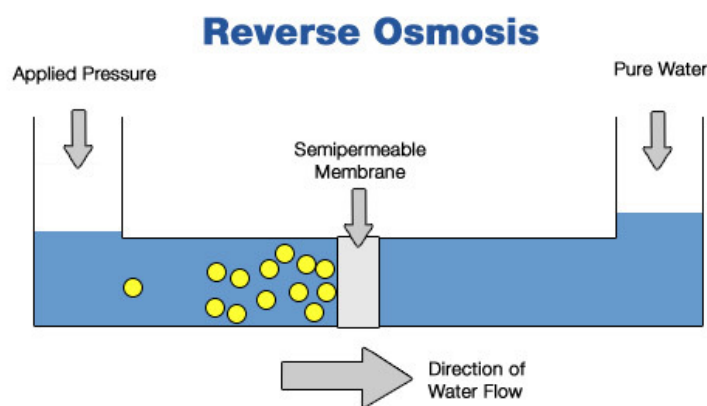
de la solución más diluida pasa a través de la membrana hacia el compartimento con la solución más concentrada. La diferencia de altura de la columna hidrostática generada por este pasaje, es el valor correspondiente a la presión osmótica. Si se aplica a la solución concentrada una presión ligeramente superior a la presión osmótica, se invierte el sentido del flujo del solvente a través de la membrana. En la práctica hace falta aplicar una presión entre 5 y 20 veces superior a la presión osmótica. Este proceso es el llamado de ósmosis inversa o hiperfiltración (OI).

La presión osmótica está directamente relacionada con la concentración de la solución considerada, según la ley de Raoult. La presión aplicada en el proceso de OI depende de la concentración de la solución a tratar. Comúnmente se encuentra en el rango de 14 a 65 atm.

Las membranas constituyen el medio encargado de efectuar la separación de soluto del solvente en el que se halla en solución. La primera condición que se le debe exigir es un alto poder separador, lo que se llama “rechazo de membrana” que indica la relación entre la concentración del contaminante del agua tratada y la concentración del mismo en el agua sin tratar. Las membranas utilizadas son del tipo asimétricas, con diferencias en sus caras por fabricación.

Poseen una capa densa microporosa que rechaza del soluto a la vez que limita el flujo del solvente. Tiene una capa soporte esponjosa de poro mucho más abierto.

Se suelen fabricar, según el sistema de OI, de diferentes materiales poliméricos, como acetato de celulosa y poliamidas. (Capsule 1998).



**Figura 1:** Osmosis Inversa

Fuente: Capsule 1998

#### **2.1.5.8. Electrodiálisis por Inversión**

Se trata de un método nuevo, aceptado para la remoción del As. Puede llegar a eficiencias de tratamiento del 80%, pero si se realiza el reciclado de las soluciones residuales, se alcanzan valores más elevados. Tiene costos de operación altos debido al uso de energía.

La ventaja que presenta es que se trata de una técnica generalmente automatizada, por lo que puede considerarse apropiada para sistemas pequeños. (Capsule 1998).

#### **2.1.5.9. Nanofiltración**

Las membranas de nanofiltración tienen un tamaño de poro que se encuentra entre los 0.001 y 0.005 micrones. Debido al pequeño tamaño, puede remover tanto As (III) como As (V).

Al igual que las otras técnicas, la remoción es más efectiva en el caso de la especie pentavalente. Como consecuencia también del reducido tamaño de poro suele producirse el taponamiento de los mismos con más facilidad que en las membranas de micro- o ultrafiltración (ósmosis inversa). La aplicación de esta

técnica para aguas superficiales requiere de un extenso pretratamiento para la remoción de partículas.

Como ventaja hay que mencionar que la nanofiltración puede ser llevada a cabo a presiones menores que la ósmosis inversa, lo que se traduce a menores costos de mantenimiento y operación.

Por medio de la nanofiltración se han logrado reducciones del nivel de arsénico del orden del 65%, trabajando con una recuperación de agua del 65%. Un estudio reciente demostró que la eficiencia caía drásticamente en las pruebas de planta piloto al intentar aumentar los volúmenes de recuperación. Por lo tanto, hay que considerar al tema de recuperación de agua como un gran problema si se implementa su uso en regiones con escasez de agua. (Capsule 1998).

#### **2.1.5.10. Unidades de alúmina activada (AA)**

Las unidades de alúmina activada (AA) se usan en general para la remoción de flúor, pero son aplicables también al arsénico. Como la mayor capacidad de adsorción ocurre entre pH 5.5 y 6.0 para el arsénico, y no se ajusta el pH en unidades POU, la eficiencia no será óptima.

Esto implica que la capacidad de intercambio/adsorción de la alúmina activada se alcanzará en un menor tiempo, y el cartucho usado deberá ser reemplazado más a menudo. (Capsule 1998).

#### **2.1.5.11. Unidades de intercambio iónico**

En este tipo de unidades, es importante advertir al consumidor sobre los potenciales efectos sobre la salud. Como las unidades POU no tratan todas las canillas de agua de una casa, existe un riesgo potencial para la salud, para aquellos residentes que tomen agua no tratada. Los residentes deben ser

informados acerca de la importancia de cumplir con los tiempos de reposición de cartuchos, filtros, y módulos de la unidad.

El uso de la publicidad como medio para llegar a la gente, para advertir y enseñar acerca del uso de esta tecnología, podría generar costos que se reflejaran en el precio de las unidades y que hiciera de ésta una tecnología menos atractiva. (Capsule 1998).

#### **2.1.5.12. Unidades de jabones de hierro**

Aquí se expone un método que carece de esas limitaciones, dada su simplicidad operativa. (Capsule 1998).

Aquí se propone el uso de jabones de hierro (sales grasas), como único reactivo para la remoción del arsénico.

Las sales grasas, jabones metálicos, en particular las correspondientes a los ácidos grasos superiores presentes en los aceites y grasas más comunes, con cationes trivalentes, son altamente insolubles. Es sencillo verificar la capacidad de desplazamiento de los cationes alcalinos o alcalinotérreos de sus jabones por los Iones Fe (III) o Cr (III).

El procedimiento que pasará a describirse seguidamente obedece al motivo expuesto de ofrecer una técnica absolutamente simple y factible de implementarse en las condiciones de mayor precariedad. Por lo tanto, no debe en absoluto ser considerado como una limitación en las posibilidades de empleo del estearato de hierro como producto de corrección, saneamiento o purificación de aguas.

- En estas experiencias se utilizó el estearato de hierro (III) obtenido a partir de estearato de sodio y  $\text{FeCl}_3$  en cantidades estequiométricas.



- En base al comportamiento esperado del reactivo para el secuestro de Arsénico soluble se considera como razonable la proporción desde 333/1  $[Fe_{3+}/As]$ , hasta diez veces menos; es decir 33/1 de la misma reacción.

Cada muestra de un litro de agua se coloca en un envase plástico con capacidad para 2 litros, se agrega la cantidad establecida de reactivo y cerrado el envase se agita manualmente el contenido del mismo, sacudiéndolo durante un minuto.

En estas circunstancias el reactivo se distribuye homogéneamente en todo el volumen. Luego de un reposo de un par de minutos, se filtra a otro envase similar utilizando un embudo con un pequeño trozo de algodón colocado como material filtrante. Se debe utilizar un embudo de vástago adecuado que proporcione una velocidad de filtrada alta. Terminado el escurrimiento el reactivo se retira del embudo junto con el algodón, cuidadosamente para evitar que queden restos. Este material (que no debe reutilizarse) debe ser almacenado en un recipiente que garantice la evaporación para disminuir peso y volumen (por ejemplo, tapado con tela). El reprocesamiento de este residuo (peligroso por su contenido en arsénico) pertenece al ámbito de la industria química especializada.

Cantidades de arsénico de hasta 0,377 mg/L tratadas con relaciones de hierro, entre 300 y 100, que no constituyen una masa ni volumen exagerado, partiendo de un producto de hidratación adecuada, reducen el contenido de As en agua a niveles de alrededor de 0,010 mg/L. mediante una única operación.

Niveles de arsénico superiores a 0,775 mg/L se tratan más cómodamente con dos operaciones: una primera donde la relación no supere la de 50 a 1, garantiza la remoción de un 70% mínimo del As presente, y en una segunda

operación nos hallamos en el caso anterior. Esto evita tener que utilizar grandes cantidades de reactivos.

El producto propuesto reúne condiciones muy especiales que se agregan a su efectividad. Es inocuo y atóxico, de sencillo manipuleo, no se generan lodos por su empleo, su confinamiento una vez utilizado no reporta cuidados especiales, no permite el reingreso del contaminante por regeneración en el lugar, el residuo es incinerable, y es factible la recuperación del As del mismo. El proceso tiene la ventaja de no aportar carga salina a las aguas tratadas; al contrario, la naturaleza del reactivo/filtro hace que los sólidos y sales totales del sistema acuoso en tratamiento puedan reducirse en condiciones adecuadas de uso. El proceso se adapta perfectamente al uso combinado con otros tratamientos y/o reactivos o en su reemplazo.

Si bien algunos sistemas acuosos naturales pueden presentar un grado de complejidad elevado, es dudoso el surgimiento de incompatibilidades serias.

#### **2.1.6. Coagulación**

La coagulación se define como la desestabilización de suspensiones coloidales mediante la neutralización de las cargas superficiales de las partículas por la adición de coagulantes (Durán, 2011) y para lograrla se necesita agregar una sustancia denominada coagulante, que es un compuesto que desestabiliza la suspensión coloidal y provoca la formación de un flóculo, estas sustancias podrían ser la cal  $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ , sulfato de aluminio  $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3]$ , cloruro férrico  $[\text{FeCl}_3]$ , o bien polímeros aniónicos y catiónicos. Los flóculos, inicialmente pequeños, al juntarse formarán aglomerados mayores, que son capaces de

asentarse o sedimentar, este proceso se lo conoce como floculación. Muchos autores se refieren a ambas etapas como “coagulación”

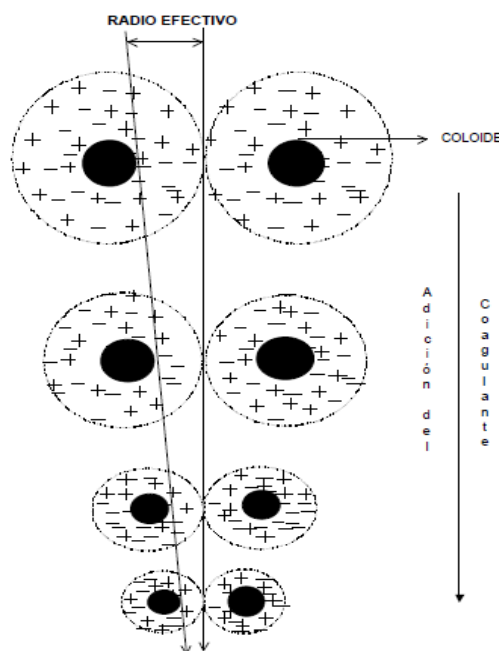
Estos procesos requieren, como complemento a la adición del agente coagulante, la agitación del agua, puesto que la coagulación necesita una mezcla vigorosa para destruir la estabilidad del sistema coloidal y facilitar la colisión o choque entre las partículas, permitiendo así la aglomeración de éstas. Se estima que el tiempo de retención necesario para lograr la coagulación varía entre valores de uno a dos minutos (Durán, 2011).

La coagulación puede entenderse como la desestabilización eléctrica de algunas partículas mediante la adición de sustancias químicas que son los coagulantes. Esta operación se efectúa en unidades y tanques de mezcla rápida, en los cuales el agua se somete a agitación muy intensa para formar una solución homogénea de los coagulantes con el agua en el menor tiempo posible (Rodríguez 2008).

La coagulación es el tratamiento más eficaz pero también es el que representa un gasto elevado cuando no está bien realizado. Es igualmente el método universal porque elimina una gran cantidad de sustancias de diversas naturalezas y de peso de materia que son eliminados al menor costo, en comparación con otros métodos.

El proceso de coagulación mal realizado también puede conducir a una degradación rápida de la calidad del agua y representa gastos de operación no justificadas. Por lo tanto, que se considera que la dosis del coagulante condiciona el funcionamiento de las unidades de decantación y que es imposible de realizar una clarificación, si la cantidad de coagulante está mal ajustada. (Rodríguez 2008).

En esta figura se muestra como las sustancias químicas anulan las cargas eléctricas sobre la superficie del coloide, permitiendo que las partículas coloidales se aglomeren formando flóculos. (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, División de Salud y Ambiente, Organización Mundial de la Salud, 2005).



**Figura 2: Coagulación**

Fuente: Raymond Desjardins "Tratamiento del Agua", 1992.

### 2.1.6.1. Coagulante

Los coagulantes son componentes químicos que al adicionarse al agua son capaces de producir una reacción química con los componentes químicos, especialmente con la alcalinidad del agua para formar un precipitado voluminoso, muy absorbente, constituido generalmente por el hidróxido metálico del coagulante que se está utilizando. (Cánepa 2000)

Los principales coagulantes utilizados para desestabilizar las partículas y producir el floc son:

- a) Sulfato de Aluminio.
- b) Aluminato de Sodio.
- c) Cloruro de Aluminio.
- d) Cloruro Férrico.
- e) Sulfato Férrico.
- f) Sulfato Ferroso.
- g) Polielectrolitos (Como ayudantes de floculación).

Los más utilizados son las sales de Aluminio y de Hierro; al adicionarlas al agua se producen una serie de reacciones muy complejas donde los productos de hidrólisis son más eficaces que los iones mismos; estas sales reaccionan con la alcalinidad del agua y producen los hidróxidos de aluminio o hierro.

#### **2.1.6.2. Coagulantes Naturales**

Investigadores (Holand 1999 y Gumerman 1986) sugieren que el aluminio puede inducir Alzheimer. En vista de esta posibilidad investigaron sobre el uso de la planta Moringa Oleifera, siendo igual de efectivo que el sulfato de aluminio. Sus beneficios son económicos, ambientales y del cuidado del salud. Su modo de empleo es mediante la mezcla de sus semillas y agua destilada. Otras investigaciones sugieren el uso del Cactus como un coagulante eficiente frente a los convencionales (Lau 2007).

La desventaja del uso de coagulantes naturales es el aumento de la concentración de carbono orgánico disuelto en el agua tratada, el cual al mezclarse con cloro promueve la formación de Trihalometanos, compuestos cancerígenos.

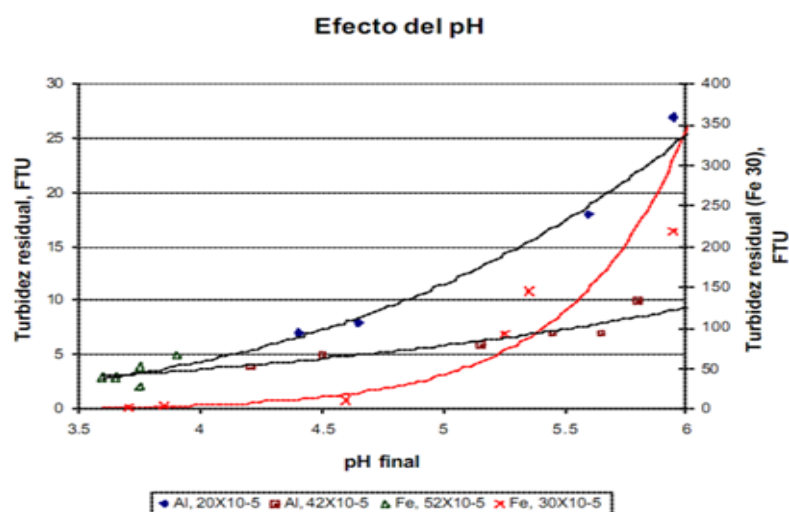
### 2.1.6.3. Factores que Influyen en la Coagulación

Cárdenas (2000) menciona los diferentes factores que más influyen el proceso de coagulación: el pH, tiempo de retención, la agitación del agua y la temperatura.

- **Influencia del pH del Agua**

El rango de pH está en función del tipo de coagulante utilizado y de la naturaleza del agua a tratar; si la coagulación se realiza fuera del rango de pH óptimo entonces se debe aumentar la cantidad del coagulante; por lo tanto la dosis requerida es alta (Figura 3).

En el caso de sales alúminas el rango óptimo de pH es de 6,5 a 8,0 (Cárdenas 2000).



**Figura 3:** Influencia del pH en el coagulante

Para (Ritcher 1992) mientras más ácida sea el agua, la coagulación será más óptima, es por esta razón el rango del pH que presenta es menor al de Cánepa (Tabla 2).

**Tabla 2:** Características de algunos reactivos coagulantes

Coagulante	Dosis (mg/L)	pH óptimo	Aplicaciones
Cal	150-500	9-11	Eliminación de coloides
$Al_2(SO_4)_3$	75-250	4.5-7	Eliminación de coloides
$FeCl_3$	35-150	4-7	Eliminación de coloides
$FeCl_2$	70-200	4-7	
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$			
Polímero catiónico	2-5		Eliminación de coloides
Polímero aniónico y no iónico		0.25-1.0	Ayudante de floculación y sedimentación

Fuente: Ritcher 1992

- **Influencia de la Temperatura del Agua**

Cárdenas (2000) menciona que la variación de 1°C en la temperatura del agua conduce a la formación de corrientes de densidad (variación de la densidad del agua) de diferentes grados que afectan a la energía cinética de las partículas en suspensión, por lo que la coagulación se hace más lenta; temperaturas muy elevadas desfavorecen igualmente a la coagulación.

Al parecer no existe un rango específico de temperatura óptima. Sin embargo, Fernández (2005, p. 65) menciona que trabajan mejor en el rango de 3.5 – 25 C. Un ejemplo claro es el mostrado por el Red Iberoamérica de potabilización del agua (RIPDA), con relación al sulfato de aluminio.

Por ejemplo, el estudio de RIPDA muestra que una disminución de la temperatura del agua en una unidad de decantación conlleva a un aumento de

su viscosidad; esto explica las dificultades de la sedimentación de un floculo (Cárdenas 2000).

### 2.1.7. Floculación

Es un proceso químico mediante el cual, con la adición de sustancias denominadas floculantes, se aglutinan las sustancias coloidales presentes en el agua, facilitando de esta forma su decantación y posterior filtrado. Es un paso del proceso de potabilización de aguas de origen superficial y del tratamiento de aguas servidas domésticas, industriales y de la minería. (Restrepo 2009).

Los compuestos que pueden estar presentes en el agua pueden ser:

- Sólidos en suspensión;
- Partículas coloidales (menos de 1 micra), gobernadas por el movimiento browniano;
- Sustancias disueltas (menos que varios nanómetros).

El proceso de floculación es precedido por la coagulación, por eso se suele hablar de los procesos de coagulación-floculación. Estos facilitan la retirada de las sustancias en suspensión y de las partículas coloidales.

La floculación es la aglomeración de partículas desestabilizadas en microflóculos y después en los flóculos más grandes que tienden a depositarse en el fondo de los recipientes construidos para este fin, denominados sedimentadores.

Los factores que pueden promover la coagulación-floculación son el gradiente de la velocidad, el tiempo y el pH. El tiempo y el gradiente de velocidad son importantes al aumentar la probabilidad de que las partículas se unan y da más tiempo para que las partículas desciendan, por efecto de la gravedad, y así



se acumulen en el fondo. Por otra parte el pH es un factor prominente en la acción desestabilizadora de las sustancias coagulantes y floculantes.

La solución floculante más adecuada a la naturaleza de los materiales en suspensión con el fin de conseguir aguas decantadas limpias y la formación de lodos espesos se determina por pruebas, ya sea en laboratorio o en el campo.

En la minería, los floculantes utilizados son polímeros sintéticos de alto peso molecular, cuyas moléculas son de cadena larga y con gran afinidad por las superficies sólidas. Estas macromoléculas se fijan por adsorción a las partículas y provocan así la floculación por formación de puentes interpartículas.

#### **2.1.7.1. Factores que influyen en la Floculación**

Cánepa (2000) muestra los principales factores:

- La naturaleza del agua;
- Las variaciones de caudal;
- La intensidad de agitación;
- El tiempo de floculación, y
- El número de compartimentos de la unidad

#### **2.1.7.2. Tipo de Floculadores**

Gomella y Guerré en 1970 (citados por Cárdenas 2000) clasificaron los Floculadores en lentos y rápidos. Más adelante el Centro panamericano de ingeniería sanitaria (CEPIS), los clasifican en mecánicos e Hidráulicos

Cánepa (2000) los clasifica de la siguiente forma:

De potencia, que a su vez se dividen en hidráulicos y mecánicos y Contacto de Sólidos, siendo el más conocido el de manto de lodos.

Cárdenas (2000) informa que los más utilizados son los de potencia, y en nuestro país son los hidráulicos, por el bajo consumo energético y la facilidad de

mantenimiento, mientras que en países industrializados es muy común el uso de Floculadores mecanizados.

### 2.1.7.3. Coagulación – Floculación

El proceso unitario más óptimo para la disminución de la turbidez es el de Coagulación-floculación, el cual consta del ingreso de un químico denominado *coagulante* en una determinada dosis.

Bratby (2006, p. 5) nos explica que la **coagulación** es el proceso mediante el cual un sistema dado puede transformarse de un estado estable a uno inestable. En otras palabras, es la desestabilización del sistema (al desestabilizar el sistema se refiere a cambiar cargas eléctricas de las partículas suspendidas, de negativas a positivas y viceversa) mientras que el objetivo principal de la **floculación** según Cárdenas (2000 p. 265) es reunir las partículas ya desestabilizadas para formar aglomeraciones de mayor peso y tamaño que sedimenten con mayor eficiencia.

Cárdenas (2000) agrega que la coagulación es la desestabilización de un coloide producida por la eliminación de las dobles capas eléctricas que rodean a todas las partículas coloidales, con la formación de núcleos microscópicos, mientras que la floculación es la aglomeración de partículas desestabilizadas, primero en microfloculos, y más tarde en aglomerados voluminosos llamados floculos.

### III. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. LUGAR DE EJECUCIÓN

El presente trabajo de investigación se realizó y ejecutó en el laboratorio de Control de Calidad de Aguas de la Facultad de Ingeniería Química UNA – Puno.

- Las muestras se tomaron directamente de los siguientes lugares
  - Agua de consumo doméstico en ocho diferentes viviendas, (ver anexo A).
  - Agua de consumo en ocho diferentes pozos tubulares (ver anexo A).
- Los análisis de las diferentes aguas se han llevado a cabo en los laboratorios de Ensayo y Control de Calidad de la Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas de la Universidad Católica de Santa María, de la Ciudad de Arequipa.
- La parte experimental de coagulación y floculación se realizaron en el laboratorio de Control y Calidad de Aguas de la Facultad de Ingeniería Química – UNA - Puno.

Ubicación:

Provincia : Puno

Departamento : Puno

Dirección : Av. Sesquicentenario N° 1150 – Puno

#### 3.2. MATERIALES

##### 3.2.1. Materia prima

- Aguas municipales y aguas de pozos domésticos de la ciudad de Juliaca.

### 3.2.2. Instrumentos de laboratorio

- Agitador magnético “jar-test”, Marca CAT M6.1 (0-1600) rpm
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica.
- pH-metro, Marca FISHER SCIENCE EDUCATION
- Equipo de filtración, papel Filtro de 0,45µm
- Balanza analítica, Marca METTLER TOLEDO AB2 04 Max. 210g Min. 10 mg

### 3.2.3. Materiales de Laboratorio

- Fiolas de 100 mL, Clase A
- Vasos de precipitado de 100,400,1000 mL
- Matraces Erlenmeyer de 100,250 mL
- Pipetas volumétricas (5mL,10mL, 15mL y 25 mL)
- Baguetas de vidrio
- Embudo de vidrio de vástago largo
- Espátula de acero inoxidable
- Piscetas
- Buretas
- Papel filtro
- Soporte de madera para embudos.

### 3.2.4. Reactivos

- Sulfato de aluminio
- Agua destilada
- Hidróxido de calcio  $\text{Ca(OH)}_2$

### 3.3. MÉTODO EXPERIMENTAL

#### 3.3.1. Técnicas de muestreo

El desarrollo del estudio de investigación se realizó:

- Toma de muestras de las aguas municipales o de consumo diario y muestras de las aguas de los pozos domésticos en la ciudad de Juliaca.

Para los análisis químicos se colectaron un total de 16 muestras, de las cuales 8 correspondieron a las aguas municipales y 8 a las aguas de pozo, para cada una se colectó 500 cm<sup>3</sup> en recipientes de polietileno, conservándose en refrigeración para su traslado al laboratorio.

#### 3.3.2. Caracterización inicial de las aguas municipales y de pozo

Esta parte de la metodología se basó en caracterizar la muestra de las aguas municipales y de pozo de la ciudad de Juliaca, departamento de Puno en el laboratorio de la Facultad de Ingeniería Química, de acuerdo a la normatividad siguiente:

- Ley General de Aguas D.L. N° 17752 y sus Modificaciones al Reglamento de los Títulos I, II Y III
- Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano DS N° 031-2010-SA.
- Ministerio de Salud (2010). Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano DS N° 031-2010-SA.

**Tabla 3:** Valores límite de las aguas destinadas al abastecimiento de agua potable a poblaciones con tratamiento convencional

Metal	Valor límite de de consumo humano
As <sup>+5</sup>	Max. 0,010 mg/L

Fuente: Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano DS N° 031-2010-SA.

**a. Análisis químico de las aguas municipales y de pozo para el arsénico (As<sup>+5</sup>)**

De acuerdo al análisis espectroscópico efectuado en las aguas municipales y de pozo en la ciudad de Juliaca, se observa que la cantidad de arsénico supera los límites máximos permisibles para la Clase I, es decir aguas de abastecimiento doméstico, con tratamiento equivalente a procesos combinados de mezcla y coagulación, sedimentación, filtración y cloración, para un total de 8 muestras, cuyo promedio se observa en la tabla 4.

**Tabla 4:** Análisis químico de las aguas, muestra inicial

Parámetro	Análisis de las aguas municipales	Análisis de las aguas de pozo	Ley de Recursos Hídricos
	Promedio de 8 muestras de As <sup>+5</sup> (mg/L)	Promedio de 8 muestras de As <sup>+5</sup> (mg/L)	As (mg/L)
Resultado	0,053	0,058	0,010

Fuente: Elaboración propia

### 3.4. DESARROLLO EXPERIMENTAL

El procedimiento experimental de precipitación consta de las siguientes fases:

- Preparación de la muestra: en un vaso de 500 mL se vierten 200 mL de la muestra a tratar. A continuación, se añade la dosis correspondiente de coagulante y se eleva el pH hasta el valor seleccionado mediante la adición de hidróxido de calcio, en forma de lechada de cal.
- Coagulación: se coloca el vaso en uno de los brazos del Jar-test y se agita a una velocidad de 200 rpm durante 3 minutos.
- Floculación: se modifica la velocidad de agitación entre 25-35 rpm y se mantiene en agitación durante 20 minutos.
- Sedimentación: se deja reposar el contenido del vaso durante 30 minutos en un embudo de decantación.

#### 3.4.1. Prueba de jarras (Jar-test)

Este método determina las condiciones de operación óptimas generalmente para el tratamiento de aguas, permite ajustar el pH, hacer variaciones en las dosis de las diferentes sustancias químicas que se añaden a las muestras, alternar velocidades de mezclado y recrear a pequeña escala lo que se podría ver en un equipo de tamaño industrial. Una prueba de jarras puede simular los procesos de coagulación o floculación que promueven la recuperación de metales suspendidos.

Es el método más utilizado para la determinación del coagulante óptimo y su dosis, además de otros parámetros como velocidad de agitación, tiempo de mezcla, temperatura y pH. Consiste en una serie de recipientes a los que se adicionan distintas dosis de coagulantes. Una serie de agitadores se introducen simultáneamente en dicha serie de recipientes, produciendo una agitación fuerte,

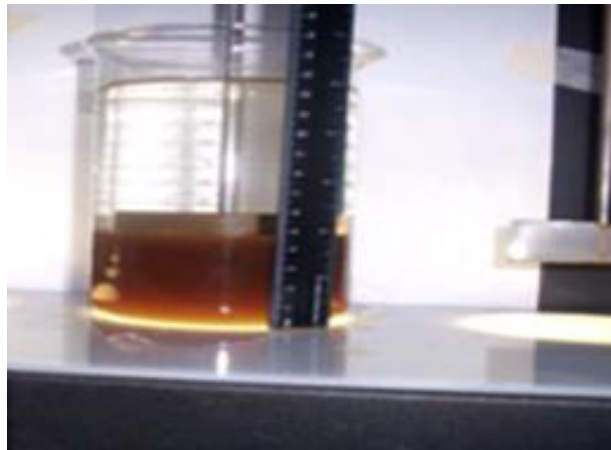
que genera una mezcla íntima, se ha utilizado un vaso de precipitado, con equipo de agitación y control de la velocidad (figura 4), que consiste sencillamente en un agitador de velocidad graduable entre 0–300 rpm, con un motor que garantizó la igualdad en las condiciones de agitación. El agitador actúa sobre un vaso de precipitado transparente, de forma alta, de 500 ml de capacidad, de modo que al vaso se pueda aplicar diferentes tratamientos y compararlos bajo las mismas condiciones de agitación (figura 4).

Se usó el método Precipitación Alcalina debido a las ventajas que presenta sobre otros métodos. El compuesto químico que se utilizó como agente coagulante fue el  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y, como precipitante el hidróxido de calcio  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . (Tapia 2002).



**Figura 4:** Instalación experimental para el ensayo de coagulante





**Figura 5:** Muestra de sedimentación

### **3.4.2. Precipitación química (coagulación-floculación)**

La principal aplicación de este proceso es la eliminación de arsénico mediante la formación del correspondiente hidróxido de calcio, que son posteriormente separados en un decantador.

Este proceso tiene tres etapas:

1. Se ajustó del pH, para provocar un desplazamiento del equilibrio químico que no favorezca la solubilidad. El pH óptimo para la precipitación del arsénico está comprendido entre 8.5 y 12, obteniendo buenos rendimientos de eliminación de estos metales con concentraciones inferiores a 1 mg/L en el efluente tratado.
2. Coagulación, mediante la cual los elementos precipitados se unen formando coágulos, que favorecen su decantación, para lo cual se utiliza el sulfato de aluminio.
3. Adición de un agente precipitante, siendo el más eficaz el hidróxido de calcio.

La precipitación alcalina es el método utilizado en esta tesis gracias a las

características y las ventajas que presenta sobre otros métodos.

Para esta prueba se seleccionaron las siguientes sustancias:

- a) Polielectrolito (sulfato de aluminio) como coagulante
- b) Floculante hidróxido de calcio  $\text{Ca(OH)}_2$

### 3.4.3. Objetivo del proceso de precipitación y determinación del pH óptimo

El objetivo de esta investigación es la remoción del arsénico de las aguas municipales y del agua de pozos de la ciudad de Juliaca, por este motivo, el pH del tratamiento fue determinada al haber realizado diferentes series de experimentos para determinar las condiciones óptimas de precipitación, utilizando la prueba de jarras

Las suspensiones iónicas de los metales suelen estar cargadas negativamente por lo que se usa como coagulante el sulfato de aluminio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ) que aportó cargas positivas.

Se realizaron los experimentos de precipitación en las condiciones óptimas que se indican en la tabla siguiente:

**Tabla 5:** Condiciones de operación en los experimentos de coagulación-floculación

COAGULACION	FLOCULANTE
200 mg/L $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (10 %)	2 mg/L de $\text{Ca(OH)}_2$
Velocidad de agitación: 20-150 rpm	Velocidad de agitación: 25 rpm
Tiempo:3 min	Tiempo:20 min

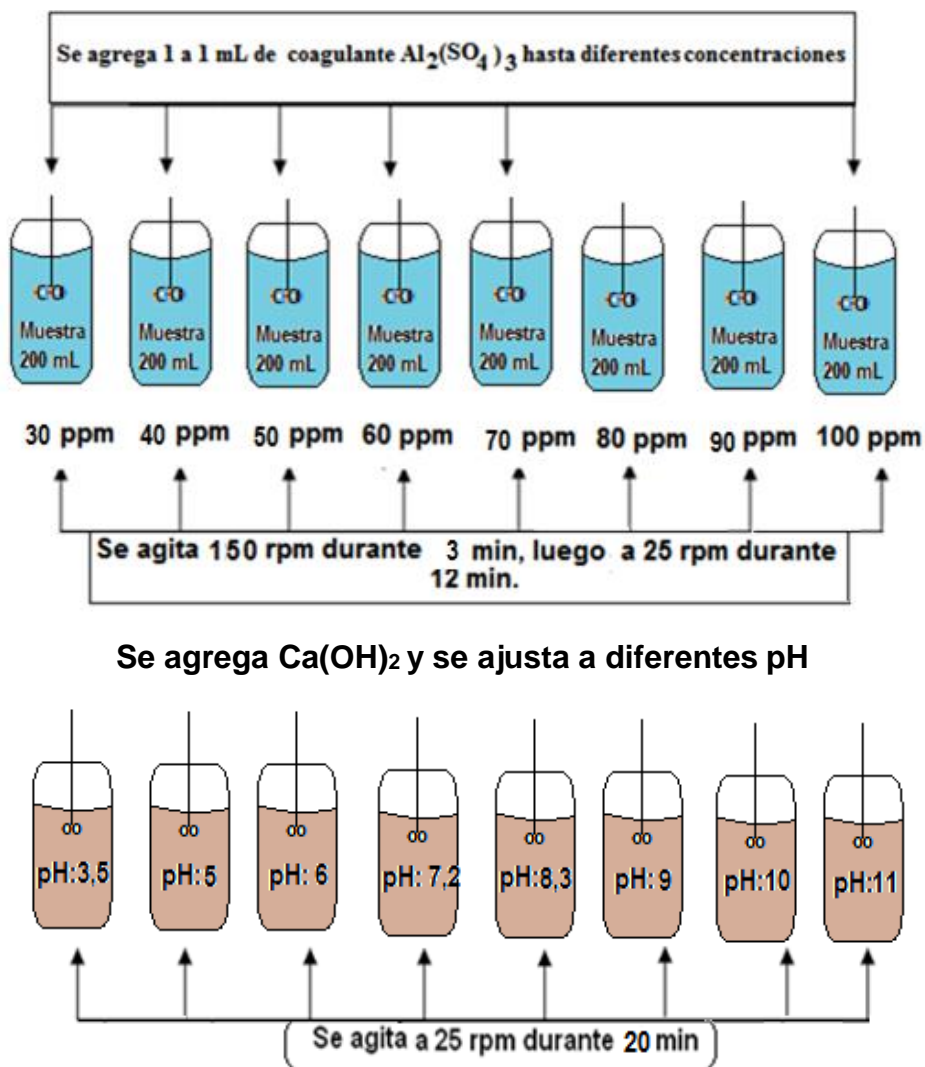
Fuente: Elaboración propia

El procedimiento que se siguió fue el siguiente:

1. Se prepararon ocho muestras de 200 mL cada uno, en vasos de precipitados con agitación.
2. El tratamiento ha consistido en la adición del coagulante,  $Al^{3+}$  en forma de  $Al_2(SO_4)_3$ , mililitro a mililitro hasta llegar a una concentración de 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 y 100 ppm (mg/L), hasta que se observó una buena formación de cuámulos.
3. Luego se agitó de forma enérgica a 150 rpm durante 3 minutos y a continuación de una forma más lenta a 25 rpm durante 12 minutos. Transcurrido este tiempo se levantó el agitador, teniendo cuidado de no romper flóculos, y se deja decantar 20 minutos.
4. En cada uno de los vasos de precipitados del equipo de prueba de jarras, con 200 mL de muestra. Se adicionó hidróxido de calcio 1 M (floculante) para ajustar el pH de cada muestra a un pH distinto (3,5; 5; 6; 7,2; 8,3; 9; 10; 11), a una agitación suave de 25 rpm por 12 minutos con el objeto de formar los flóculos que luego sedimentan.
5. Se hicieron las pruebas necesarias con el precipitante hidróxido de calcio, una vez que se formaron los precipitados, se decantó y filtró el contenido de los contenedores. Las muestras se enviaron para su análisis al Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad de la Universidad Católica de Santa María de Arequipa, con los valores de absorbancia y concentración medidos se construye una gráfica donde se representa el porcentaje de reducción de absorbancia frente a la concentración de coagulante empleado.

**Tabla 6:** Tratamiento de adición de coagulante

N° de Pruebas	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (mg/L)	pH
1	30	8
2	40	8
3	50	8
4	60	8
5	70	8
6	80	8
7	90	8
8	100	8



**Figura 6:** Flujo del Proceso de Coagulación-Floculación

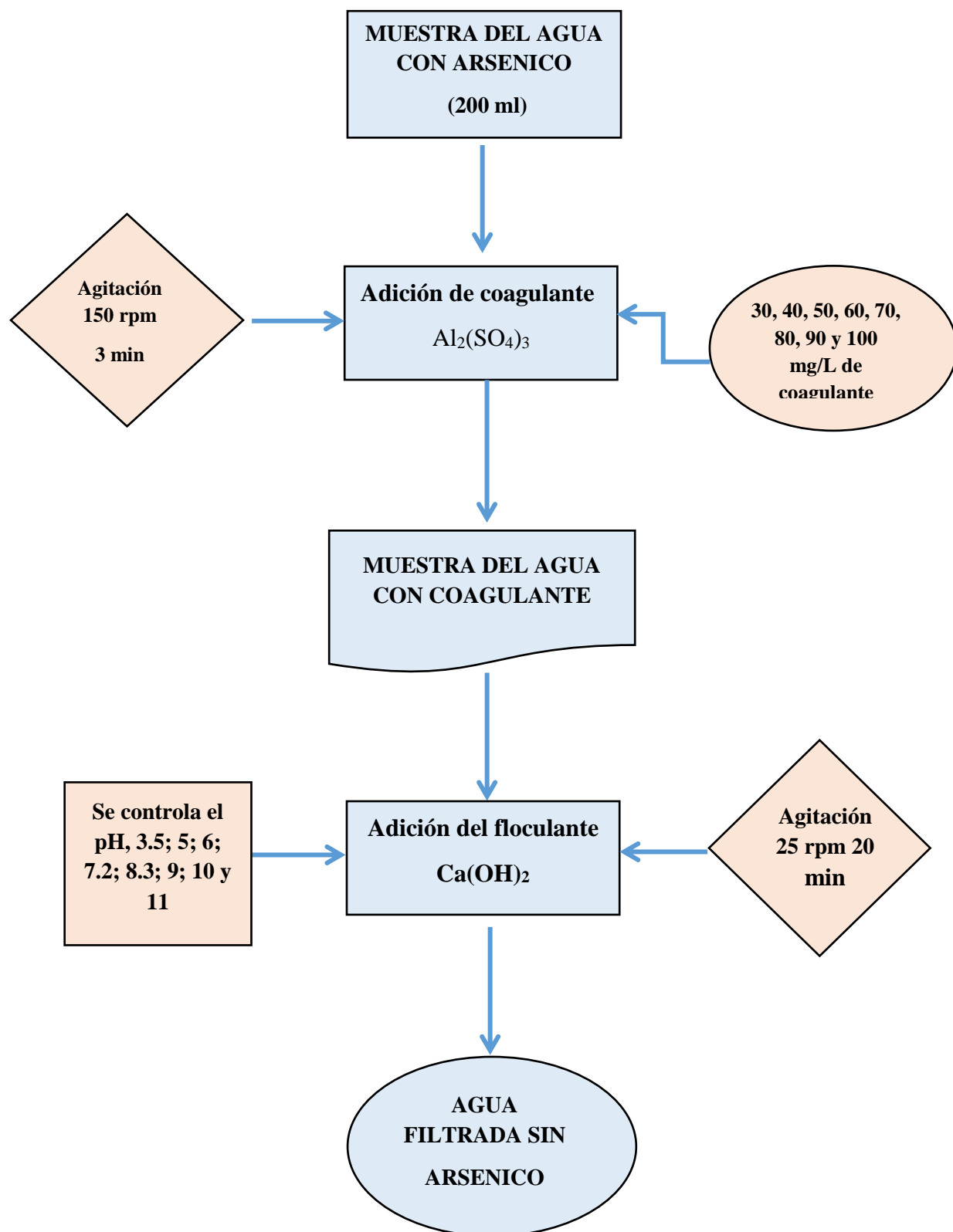


Figura 7: Flujo de la Prueba de Jarras

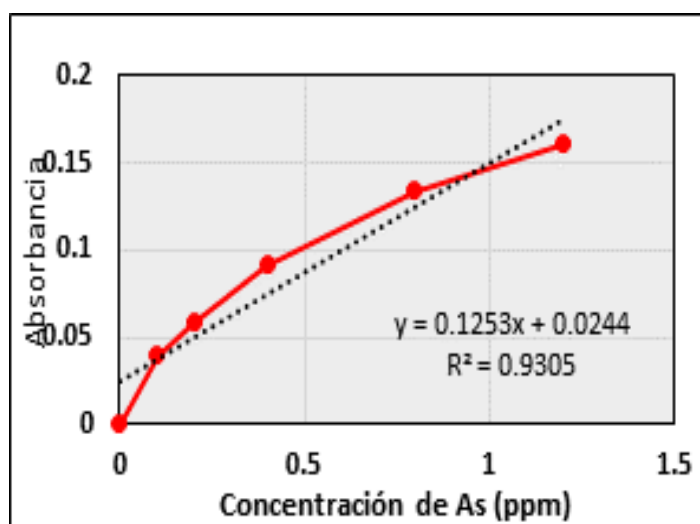
**3.4.4. Curva de calibración**

La curva de calibración se realizó con los datos proporcionados a través del certificado de análisis de la Universidad Católica de Santa María. En la tabla 8 se muestra la concentración y la absorbancia de las muestras estándares de arsénico. En la figura 6 y 7 se muestra la gráfica de estos puntos, así como la regresión lineal y la recta que se forma.

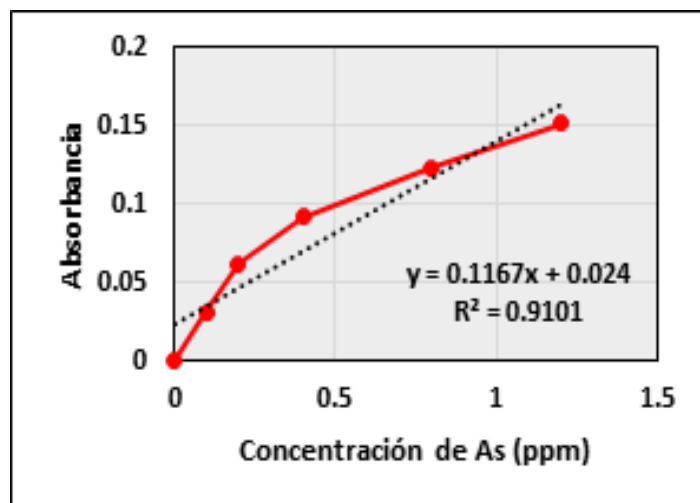
**Tabla 7:** Datos de la curva de calibración para el As

	Concentración As (ppm)	Absorbancia As	Concentración As (ppm)	Absorbancia As
	Agua municipal		Agua de pozo	
Blanco	0	0	0	0
Estándar 1	0,1	0,0393	0,1	0,0313
Estándar 2	0,2	0,0585	0,2	0,0615
Estándar 3	0,4	0,0918	0,4	0,0918
Estándar 4	0,8	0,1341	0,8	0,1231
Estándar 5	1,2	0,161	1,2	0,151

Fuente: Informe de ensayo- Universidad Católica de Santa.



**Figura 8:** Curva de calibración, línea de tendencia del As de agua municipal.



**Figura 9:** Curva de calibración, línea de tendencia del As de agua de pozo

La curva de color rojo corresponde a la curva de calibración y se ha efectuado la línea de tendencia con el objeto de visualizar la ecuación lineal y el valor del coeficiente de regresión lineal que corresponde a 93,05 %, lo que indica que el proceso de remoción de arsénico es bueno y está dentro de los márgenes.

### 3.4.5. Eficiencia de recuperación de metales

La eficiencia de recuperación del arsénico se calcula con la siguiente ecuación:

Los cálculos se observan en el anexo B.

$$\eta = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad \text{Ec. 3.1}$$

Dónde:

$\eta$  = Remoción de arsénico en %

$C_i$  = Concentración inicial del arsénico en el agua

$C_f$  = Concentración final del arsénico en el agua después de la precipitación alcalina.

### 3.5. MODELO MATEMÁTICO PARA LA INVESTIGACIÓN

#### 3.5.1. Diseño Factorial de Experimentos

El diseño factorial de experimentos es una técnica estadística que permite planificar eficientemente la experimentación de modo que con un número mínimo de ensayos se logre determinar la significancia de cada una de las variables independientes evaluadas, el efecto de sus interacciones y se obtiene un modelo matemático empírico, que constituye la base para un proceso posterior de optimización. Para el desarrollo matemático experimental se ha utilizado el programa Statgraphics Centurión XVI.

El número total de experimentos a llevarse a cabo viene definido por la relación:

$$N = 2^k$$

Siendo:

N = Número total de experimentos

k = Número de variables

En nuestro caso, como hemos mencionado, se realiza un experimento que depende de tres factores y se plantea dos niveles, por lo que se requerirán:

Número de experimentos =  $N^k = 2^3 = 8$  experimentos

Cuya resolución será la siguiente:

#### 3.5.2. Influencia de las variables velocidad de agitación, tiempo de residencia en el reactor y pH

El modelo factorial asume cierta linealidad y debe predecir adecuadamente todos los puntos de diseño, incluyendo el central. Por lo que elegimos 3 variables que según muestras pruebas exploratorias intervienen y mejoran la recuperación de



iones arsénico por precipitación alcalina. Estas variables son: velocidad de agitación, tiempo de residencia en el reactor y pH.

Puesto que se desea determinar el efecto de las tres variables sobre el rendimiento de la recuperación de arsénico, para ello experimentalmente se realizaron pruebas preliminares para determinar los niveles de cada variable, las que se indican en la siguiente tabla.

**Tabla 8:** Variables Naturales-datos del diseño experimental

SIMBOLO	NOMBRE DE LOS FACTORES	UNIDAD	X mín. (-)	X máx. (+)
X <sub>1</sub>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• velocidad de agitación</li> <li>• tiempo de mezcla</li> <li>• pH.</li> </ul>	• rpm	25	150
X <sub>2</sub>		• Minutos	10	20
X <sub>3</sub>		• Escalar	3,5	11

Fuente: Elaboración propia

### 3.5.3. Diseño factorial experimental

#### ➤ Formulación y propósito

Para un diseño factorial 2<sup>3</sup> para tres factores o variables originales (pH, velocidad y tiempo) y cada factor con tres niveles k = 3 se halló el siguiente modelo matemático:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + b_4X_1X_2 + b_5X_1X_3 + b_6X_2X_3 + b_7X_1X_2X_3$$

Dónde:

- Y = Variable respuesta Rendimiento
- X<sub>1</sub>, X<sub>2</sub>, X<sub>3</sub> = Variables codificadas de entrada de velocidad, tiempo y pH.
- X<sub>1</sub>X<sub>2</sub>, X<sub>1</sub>X<sub>3</sub>, X<sub>2</sub>X<sub>3</sub> = Interacciones entre las tres variables principales
- X<sub>1</sub>X<sub>2</sub>X<sub>3</sub>

Primero se halló los valores de  $X_1$ ,  $X_2$  y  $X_3$  en función a las variables de entrada del proceso y luego los valores  $b_0$ ,  $b_1$ ,  $b_2$ ,  $b_3$ ...  $B_7$  (estimadores de los coeficientes de regresión) en función a la variable respuesta rendimiento de extracción [Y].

#### 3.5.4. Rendimiento de recuperación de metales

La variable respuesta del diseño factorial se cuantifica en el porcentaje de rendimiento de arsénico recuperado (ver resultados en la tabla 12), el cual se determinó de la siguiente manera:

$$\% \text{ RENDIMIENTO} = \frac{w_2}{w_1} \times 100$$

Dónde:

$\%R$  = Rendimiento de remoción del arsénico

$W_1$  = Peso inicial de arsénico en el agua (mg/L)

$W_2$  = Peso final del arsénico en el agua después de la precipitación alcalina (mg/L)

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS MUNICIPALES Y DE POZO

Se realizó el análisis químico de las aguas municipales y de las aguas de pozos para consumo humano, las mismas que contienen arsénico ( $As^{+5}$ ) según la siguiente tabla.

Esta cantidad de metal que supera los límites máximos permitidos en la normatividad peruana, origina determinadas enfermedades en la población de Juliaca.

De acuerdo al análisis químico efectuado se observa que la cantidad de arsénico supera los límites máximos permisibles.

**Tabla 9:** Análisis químico de las aguas

Parámetro	Análisis de las aguas municipales	Análisis de las aguas de pozo	Ley Recursos Hídricos
	Promedio de 8 muestras de $As^{+5}$ (mg/L)	Promedio de 8 muestras de $As^{+5}$ (mg/L)	As (mg/L)
Arsénico	0,053	0,058	0,010

Fuente: Informe de ensayo- Universidad Católica de Santa María y elaboración propia

- **Recuperación de arsénico ( $As^{+5}$ ) utilizando solución alcalina por el método de precipitación alcalina**

En este apartado se ha estudiado la remoción del arsénico presente en las aguas municipales y pozos en la ciudad de Juliaca mediante el proceso de coagulación

y floculación utilizando como coagulante sulfato de aluminio y como floculante el hidróxido de calcio.

El objetivo final es la evaluación de las mejores condiciones para llevar a cabo el proceso de precipitación utilizando  $Al_2(SO_4)_3$  como coagulante, para ello, se han realizado diversos experimentos de coagulación sobre el arsénico con distintas concentraciones.

Las variables de operación que se utilizaron en todas las diluciones fueron y la dosis de coagulante (de 30 a 100 mg/L), se realizaron experimentos variando la velocidad de agitación (25-150 rpm), el tiempo de mezcla (10- 20 min.) y el pH (de 3,5 a 11), con objeto de establecer sus influencias en los procesos ensayados.

Luego del proceso de precipitación alcalina, la concentración promedio de arsénico en el agua municipal es de 0,0115 mg/L con un 78,3 % de recuperación y de las aguas de pozo es de 0,0134 mg/L con un 77,29 % de recuperación.

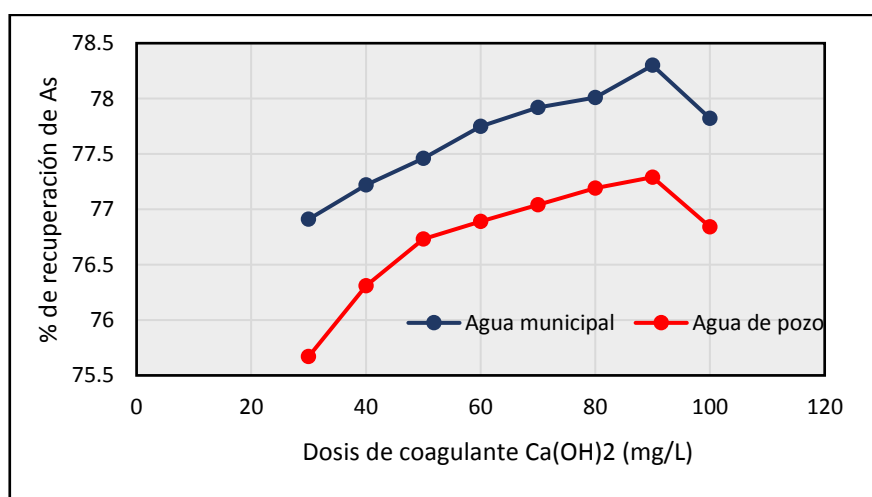
**Tabla 10:** Resultado de las pruebas de remoción de As+5 en muestras de aguas municipales y agua de pozo en la ciudad de Juliaca

Parámetro (mg/L)	Aguas municipales		% remoción	Aguas de pozo		% remoción
	Valor inicial	Valor final		Valor inicial	Valor final	
<b>Arsénico</b>	<b>0,053</b>	<b>0,0115</b>	<b>78,3</b>	<b>0,058</b>	<b>0,0134</b>	<b>77,29</b>

Fuente: Informe de ensayo- Universidad Católica de Santa María y elaboración propia

**Tabla 11.** Arsénico recuperado de la muestra tratada con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$

% recuperación de $\text{As}^{+5}$ de aguas municipales	% recuperación de $\text{As}^{+5}$ de aguas de pozo
76,91	75,67
77,22	76,31
77,46,	76,73
77,75	76,89
77,92	77,04
78,01	77,19
<b>78,30</b>	<b>77,29</b>
77,82	76,84



**Figura 10:** Recuperación de As con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$

La figura muestra el porcentaje de recuperación de arsénico luego del proceso de coagulación y floculación utilizando sulfato de aluminio como coagulante e hidróxido de calcio como floculante, alcanzando un máximo de recuperación de 78,3 % de las aguas municipales y 77,29 de las aguas de pozo para una dosis de coagulante de 200 mg/L. Los datos utilizados se observan en el anexo C.

#### **4.2. RECUPERACIÓN DEL ARSÉNICO ( $As^{+5}$ ) A DIFERENTES CONDICIONES DE VELOCIDAD DE AGITACIÓN, pH Y DEL TIEMPO**

Una adecuada agitación es necesaria tanto en el momento de dosificación del agente coagulante como en el proceso de formación y engorde del floculo. En el proceso de recuperación del arsénico se estudiaron la influencia de la velocidad de agitación. En ambos casos se fijaron las siguientes condiciones: tiempo de mezcla 10 a 20 minutos y dosis de coagulante 30 a 200 mg/L, y se varió la velocidad de agitación en el rango 25-150 rpm. Los resultados fueron que se eliminó el 78,30 % del arsénico de las aguas municipales y 77,29 % de las aguas de pozo. El tiempo de formación de los floculos es de 8.4 segundos con el hidróxido de calcio como floculante.

#### **4.3. PARÁMETROS ÓPTIMOS DE pH, TIEMPO ADSORCIÓN Y CONCENTRACIÓN DE COAGULANTE-FLOCULANTE**

El proceso de coagulación depende de una serie de características físico-químicas del arsénico y muy especialmente del pH.

El pH junto con la dosis de coagulante, son los factores que más influyen de cuantos intervienen en el proceso de coagulación. Su influencia es determinante ya que afecta a todos los equilibrios de hidrólisis que se producen, como consecuencia de la adición de catión metálico.

Otra de las causas por las que el pH es tan determinante en el proceso, es que la adición del catión metálico provoca una reducción automática del pH, tanto mayor cuanto más alta sea la dosis del coagulante, y en mayor grado cuanto menor sea la alcalinidad del agua.

Con objeto de establecer la influencia que el pH ejerce en el proceso de coagulación del arsénico de las aguas municipales y aguas de pozo, se efectuó el modelo matemático por experimentación y estadística, Según se observa en el anexo A4, el pH 3,5 conlleva para las aguas municipales una velocidad de eliminación del arsénico a 150 rpm y tiempo de 20 min con un  $R^2 = 97,18\%$  y .para las aguas de los pozos a un pH de 3,5 y 150 rpm y tiempo de 20 min con un  $R^2 = 98,99\%$ .

#### 4.4. DETERMINACIÓN DEL MODELO MATEMÁTICO Y CINÉTICO

Modelo matemático para la remoción de arsénico en aguas municipales y de pozo.

La validez de los modelos de regresión matemático queda demostrada por la similitud de los valores hallados por el modelo matemático y los resultados experimentales.

- Modelo matemático para el agua municipal

$$Y = 35.0292 - 0.0546562*Velocidad - 0.538125*Tiempo - 2.05833*pH$$

- Modelo matemático para el agua de pozo

$$Y = 23.3663 + 0.0007*Velocidad + 0.04325*Tiempo - 0.0696667*pH$$

Por consiguiente, se concluye que el pH, es la variable más significativa en el proceso de eliminación del arsénico.

El coeficiente de correlación obtenido fue de  $R^2 = 97,18 \%$  para las aguas municipales de consumo humano y  $R^2 = 98,99$  para las aguas de pozo de

consumo humano en la ciudad de Juliaca, estos datos nos indica que el proceso de remoción de arsénico es correcto y la más adecuada.

Estudio cinético en el proceso de remoción de arsénico.

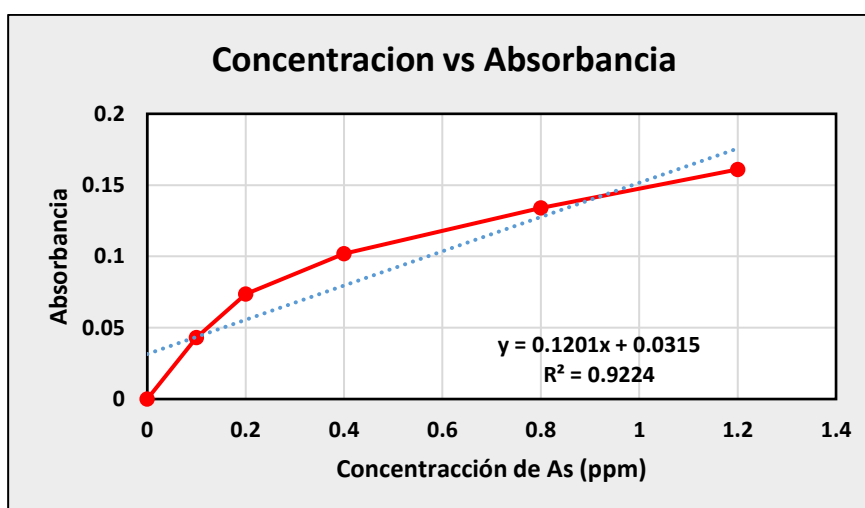
➤ **Curva de calibración**

La curva de calibración se realizó con los datos proporcionados a través del certificado de análisis de la Universidad Católica de Santa María

**Tabla 12:** Datos de la curva de calibración para el As

	Concentración As (ppm)	Absorbancia As
Blanco	0,0	0,0000
Estándar 1	0,1	0,0431
Estándar 2	0,2	0,0735
Estándar 3	0,4	0,1018
Estándar 4	0,8	0,1341
Estándar 5	1,2	0,161

Fuente: Informe de ensayo- Universidad Católica de Santa María



**Figura 11:** Curva de calibración, línea de tendencia del As



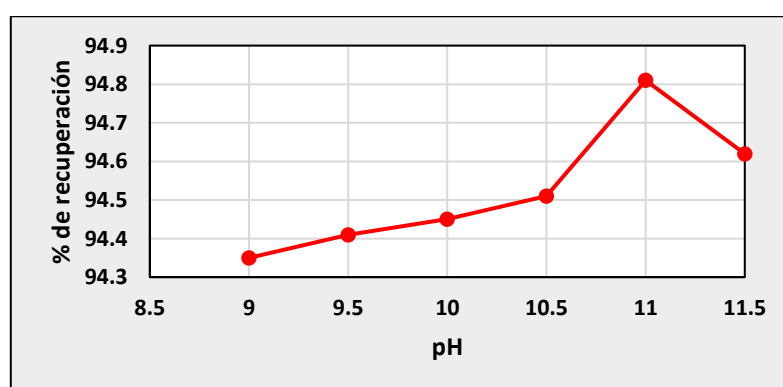
La curva de color rojo corresponde a la curva de calibración y se ha efectuado la línea de tendencia con el objeto de visualizar la ecuación lineal y el valor del coeficiente de regresión lineal que corresponde a 92.24 %, lo que indica que el proceso de recuperación de arsénico es bueno y está dentro de los márgenes.

➤ **Eficiencia de recuperación de metales**

**Tabla 13:** Valores de eficiencia de recuperación de Arsénico con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$

N° de muestras	pH	Eficiencia de recuperación de arsénico (%)
1	9,0	94,35
2	9,5	94,41
3	10,0	94,45
4	10,5	94,51
5	<b>11,0</b>	<b>94,81</b>
6	11,5	94,62

Fuente: Elaboración propia



**Figura 12:** Eficiencia de recuperación de arsénico con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$

El porcentaje de recuperación de arsénico a través del método experimental de precipitación alcalina es del 94,81 %

#### 4.5. DISCUSIÓN

Según Rodríguez - Milena (2008). La remoción con sulfato de aluminio depende del pH. La mayor remoción de As (V) se obtiene para  $\text{pH} < 7,0$ , en cambio la eficiencia de remoción con cloruro férrico parece ser independiente del pH en el rango de 5,5 a 7,0.

En nuestro trabajo la mayor remoción de arsénico ( $\text{As}^{+5}$ ) obtenido se llevó a cabo con sulfato de aluminio a un pH de 3,5 con un 78,3 % de recuperación de las aguas municipales y un 77,29 % de recuperación de las aguas de pozo.

Según Aguilar (2005), ha encontrado que la remoción del Arsénico es posible con mecanismos de Oxidación/Precipitación/Filtración, mediante el uso de sales de hierro, en particular del cloruro férrico, y un posterior filtrado.

La eficiencia de recuperación del arsénico ha sido de un 81,27 % en un medio ácido con un pH de 4,8.

En nuestro trabajo de investigación se ha utilizado la prueba de jarras o Jar-Test, tecnología barata y de fácil uso, con sulfato de aluminio como coagulante e hidróxido de calcio como floculante, siendo nuestra recuperación 78,3 % y 77,29 % en aguas municipales y aguas de pozo respectivamente.

En cambio, Trelles (2013), Analiza la viabilidad de ocho especies vegetales para remover arsénico en medio acuoso e identifica los parámetros que caracterizan su capacidad de biosorción.

Los resultados obtenidos mostraron que todas las especies presentan una apreciable capacidad de remoción, entre 23.1% y 78.9%. Tres de ellas (*Phaseolus vulgaris*, *Hordeum sativum*, *Linum usitatissimum*) se correlacionaron

de manera satisfactoria con los modelos de cinética de biosorción de primer y pseudo-segundo orden ( $R > 0.90$ ).jo de investigación.

Con respecto a Trelles nuestro trabajo de recuperación de arsénico ha sido más eficiente utilizando sales metálicas.

## V. CONCLUSIONES

1. La caracterización de las aguas municipales y aguas de pozo de la ciudad de Juliaca indican la presencia de arsénico ( $\text{As}^{+5}$ ) con 0,053 mg/L y 0,058 mg/L respectivamente.

El mejor agente precipitante para la recuperación del arsénico ( $\text{As}^{+5}$ ) fue el hidróxido de calcio  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , por la cantidad de iones  $\text{H}^+$  que tiene dentro de su molécula y cuya agitación debe mantenerse en continuo movimiento para poder tener una suspensión homogénea.

2. Se ha demostrado que el tratamiento de remoción de arsénico ( $\text{As}^{+5}$ ) por el método de precipitación alcalina (coagulación-floculación) disminuye la contaminación de las aguas municipales, Luego del proceso de precipitación alcalina, la concentración promedio de arsénico ( $\text{As}^{+5}$ ) en el agua municipal es de 0,0115 mg/L con un 78,3 % de recuperación y de las aguas de pozo es de 0,0134 mg/L con un 77,29 % de recuperación.

3. Los parámetros físico-químicos evaluados en el proceso de recuperación del arsénico por el método de precipitación alcalina alcanzaron una velocidad de agitación óptima de 150 rpm, un tiempo de 20 minutos a un pH de 3,5. Para las aguas municipales, siendo el factor más importante el tiempo en cambio para las aguas de pozo el factor más importante fue el pH de 3,5 utilizando  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  como coagulantes respectivamente.

4. La cinética del proceso de tratamiento del de precipitación alcalina indica que el coeficiente de correlación obtenido fue de  $R^2 = 98,18 \%$  para las aguas municipales y 98,99 % para las aguas de pozo, lo cual nos indica que el proceso de remoción de arsénico de las aguas de la ciudad

de Juliaca es adecuado, obteniéndose los siguientes modelos matemáticos.

Modelo matemático para el agua municipal

$$Y = 35.0292 - 0.0546562 * \text{Velocidad} - 0.538125 * \text{Tiempo} - 2.05833 * \text{pH}$$

Modelo matemático para el agua de pozo

$$Y = 23.3663 + 0.0007 * \text{Velocidad} + 0.04325 * \text{Tiempo} - 0.0696667 * \text{pH}$$

## VI. RECOMENDACIONES

Teniendo en cuenta los resultados experimentales obtenidos, y con el objetivo de mejorar y completar el tratamiento de remoción de arsénico de los posos y aguas municipales de la ciudad de Juliaca, mediante el proceso de coagulación-floculación, se efectúan las siguientes recomendaciones para trabajos futuros.

- Se hace necesario promover la utilización del proceso de coagulación-floculación para la recuperación del arsénico en las diferentes ciudades del Departamento de Puno.
- Se recomienda llevar a cabo un estudio sobre la viabilidad y compatibilidad del tratamiento mediante coagulación-Floculación y efectuar estudios de la toxicidad, así como la identificación de la cantidad de arsénico presente mayoritariamente en los diferentes posos y aguas municipales de otras ciudades del Departamento.
- La Facultad de Ingeniería Química y la Universidad como institución científica y técnica deben seguir promoviendo el desarrollo de trabajos de tesis e investigación sobre tratamiento de remoción de arsénico del Departamento de Puno.

## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Aguilar Limón, Kharla Jovanka (2005) “remoción de arsénico en aguas subterráneas de la comarca lagunera” Tesis presentada como requisito parcial para obtener el grado académico de: maestra en ciencias especialidad en sistemas ambientales ingeniería ambiental. Campus Monterrey.

Aliaga Simorte, Sonia (2010). Aplicación del proceso Fenton y Coagulación - floculación para la Regeneración de aguas depuradas, Proyecto fin de Carrera Departamento de Ingeniería Química y Tecnologías del Medio Ambiente, Zaragoza

Bratby, J. R. Interpreting laboratory results for the design of rapid mixing and flocculation systems. Journal of the American Water Works Association, vol. 73, n.o 6, junio, 1981, pp. 312–318.

Castro de Esparza M.L.(2006)” Remoción del arsénico en el agua para bebida y biorremediación de suelos” Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS-SB/SDE/OPS) Urbanización Camacho, La Molina, Lima, Perú.

Capsule Report. USEPA (1998), “Reverse Osmosis Process” (<http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r96009/625r96009.pdf>).

Cubillas Terreros, Gina Paola (2015) “Estudio experimental para adsorción de arsénico con lecho de arena verde mediante prueba rápida en una columna a pequeña escala (RSSCT)” Tesis Para optar el Título Profesional de Ingeniería Química, Universidad Nacional Mayor de San Marcos Facultad de Química e Ingeniería Química E.A.P. de Ingeniería Química.

Cho Cochran W. (1978) “Diseños Experimentales” Edit. Trelles. México

Chopey N.P.-Hicks T.G. "Manual de Cálculos de Ingeniería Química" Edit. Mc Graw Hill primera edición – 1986.

Durán, Jorge. Apuntes de clase Aguas y Aguas Residuales. Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Tecnológica Nacional. Escuela de Posgrados. 2011.

Farías S.S., M.I. Litter. M.A. Armienta (2009), "Metodologías analíticas para la determinación y especiación", Editado por CYTED, ISBN: 978-84-96023-71-0. Argentina

Fernández Estela Amarildo (2011) "Evaluación técnica de la identificación de fuentes de contaminación y monitoreo de la calidad del agua en las cuencas Coata, Illpa, llave y Laguna Pasto Grande" Autoridad Nacional del Agua. Dirección de gestión de Calidad de los Recursos Hídricos.

Hernández Sampieri R., Fernández ollado C. Baptista Lucio M. (2014)"Metodología de la Investigación" Edit. Mc Graw Hill, México.

Irwin Thomas. 2008. Floculadores, fundamentos "Engineer's Guide to Water and Wastewater," Philadelphia Mixers.

<http://www.engineering fundamentals.net/Floculadores/fundamentos.htm>

Lau lih. 2007. Cactus potential as natural coagulant in water treatment. Universidad tecnológica Malaysia. Malaysia. Tesis en Línea [Consultado el 31 de agosto del 2011].

Medina, L.F. (1998) "Investigando en Ingeniería" Edit. UNSA, Arequipa

Ministerio de Salud (2010). Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano DS N° 031-2010-SA.



Raymond Desjardins (1992) "Tratamiento del Agua".

Restrepo Osorno, Hernán. 2009. Evaluación del proceso de Coagulación – Floculación de una planta de tratamiento de agua potable. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Minas.

Ritcher y Cánepa. (1992) Manual Diseño, criterios para el diseño de Floculadores y sedimentadores. CEPIS, Perú. Libro publicado en la página del CEPIS. Brasil.

Rodríguez Roberto, Echeverría Milena (2008) "Reducción de Arsénico en agua, uso de un método doméstico" Seminario AGUA. Especialización y Maestría en Ingeniería Ambiental. Facultad Regional Bahía Blanca Universidad Tecnológica Nacional - U.T.N. Regional Bahía Blanca

Sámano, María Luisa (2016) "Estudio de Opciones Eficientes de Tratamientos de Agua para Remoción de Algunos Contaminantes a Bajos Costos Considerando los Impactos Ambientales Resultantes de los Mismos" Universidad Europea del Atlántico.

Trelles Bautista, Jesús A. (2013) "Biosorción de arsénico en medio acuoso empleando biomasa vegetal inerte" Tesis para optar el grado académico de maestro en ciencias con mención en tratamiento de aguas y reusó de desechos, UNI-Lima.

**ANEXOS**

- Anexo A : Las muestras se tomaron directamente de los siguientes lugares
- Anexo B : Ley Recursos Hídricos
- Anexo C : Patrones para la Curva de Calibración
- Anexo D : Matriz de diseño factorial de Aguas Municipales y de Pozo
- Anexo E : SPSS Aguas Municipales
- Anexo F : SPSS Aguas de Pozo
- Anexo G : Fotos del Proceso de la parte Experimental
- Anexo H : Certificados de los resultado de los análisis

**ANEXO A****LAS MUESTRAS SE TOMARON DIRECTAMENTE DE LOS SIGUIENTES LUGARES****1. Agua de consumo doméstico en ocho diferentes viviendas, ubicación UT M**

- a) 381280.09 E 8289790.49 N
- b) 381322.01 E 8289863.92 N
- c) 381259.59 E 8289971.13 N
- d) 381315.75 E 8290074.37 N
- e) 381365.19 E 8290198.18 N
- f) 381549.43 E 8290130.20 N
- g) 381718.89 E 8290193.70 N
- h) 381536.05 E 8290326.32 N

**2. Agua de consumo en ocho diferentes pozos tubulares, que son:**

- a. Jr. Atahualpa anexo San Isidro
- b. Av. Infancia 242, barrio Manco Cápac
- c. Jr. Ica 105 Cercado
- d. Jr. Quito barrio amauta salida a Puno
- e. Urb. Villa San Román
- f. Jr. Ayar Cachi 227
- g. Av. Amazonas 154
- h. Jr. San Pablo con Jr. Buena Vista

## ANEXO B

## LEY RECURSOS HIDRICOS

**Artículo 35º-** Los cursos o cuerpos de agua del País se clasificarán según sus usos preponderantes actuales o potenciales en cuatro clases de acuerdo a lo siguiente:

**CLASE 1** Aguas destinadas o que puedan ser destinadas al abastecimiento de agua potable a poblaciones con tratamiento convencional.

Olor	No perceptible
Materiales flotantes y espumas no naturales	Ausentes
Turbiedad	Máximo 50 UNT
PH	6,5 – 8,5
OD	Min. 5 mg/L
DBO <sub>5</sub>	Máx. 5 mg/L
Aceites y Grasas	Virtualmente ausentes
Detergentes (medidos como sustancias activas al azul de metileno)	Máx.0,5 mg/L en LAS
Sustancias fenólicas	Máx. 0,001 mg/L en C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH
Amoníaco libre	Máx. 0,02 mg/L en N
Nitratos	Máx. 10 mg/L en N
Fósforo total	Máx. 0,025 mg/L en P
Cianuro	Máx. 0,005 mg/L
Arsénico	Máx. 0,005 mg/L
Cadmio	Máx. 0,001 mg/L
Cobre	Máx. 0,2 mg/L
Cromo total	Máx. 0,05 mg/L
Mercurio	Máx. 0,0002 mg/L
Níquel	Máx. 0,02 mg/L
Plomo	Máx. 0,03 mg/L
Zinc	Máx. 0,03 mg/L
Manganeso	Máx. 0.50 mg/l como Mn

## ANEXO C

### PATRONES PARA LA CURVA DE CALIBRACIÓN

Para realizar el método de la curva de calibración se procederá a realizar una serie de soluciones de concentración conocida de analito, los cuales se introducen en el instrumento y se registra la señal instrumental. Normalmente esta señal se corrige por medio de la señal de un blanco analítico en el que se establece el cero de absorbancia, este blanco contiene todos los componentes de la matriz del análisis a excepción del analito que se desea medir.

El blanco es preparado en el instante en que se preparan las demás muestras a determinarse y debe imitar las condiciones de análisis a las que se competen estas últimas.

Se tomó 20 mL de agua municipal en un matraz volumétrico de 50 ml y se añadió los mililitros necesarios de la solución patrón del agua municipal para preparar cada uno de los patrones, luego se completó el volumen con agua destilada.

Los cálculos para determinar la concentración de las diversas muestras se efectuaron utilizando la siguiente ecuación de Lambert-Beer

$$A = \epsilon bC$$

Dónde:

A = Absorbancia

$\epsilon$  = Absortividad

C = Concentración

#### Estándares de Arsénico

La concentración de arsénico se efectuó tanto en la muestra cruda y en la muestra tratada por el método de absorción atómica, utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica.

Se prepararon 6 estándares de arsénico, de 6, 5, 4, 3, 2 y 1 ppm. En la siguiente tabla 14 se muestran las cantidades utilizadas de sal para poder realizar estos estándares.

**Tabla 14:** Volúmenes de solución patrón necesario para preparar los patrones para la curva de calibración

Patrón agua residual	Concentración As [ppm]	Volumen de solución patrón [ml]	Volumen Total (ml)
1	20	2,5	100
2	40	5,0	100
3	60	10,0	100
4	80	15,0	100
5	100	20,0	100
6	120	25,0	100

Fuente: Elaboración propia

Siguiendo la metodología descrita se prepararon los patrones y se realizaron 10 lecturas de absorbancia de cada uno para tratamiento estadístico posterior, con las lecturas obtenidas se calculó la media de la absorbancia para cada uno de los patrones y se tabularon con los datos de las concentraciones, después se graficaron para obtener así la curva de calibración. Se comprobó que el sistema obedece a la ley de Beer, se realizó el ajuste de la recta pasando por cero y se obtuvo la ecuación y el coeficiente de correlación.

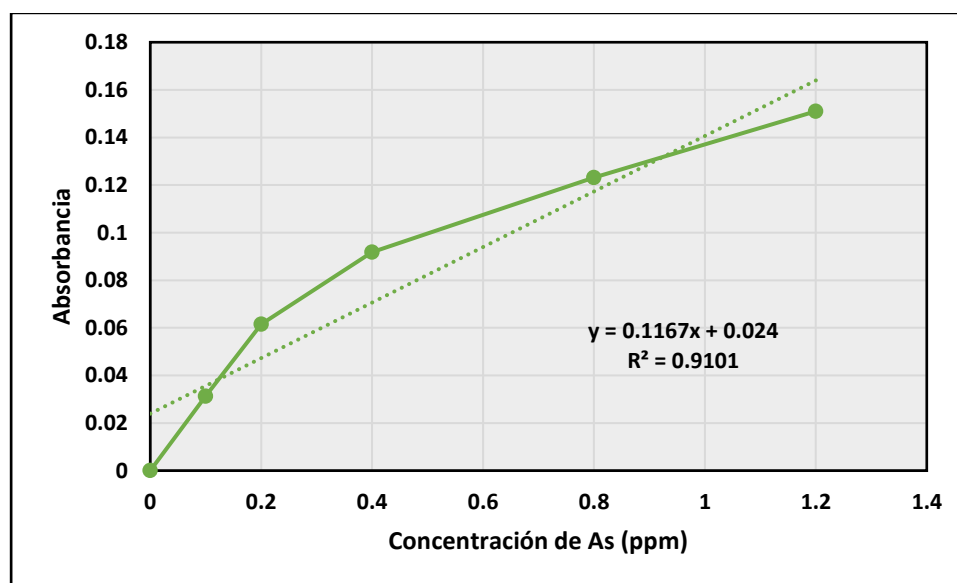
### Curva de calibración

La curva de calibración se realizó con los datos proporcionados a través del certificado de análisis de la Universidad Católica de Santa María. En la tabla 15 se muestra la concentración y la absorbancia de las muestras estándares de

arsénico. En la figura 10 se muestra la gráfica de estos puntos, así como la regresión lineal y la recta que se forma.

**Tabla 15:** Datos de la curva de calibración para el As

	Concentración As (ppm)	Absorbancia As
Blanco	0,0	0,0000
Estándar 1	0,1	0,0313
Estándar 2	0,2	0,0615
Estándar 3	0,4	0,0918
Estándar 4	0,8	0,1231
Estándar 5	1,2	0,1510



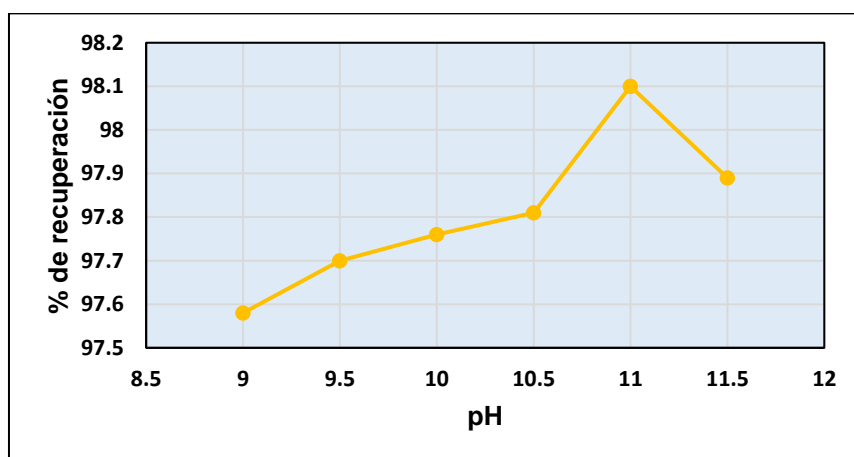
**Figura 13:** Curva de calibración, línea de tendencia del arsénico

La curva de color rojo corresponde a la curva de calibración y se ha efectuado la línea de tendencia con el objeto de visualizar la ecuación lineal y el valor del coeficiente de regresión lineal que corresponde a 91,01 %, lo que indica que el proceso de recuperación de arsénico es bueno y está dentro de los márgenes.

**Tabla 16:** Valores de eficiencia de recuperación de Arsénico con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 

N° de muestras	pH	Eficiencia de recuperación de Arsénico (%)
1	9	97,58
2	9,5	97,70
3	10	97,76
4	10,5	97,81
5	11	<b>98,10</b>
6	11,5	97,89

Fuente: Elaboración propia 2018

**Figura 14:** Eficiencia de recuperación de arsénico con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 

En la figura 14 se observa la eficiencia de remoción del arsénico con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , a medida que el pH aumenta de 9 a 11, el porcentaje de remoción se incrementa hasta llegar a un 98.10 %, para luego decaer en su recuperación.



## ANEXOS D

## MATRIZ DE DISEÑO FACTORIAL DE AGUAS MUNICIPALES Y DE POZO

Conforme a lo establecido, el diseño factorial es de 08 corridas experimentales previamente combinadas, lo que nos da una visión de los efectos de las variables que permitirá visualizar los efectos y resultados finales.

**Tabla 17:** Matriz de diseño factorial  $2^3 = 8$  de aguas municipales

N° DE PRUEBA	DISEÑO	COMBINACION DE NIVELES			VARIABLE RESPUESTA (RENDIMIENTO %) "Y"
		Velocidad de agitación (X <sub>1</sub> )	Tiempo de mezcla (X <sub>2</sub> )	pH (X <sub>3</sub> )	
1	[1]	25	10	3,5	21,88
2	a	150	10	3,5	22,26
3	b	25	20	3,5	22,45
4	ab	150	20	3,5	23,02
5	c	25	10	11	21,69
6	ac	150	10	11	22,07
7	bc	25	20	11	22,45
8	abc	150	20	11	22,64

Fuente: Elaboración propia

Determinamos con los valores de la tabla 16 el número de pruebas experimentales a realizar (combinando los valores máximo y mínimo de tres factores establecidos). Para un diseño  $2^3$  se tiene 8 pruebas experimentales.

Diseño que cumple la condición de ortogonalidad en tanto la sumatoria de sus vectores  $X_1$ ,  $X_2$ ,  $X_3$  de su producto es cero. (Montgomery 1996).

Conforme a lo establecido, el diseño factorial es de 08 corridas experimentales previamente combinadas, lo que nos da una visión de los efectos de las variables que permitirá visualizar los efectos y resultados finales.

**Tabla 18:** Matriz de diseño factorial  $2^3 = 8$  de las aguas de pozo

N° DE PRUEBA	DISEÑO	COMBINACION DE NIVELES			VARIABLE RESPUESTA (RENDIMIENTO %) "γ"
		Velocidad de agitación (X <sub>1</sub> )	Tiempo de mezcla (X <sub>2</sub> )	pH (X <sub>3</sub> )	
1	[1]	25	10	3,5	23,57
2	a	150	10	3,5	23,66
3	b	25	20	3,5	24,01
4	ab	150	20	3,5	24,09
5	c	25	10	11	23,05
6	ac	150	10	11	23,14
7	bc	25	20	11	23,48
8	abc	150	20	11	23,57

Fuente: Elaboración propia

## ANEXO E

## AGUAS MUNICIPALES

## Efectos estimados para Y

Efecto	Estimado	Error Estd.	V.I.F.
promedio	22.3075	0.0335876	
<b>A: Velocidad</b>	0.38	0.0671751	1.0
<b>B: Tiempo</b>	0.665	0.0671751	1.0
<b>C: pH</b>	-0.19	0.0671751	1.0

Errores estándar basados en el error total con 4 g.l.

Esta tabla muestra las estimaciones para cada uno de los efectos estimados y las interacciones. También se muestra el error estándar de cada uno de estos efectos, el cual mide su error de muestreo. Se nota también el factor de inflación de varianza (V.I.F.) más grande, es igual a 1.0. Para un diseño perfectamente ortogonal, todos los factores serían igual a 1.

## Análisis de Varianza para Y

Fuente	Suma de Cuadrados	de Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
<b>A:Velocidad</b>	0.2888	1	0.2888	32.00	0.0048
<b>B:Tiempo</b>	0.88445	1	0.88445	98.00	0.0006
<b>C:pH</b>	0.0722	1	0.0722	8.00	0.0474
<b>Error total</b>	0.0361	4	0.009025		
<b>Total (corr.)</b>	1.28155	7			

R-cuadrada = 97.1831 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 95.0704 por ciento

Error estándar del est. = 0.095

Error absoluto medio = 0.0475

Estadístico Durbin-Watson = 2.75 (P=0.8447)

Autocorrelación residual de Lag 1 = -0.5

**La tabla ANOVA** particiona la variabilidad de Y en piezas separadas para cada uno de los efectos. Entonces prueba la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental. En este caso, 3 efectos tienen un valor-P menor que 0.05, indicando que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95.0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 97.1831% de la variabilidad en Y. El estadístico R-cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 95.0704%.

#### Coefficiente de regresión para Y

<b>Coefficiente</b>	<b>Estimado</b>
<b>constante</b>	21.2277
<b>A:Velocidad</b>	0.00304
<b>B:Tiempo</b>	0.0665
<b>C:pH</b>	-0.0253333

Esta ventana despliega la ecuación de regresión que se ha ajustado a los datos.

La ecuación del modelo ajustado es

$$Y = 21.2277 + 0.00304*Velocidad + 0.0665*Tiempo - 0.0253333*pH$$

En donde los valores de las variables están especificados en sus unidades originales. Para hacer que STATGRAPHICS evalúe esta función, seleccione Predicciones de la lista de Opciones Tabulares. Para graficar la función, seleccione Gráficas de Respuesta de la lista de Opciones Gráficas.

**Resultados Estimados para Y**

	<i>Observados</i>	<i>Ajustados</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
<i>Fila</i>	<i>Valores</i>	<i>Valores</i>	<i>para Media</i>	<i>para Media</i>
1	21.88	21.88	21.6935	22.0665
2	22.26	22.26	22.0735	22.4465
3	22.45	22.545	22.3585	22.7315
4	23.02	22.925	22.7385	23.1115
5	21.69	21.69	21.5035	21.8765
6	22.07	22.07	21.8835	22.2565
7	22.45	22.355	22.1685	22.5415
8	22.64	22.735	22.5485	22.9215

Esta tabla contiene información acerca de los valores de Y generados usando el modelo ajustado. La tabla incluye:

- (1) los valores observados de Y (si alguno)
- (2) el valor predicho de Y usando el modelo ajustado
- (3) intervalos de confianza del 95.0% para la respuesta media

Cada item corresponde a los valores de los factores experimentales en una fila específica de su archivo de datos. Para generar pronósticos para las combinaciones adiciones de los factores, agregue filas al final su archivo de datos. En cada nueva fila, introduzca valores para los factores experimentales pero deje vacía la celda para la respuesta. Cuando regrese a esta ventana, se habrán agregado pronósticos a la tabla para las nuevas filas pero el modelo no se verá afectado

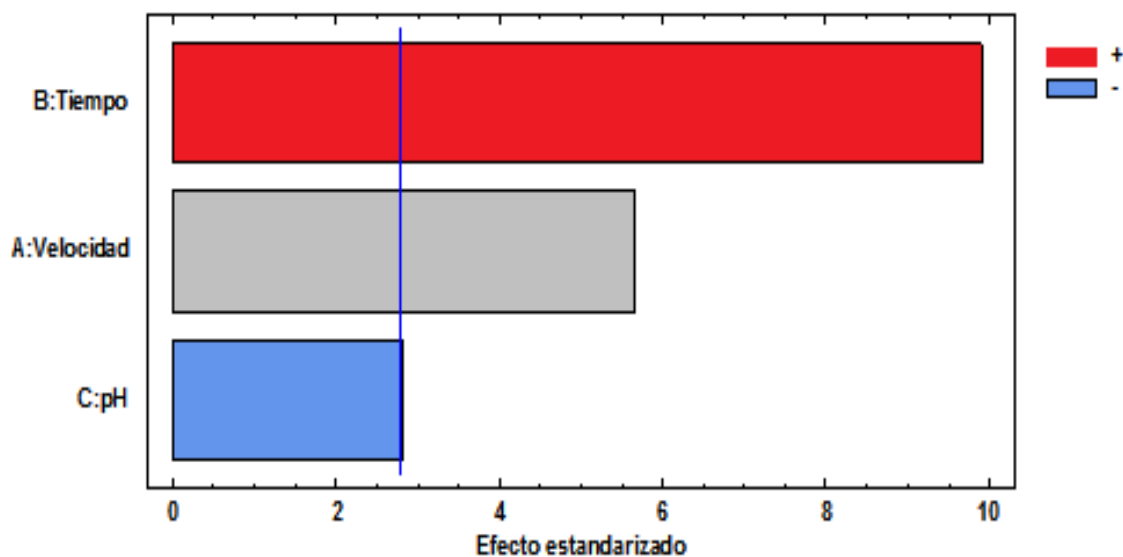
**Optimizar Respuesta**

Meta: maximizar Y

Valor óptimo = 22.925

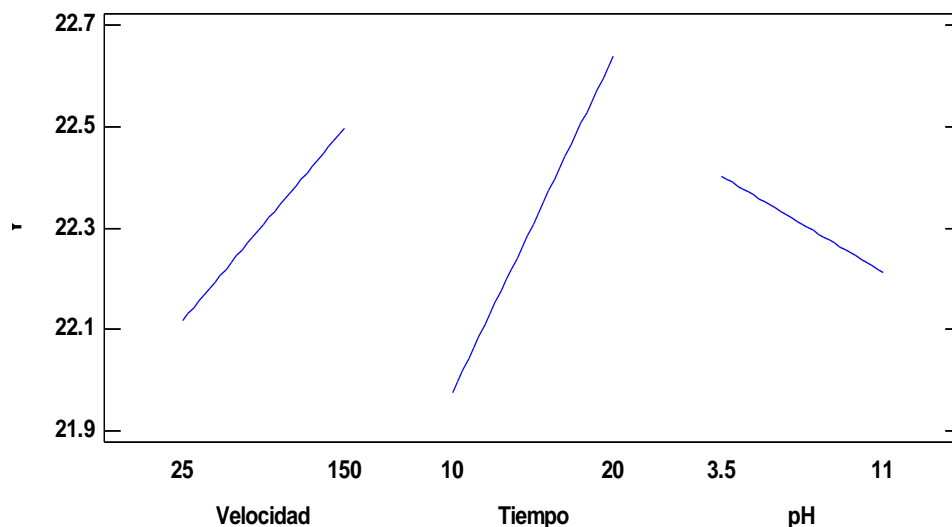
<b>Factor</b>	<b>Bajo</b>	<b>Alto</b>	<b>Óptimo</b>
<b>Velocidad</b>	25.0	150.0	150.0
<b>Tiempo</b>	10.0	20.0	20.0
<b>pH</b>	3.5	11.0	3.5

Diagrama de Pareto Estandarizada para Y



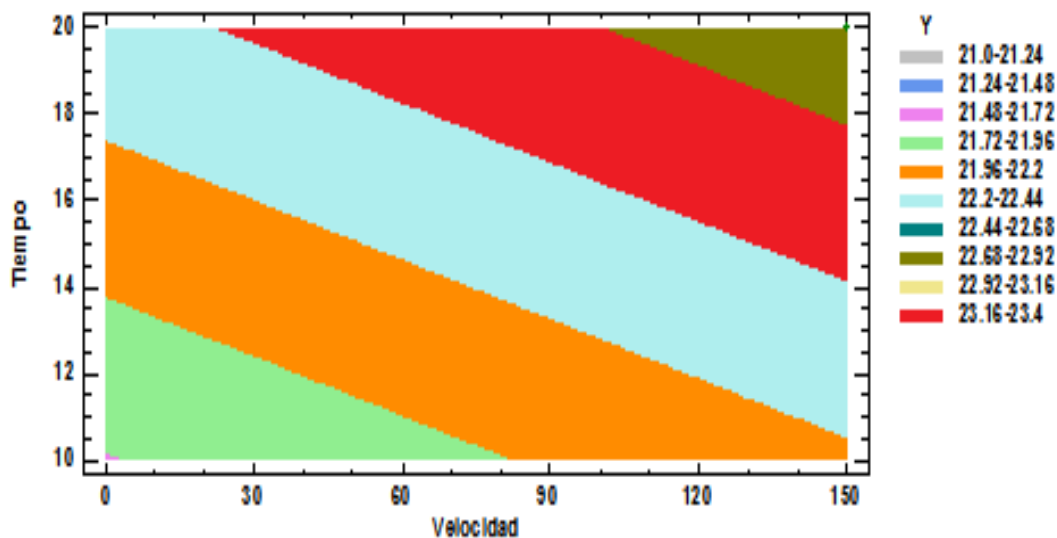
El diagrama de Pareto, muestra los efectos más significativos de las variables en la remoción del arsénico ( $As^{+5}$ ). El factor C (pH) tiene mayor efecto significativo en la remoción de Arsénico (V), seguido del factor A (Velocidad) y factor B (Tiempo) es el centro de la región experimental del trabajo.

Gráfica de Efectos Principales para Y



La gráfica de efectos principales nos indica que la variable Ph tiene un coeficiente de regresión lineal negativo y muy bueno, indica que a menor pH, se obtiene un mayor rendimiento de Remoción del Arsénico (V).

Contornos de la Superficie de Respuesta Estimada  
pH=7.25



El gráfico de superficie respuesta demuestra que el pH es la variable que incide de mejor manera para un mayor rendimiento de la remoción del Arsénico (V) es con un valor de 23,16 a 23,4.

## ANEXO F

## AGUAS DE POZO

## Efectos estimados para Y

<i>Efecto</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>V.I.F.</i>
<b>promedio</b>	23.5712	0.00125	
<b>A:Velocidad</b>	0.0875	0.0025	1.0
<b>B:Tiempo</b>	0.4325	0.0025	1.0
<b>C:pH</b>	-0.5225	0.0025	1.0

Errores estándar basados en el error total con 4 g.l.

Esta tabla muestra las estimaciones para cada uno de los efectos estimados y las interacciones. También se muestra el error estándar de cada uno de estos efectos, el cual mide su error de muestreo. Note también que el factor de inflación de varianza (V.I.F.) más grande, es igual a 1.0. Para un diseño perfectamente ortogonal, todos los factores serían igual a 1. Factores de 10 o más normalmente se interpretan como indicativos de confusión seria entre los efectos.

Para graficar los estimados en orden decreciente de importancia, seleccione Diagrama de Pareto de la lista de Opciones Gráficas. Para probar la significancia estadística de los efectos, seleccione Tabla ANOVA de la lista de Opciones Tabulares. Puede retirar efectos significativos pulsando el botón secundario del ratón, seleccionando Opciones de Análisis, y pulsando el botón de Excluir.



**Análisis de Varianza para Y**

Fuente	Suma Cuadrados	de GL	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
<b>A:Velocidad</b>	0.0153125	1	0.0153125	1225.00	0.0000
<b>B:Tiempo</b>	0.374112	1	0.374112	29929.00	0.0000
<b>C:pH</b>	0.546013	1	0.546013	43681.00	0.0000
<b>Error total</b>	0.00005	4	0.0000125		
<b>otal (corr.)</b>	0.935487	7			

R-cuadrada = 98.9947 porciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 98.9906 porciento

Error estándar del est. = 0.00353553

Error absoluto medio = 0.001875

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 99.9947% de la variabilidad en Y. El estadístico R-cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 99.9906%.

**Coefficiente de regresión para Y**

Coefficiente	Estimado
Constante	23.3663
<b>A:Velocidad</b>	0.0007
<b>B:Tiempo</b>	0.04325
<b>C:pH</b>	-0.0696667

Esta ventana despliega la ecuación de regresión que se ha ajustado a los datos.

La ecuación del modelo ajustado es

$$Y = 23.3663 + 0.0007*Velocidad + 0.04325*Tiempo - 0.0696667*pH$$

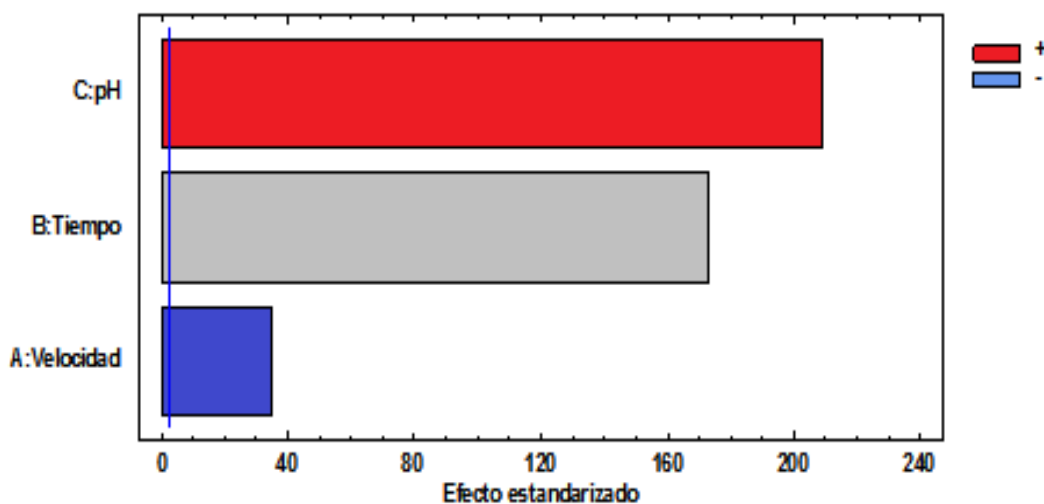
**Optimizar Respuesta**

Meta: maximizar Y

Valor óptimo = 24.0925

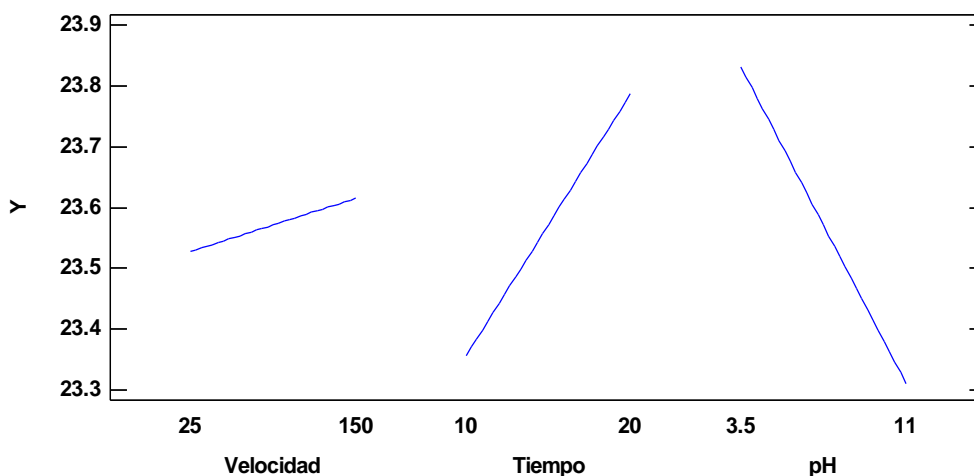
Factor	Bajo	Alto	Óptimo
Velocidad	25.0	150.0	150.0
Tiempo	10.0	20.0	20.0
pH	3.5	11.0	3.5

Diagrama de Pareto Estandarizada para Y



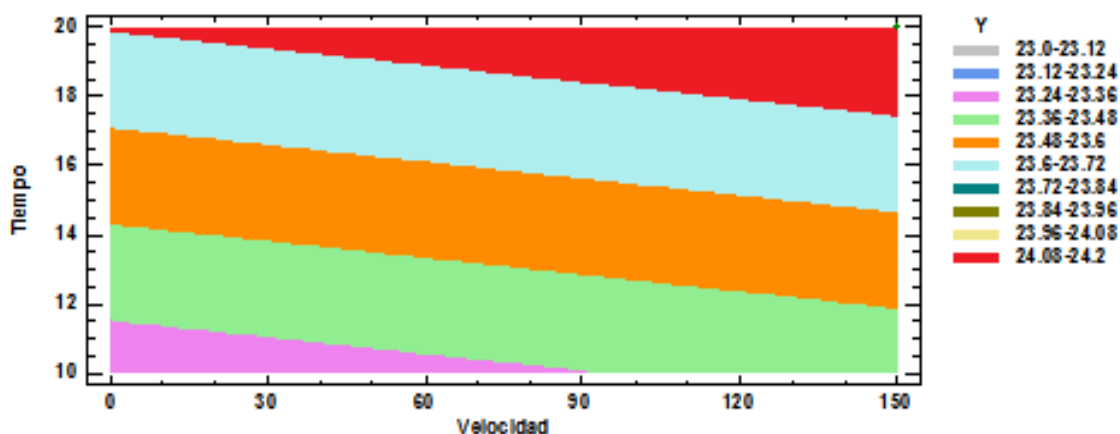
El diagrama de Pareto, muestra los efectos más significativos de las variables en la remoción del arsénico ( $As^{+5}$ ). El factor C (pH), seguido del factor A (Velocidad) y factor B (Tiempo) todos tiene mayor efecto significativo en la remoción de Arsénico (V), por tanto es la región experimental del trabajo.

Gráfica de Efectos Principales para Y



La gráfica de efectos principales nos indica que la variable pH tiene un coeficiente de regresión lineal casi negativo y muy bueno, indica que a menor pH, se obtiene un mayor rendimiento de Remoción del Arsénico (V), en tanto la variable velocidad y variable tiempo son parte fundamental en el desarrollo experimental de la remoción del Arsénico.

Contornos de la Superficie de Respuesta Estimada  
pH=7.25



El gráfico de superficie respuesta demuestra que el pH es la variable que incide de mejor manera para un mayor rendimiento de la remoción del Arsénico (V) es con un valor de 24,8 a 24,2.

**ANEXO G**

**PROCESO DEL DESARROLLO EXPERIMENTAL**



**Foto 1:** Pesado del coagulante y floculante



**Foto 2:** Pesando el coagulante  $Al_2(SO_4)_3$  y el floculante  $Ca(OH)_2$



Foto 3: Agitando las muestras de aguas municipales y de pozo con arsénico



Foto 4: Equipo de Prueba de jarras (Jar – Test)



Foto 5: Muestras de aguas de Juliaca conteniendo arsénico



Foto 6: Filtrando el contenido de aguas con arsénico luego de la coagulación - floculación



**Foto 7:** Muestras de agua libres de arsénico, listos para su análisis



**Foto 8:** Muestra final, para el llevado del análisis

ANEXO H

CERTIFICADO DE LOS RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS



**UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGIAS**  
**LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD**

Urb. San José S/N Umacollo CAMPUS UNIVERSITARIO H-204/205 ☎ + 51 54 382038 ANEXO 1166  
 ✉ laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe 🌐 http://www.ucsm.edu.pe 📄 Aptdo. 1350  
 AREQUIPA-PERU



---

**INFORME DE ENSAYO**  
**Nº DE INFORME: ANA19E19.003192B**

---

<b>Nombre del Cliente</b>	: Carmen Rosa Escarsena Flores
<b>Dirección del Cliente</b>	: Av. Sesquicentenario Nº 1150 – Puno
<b>RUC</b>	: NO CORRESPONDE
<b>Condición del Muestreado</b>	: POR EL CLIENTE
<b>Descripción</b>	: MUESTRAS DE AGUA MUNICIPAL Y DE POZO
<b>Tamaño de la Muestra</b>	: 200 mL
<b>Fecha de Recepción</b>	: 06/11/2017
<b>Fecha de Inicio de Ensayo</b>	: 07/11/2017
<b>Fecha de Emisión de Informe</b>	: 14/11/2017
<b>Página</b>	: 1

---

**I. ANALISIS FÍSICO – QUIMICO:**

ANALISIS	RESULTADO
DETERMINACION DE METALES TOTALES (mg/L) Determination of metals and trace elements in Water and Wastes by Inductively Coupled-atomic Emission Spectrometry EPA METHOD 200.7	
<b>MUESTRAS INICIALES</b>	
Arsénico (As) – aguas municipales (promedio 8 muestras)	0,053 mg/L
Arsénico (As) – aguas de pozo (promedio 8 muestras)	0,058 mg/L

**OBSERVACIONES:**

- Este documento al ser emitido sin el símbolo de acreditación, no se encuentra dentro del marco de la acreditación otorgada por INACAL – DA.
- Los resultaos emitidos en el presente informe se relacionan únicamente a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto.  
Este documento no debe ser reproducido, sin la autorización escrita del laboratorio de Ensayo y Control de Calidad.



Oca. Ricardo Flores Vellanque  
 COPEA 00624  
**ESPESIMISTA EN CONTROL DE CALIDAD**







**UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGIAS**  
**LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD**  
 Urb. San José S/N Umacollo CAMPUS UNIVERSITARIO H-204/205 ☎ + 51 54 382038 ANEXO 1166  
 ✉ laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe 🌐 http://www.ucsm.edu.pe 📄 Apto. 1350  
 AREQUIPA-PERU



**INFORME DE ENSAYO**  
**N° DE INFORME: ANA19E19.003198B**

<b>Nombre del Cliente</b>	: Carmen Rosa Escarsena Flores
<b>Dirección del Cliente</b>	: Av. Sesquicentenario N° 1150 – Puno
<b>RUC</b>	: NO CORRESPONDE
<b>Condición del Muestreado</b>	: POR EL CLIENTE
<b>Descripción</b>	: MUESTRAS DE AGUA MUNICIPAL Y DE POZO
<b>Tamaño de la Muestra</b>	: 200 mL
<b>Fecha de Recepción</b>	: 21/11/2017
<b>Fecha de Inicio de Ensayo</b>	: 07/11/2017
<b>Fecha de Emisión de Informe</b>	: 29/11/2017
<b>Página</b>	: 1

**II. ANALISIS FÍSICO – QUIMICO:**

ANALISIS	RESULTADO
<b>DETERMINACION DE METALES TOTALES</b> Determination of metals and trace elements in Water and Wastes by Inductively Coupled-atomic Emission Spectrometry EPA METHOD 200.7	
<b>MUESTRAS FINALES</b>	
Arsénico (As) – aguas municipales (promedio 8 muestras)	0,0115 mg/L
Arsénico (As) – aguas de pozo (promedio 8 muestras)	0,0134 mg/L

**OBSERVACIONES:**

- Este documento al ser emitido sin el símbolo de acreditación, no se encuentra dentro del marco de la acreditación otorgada por INACAL – DA.
- Los resultados emitidos en el presente informe se relacionan únicamente a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto.  
Este documento no debe ser reproducido, sin la autorización escrita del laboratorio de Ensayo y Control de Calidad.

Cdr. Ricardo Flores Volante  
 CCFDA 00624  
 ESPECIALISTA EN CONTROL DE CALIDAD





**UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGIAS**  
**LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD**

Urb. San José S/N Umacollo CAMPUS UNIVERSITARIO H-204/205 ☎ + 51 54 382038 ANEXO 1166  
 ✉ laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe 🌐 http://www.ucsm.edu.pe 📄 Apto. 1350  
 AREQUIPA-PERU



**INFORME DE ENSAYO**  
**N° DE INFORME: ANA19E19.003199B**

**Cliente** : Carmen Rosa Escarsena Flores  
**Dirección del Cliente** : Av. Sesquicentenario N° 1150 – Puno  
**RUC** : NO CORRESPONDE  
**Condición del Muestreado** : POR EL CLIENTE  
**Descripción** : MUESTRAS DE AGUA MUNICIPAL Y DE POZO  
**Tamaño de la Muestra** : 200 mL  
**Fecha de Recepción** : 21/11/2017  
**Fecha de Inicio de Ensayo** : 07/11/2017  
**Fecha de Emisión de Informe** : 29/11/2017  
**Página** : 1

**III. ANALISIS POR ESPECTROMETRIA DE EMIISION:**

	<b>Concentración As (ppm)</b>	<b>Absorbancia As</b>
Blanco	0	0
Estándar 1	0,1	0,0431
Estándar 2	0,2	0,0735
Estándar 3	0,4	0,1018
Estándar 4	0,8	0,1341
Estándar 5	1,2	0,1610

**OBSERVACIONES:**

- Este documento al ser emitido sin el símbolo de acreditación, no se encuentra dentro del marco de la acreditación otorgada por INACAL – DA.
- Los resultados emitidos en el presente informe se relacionan únicamente a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto.  
 Este documento no debe ser reproducido, sin la autorización escrita del laboratorio de Ensayo y Control de Calidad.

Ricardo Flores Voharique  
 CC 10819924  
 ESPECIALISTA EN CONTROL DE CALIDAD

