

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO**  
**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**  
**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA**



**“ADSORCION DE ARSENICO DE LAS AGUAS MUNICIPALES Y POZOS  
DOMESTICOS EN LA CIUDAD DE HUANCANE POR COAGULACION –  
FLOCULACION”**

**TESIS**

**PRESENTADO POR:**

**Bach. CESAR LALO TINTAYA QUISPE**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:**

**INGENIERO QUÍMICO**

**PUNO-PERU**

**2019**

**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA  
FACULTAD DE INGENIERIA QUIMICA  
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERIA QUIMICA**

**“ADSORCIÓN DE ARSÉNICO DE LAS AGUAS MUNICIPALES Y POZOS  
DOMESTICOS EN LA CIUDAD DE HUANCANÉ POR COAGULACIÓN-  
FLOCULACIÓN”**

**TESIS**

**PRESENTADO POR:**

**Bach. CESAR LALO TINTAYA QUISPE**



**PRESIDENTE**

**:**

**Dr. ROGER HUANQUI PEREZ**

**1ER MIEMBRO**

**:**

**M.Sc. RENE JUSTO QUISPE FLORES**

**2DO MIEMBRO**

**:**

**M.Sc. ALBERTO SUPO QUISPE**

**DIRECTOR DE TESIS:**

**:**

**M.Sc. CIRO HERNAN VERA ALATRISTA**

**TEMA:** ADSORCIÓN DE ARSÉNICO DE LAS AGUAS MUNICIPALES Y DE LOS POZOS  
DOMESTICOS EN LA CIUDAD DE HUANCANÉ POR COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

**AREA:** INVESTIGACIÓN TECNOLOGÍA

**LINEA DE INVESTIGACION:** TECNOLOGIAS AMBIENTALES Y RECURSOS NATURALES

**FECHA DE SUSTENTACION:** 11 de octubre del 2019

**INDICE GENERAL**

<b>INDICE DE FIGURAS</b> .....	7
<b>INDICE DE TABLAS</b> .....	8
<b>RESUMEN</b> .....	9
<b>ABSTRACT</b> .....	10
<b>I. INTRODUCCION</b> .....	11
<b>1.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACION</b> .....	12
<b>1.2. OBJETIVOS</b> .....	17
<b>1.2.1. OBJETIVO GENERAL</b> .....	17
<b>1.2.2. OBEJTIVOS ESPECIFICOS</b> .....	17
<b>II. REVISION DE LA LITERATURA</b> .....	18
<b>2.1. MARCO TEORICO</b> .....	18
<b>2.1.1. Metales Pesados</b> .....	18
<b>2.1.2. Arsénico</b> .....	18
<b>2.1.3. Propiedades Químicas del Arsénico</b> .....	19
<b>2.1.4. Compuestos Químicos del Arsénico</b> .....	19
<b>2.1.5. Estados del Arsénico en el Agua</b> .....	20
<b>2.1.7. Efectos Sobre la Salud</b> .....	22
<b>2.1.8. Efectos Ambientales del Arsénico</b> .....	23
<b>2.1.9. Límites Permisibles del Arsénico</b> .....	23
<b>2.1.10. Tratamiento del agua - Técnicas de Remoción de Arsénico</b> .....	24
<b>2.1.10.1. Oxidación/Reducción</b> .....	26
<b>2.1.10.2. Separación Sólido/Líquido</b> .....	26
<b>2.1.10.3. Ablandamiento con Cal</b> .....	26
<b>2.1.10.4. Coagulación-filtración-Adsorción</b> .....	27
<b>2.1.10.5. Coagulación-Filtración</b> .....	27

2.1.10.6.	Coagulación- Adsorción con Sales de Hierro o Aluminio.....	29
2.1.10.7.	Coagulación con Alúmina Activada.....	31
2.1.10.8.	Corrección de Aguas Arsenicales Utilizando Sulfato de Aluminio .....	32
2.1.10.9.	Corrección de Aguas Arsenicales Utilizando Sulfato de Manganeso y Cal. ....	33
2.1.10.10.	Intercambio Iónico. ....	33
2.1.10.11.	Osmosis Inversa. ....	34
2.1.10.12.	Electrodialisis por Inversión.....	35
2.2.	MARCO CONCEPTUAL.....	35
2.2.1.	Agua Subterránea. ....	35
2.2.2.	Metal pesado de Muy Alta Toxicidad.....	36
2.2.3.	Arsénico.....	36
2.2.4.	Coagulación.....	37
2.2.4.1.	Coagulante .....	38
2.2.4.2.	Coagulantes Naturales.....	39
2.2.4.3.	Factores que Influyen en la Coagulación.....	39
2.2.5.	Floculación .....	40
2.2.5.1.	Factores que influyen en la Floculación.....	41
2.2.5.2.	Tipo de Floculadores.....	42
2.2.5.3.	Coagulación – Floculación .....	42
2.2.6.	Agua de Pozo.....	42
2.2.7.	Adsorción .....	43
III.	MATERIALES Y METODOS.....	44
3.1.	LUGAR DE EJECUCION.....	44
3.2.	MATERIALES .....	44
3.2.1.	Materia prima.....	44
3.2.2.	Materiales y Equipo .....	44

3.2.3. Materiales de Laboratorio.....	44
3.2.4. Reactivos .....	45
3.3. METODOLOGIA EXPERIMENTAL .....	45
3.3.1. Técnicas de muestreo .....	45
3.3.2.1. Análisis Químico de las Aguas Municipales Para el Arsénico ( $As^{+5}$ ). 46	
3.3.2.2. Análisis Químico de las Aguas de Pozo Para el Arsénico ( $As^{+5}$ ).....	47
3.4. DESCRIPCIÓN DETALLADA DE MÉTODOS POR OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	47
3.4.1. Determinar la Cantidad Adsorbida del Arsénico por el Método de Coagulación – Floculación.....	47
3.4.1.1. Prueba de Farras.....	47
3.4.1.2. Procedimiento experimental .....	48
3.4.2. Determinar los Parámetros Optimos de pH, Tiempo de Adsorción y Velocidad para la Adsorción de Arsénico por el método de Coagulación – Floculación. ....	50
3.4.2.1. Parámetros de Adsorción .....	50
3.4.3. Definir el Modelo Matemático para el Proceso de adsorción del Arsénico de las Aguas Municipales y de los Pozos Domésticos de la Ciudad de Huancané.....	51
3.4.3.1. Desarrollo del Modelo Matemático por Experimentación y Estadística . .....	51
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	56
4.1. RESULTADOS .....	56
4.1.1.1. Adsorción de Arsénico ( $As^{+5}$ ) con $Al_2(SO_4)_3$ como Coagulante y $Ca(OH)_2$ Como Floculante según el Método de Coagulación-Floculación. ....	56
4.1.1.2. Adsorción del arsénico ( $As^{+5}$ ) a diferentes condiciones de velocidad de agitación, pH y del tiempo .....	58
4.1.2. Parámetros Óptimos de pH, Tiempo de Mezcla y Velocidad de Agitacion.	58
4.1.3. Determinación del Modelo Matemático Para La Adsorción de Arsenico de Las Aguas Municipales Y de Pozo de La Ciudad De Huancane.....	59



4.1.3.1. Modelo Matemático para la Remoción de Arsénico en Aguas Municipales.....	59
V. CONCLUSIONES.....	62
VI. RECOMENDACIONES.....	63
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	64
ANEXOS.....	69

**INDICE DE FIGURAS**

<b>Figura 1. Osmosis inversa.....</b>	<b>35</b>
<b>Figura 2. Coagulación .....</b>	<b>38</b>
<b>Figura 3. Influencia del pH en el coagulante .....</b>	<b>39</b>
<b>Figura 4. Instalación experimental para el ensayo coagulación-floculación .....</b>	<b>48</b>
<b>Figura 5. Diagrama de flujo de la prueba Coagulación-Floculación para Aguas Municipales y de Pozo.....</b>	<b>50</b>
<b>Figura 6. Adsorción de Arsénico con <math>Al_2(SO_4)_3</math>.....</b>	<b>58</b>
<b>Figura 7. Diagrama de Pareto estandarizado .....</b>	<b>77</b>
<b>Figura 8. Interacción para Rendimiento .....</b>	<b>78</b>
<b>Figura 9. Contornos de superficie de la respuesta estimada .....</b>	<b>78</b>
<b>Figura 10. Diagrama de Pareto estandarizado .....</b>	<b>81</b>
<b>Figura 11. Interacción para rendimiento .....</b>	<b>82</b>
<b>Figura 12. Contornos de superficie de la Respuesta Estimada .....</b>	<b>82</b>

## INDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1. Propiedades Químicas del Arsénico .....</b>	<b>19</b>
<b>Tabla 2. Propiedades Fisicoquímicas de los Compuestos de Arsénico.....</b>	<b>24</b>
<b>Tabla 3. Técnicas empleadas para la remoción de arsénico.....</b>	<b>25</b>
<b>Tabla 4. Eficiencia de coagulantes en la remoción de arsénico.....</b>	<b>28</b>
<b>Tabla 5. Remoción de Arsénico por Coagulación .....</b>	<b>29</b>
<b>Tabla 6. Características de algunos reactivos coagulantes.....</b>	<b>40</b>
<b>Tabla 7. Análisis Químico de Aguas Municipales .....</b>	<b>46</b>
<b>Tabla 8. Análisis de las Aguas de Pozo de la Ciudad de Huancané.....</b>	<b>47</b>
<b>Tabla 9. Condiciones de Operación en los Experimentos de Coagulación-Floculación ..</b>	<b>49</b>
<b>Tabla 10. Número de pruebas y adición de coagulante .....</b>	<b>49</b>
<b>Tabla 11. Variables para el Diseño Experimental.....</b>	<b>51</b>
<b>Tabla 12. Variables naturales-datos del diseño experimental.....</b>	<b>52</b>
<b>Tabla 13. Cálculo del % de Rendimiento para el Diseño Factorial del As para Aguas Municipales.....</b>	<b>53</b>
<b>Tabla 14. Cálculo del % de rendimiento para el diseño factorial del As para aguas de pozo.....</b>	<b>54</b>
<b>Tabla 15. Matriz de diseño factorial <math>2^3 = 8</math> para el As, de las aguas municipales.....</b>	<b>54</b>
<b>Tabla 16. Matriz de diseño factorial <math>2^3 = 8</math> para el As, de las aguas de pozo.....</b>	<b>55</b>
<b>Tabla 17. Análisis Químico de las Aguas de Consumo Humano .....</b>	<b>56</b>
<b>Tabla 18. Resultado de las Pruebas de Adsorción de As+5 en muestras .....</b>	<b>57</b>
<b>Tabla 19. Arsénico Recuperado de la Muestra Tratada con <math>Al_2(SO_4)_3</math>.....</b>	<b>57</b>
<b>Tabla 20. Matriz de Diseño Factorial de Aguas Municipales .....</b>	<b>73</b>
<b>Tabla 21. Matriz de diseño factorial de las aguas de pozo .....</b>	<b>74</b>
<b>Tabla 22. Arsénico recuperado de la muestra tratada con <math>Al_2(SO_4)_3</math> .....</b>	<b>74</b>
<b>Tabla 23. Efectos Estimados para Y.....</b>	<b>75</b>
<b>Tabla 24. Análisis de Varianza para Y.....</b>	<b>75</b>
<b>Tabla 25. Coeficiente de Regresión para Y .....</b>	<b>76</b>
<b>Tabla 26. Optimizar Respuesta.....</b>	<b>77</b>
<b>Tabla 27. Efectos estimados para Y.....</b>	<b>79</b>
<b>Tabla 28. Análisis de Varianza para Y.....</b>	<b>79</b>
<b>Tabla 29. Coeficiente de regresión para Y .....</b>	<b>80</b>
<b>Tabla 30. Optimizar Respuesta.....</b>	<b>81</b>

## RESUMEN

El objetivo de la presente investigación es la adsorción de arsénico de las aguas municipales y de los pozos domésticos en la ciudad de Huancané por coagulación-floculación, utilizando como coagulante el sulfato de aluminio  $Al_2(SO_4)_3$  y como floculante el hidróxido de calcio. Los parámetros físico-químicos del arsénico 0.057 mg / L y 0.059 mg/L de las aguas municipales y de pozo respectivamente, los que exceden los valores máximos permitidos por la Ley General de Aguas que es de 0.010 mg/L. Las variables operativas que se modificaron en todas las diluciones fueron el pH (de 7.5 a 12) y la dosis de coagulante (de 30 a 100 mg/L), los experimentos se realizaron variando la velocidad de agitación (20 a 150 rpm) y el tiempo de mezcla (10 a 20 min), para establecer sus influencias en los procesos probados, se recuperaron luego del proceso de coagulación-floculación, arsénico del agua municipal 0.00235 mg/L con un 95.88 % de adsorción y de las aguas de pozo 0.0027 mg/L con un 95.64% de adsorción, el modelo matemático se llevó a cabo mediante experimentación y estadísticas, el pH óptimo es 7.5 con un tiempo de coagulación de 10 minutos, con una velocidad de agitación de 150 rpm. La validez del modelo de regresión matemática se demuestra mediante los valores encontrados por el modelo matemático con las variables, velocidad de agitación (V), tiempo de mezcla (t) y pH. Por lo tanto, se concluye que el pH es la variable más importante en el proceso de recuperación de arsénico. El coeficiente de correlación obtenido fue de  $R^2 = 97.9777\%$  para las aguas municipales y 91.4094 % para las aguas de pozo, lo cual nos indica que el proceso de remoción de arsénico de las aguas de la ciudad de Huancané es adecuado.

**Palabras claves:** Agua municipal, Agua de pozo, arsénico, coagulación, floculación.

**ABSTRACT**

The research objective is the adsorption of arsenic from municipal and domestic wells waters in Huancané city by coagulation-flocculation, using as a coagulant aluminum sulfate  $Al_2(SO_4)_3$  and as a flocculant calcium hydroxide. The physical-chemical parameters of arsenic 0.057 mg / L and 0.059 mg / L of municipal and well waters respectively, those exceed the maximum values allowed by the General Water Law that is 0.010 mg / L. The operating variables that were modified in all dilutions were the pH (from 7.5 to 12) and the coagulant dose (from 30 to 100 mg / L), the experiments were performed by varying the stirring speed (20 to 150 rpm) and mixing time (10 to 20 min), to establish their influences on the processes tested, recovered after the coagulation-flocculation process, municipal water arsenic 0.00235 mg / L with 95.88% adsorption and well water 0.0027 mg / L with 95.64% adsorption, the mathematical model was carried out through experimentation and statistics, the optimum pH is 7.5 with a coagulation time of 10 minutes, with a stirring speed of 150 rpm. The mathematical regression model validity is demonstrated by the values found by the mathematical model with the variables, stirring speed (V), mixing time (t) and pH. Therefore, it is concluded that pH is the most important variable in the arsenic recovery process. The correlation coefficient obtained was  $R^2 = 97.9777\%$  for municipal waters and 91.4094% for well waters, which indicates that the process of arsenic removal from the waters of Huancané city is adequate.

Keywords: Municipal water, Well water, arsenic, coagulation, flocculation.

## I. INTRODUCCION

La ciudad de Huancané es la capital de la Provincia de Huancané se desarrolla a 3841 msnm, en la meseta del Collao, al sudeste del Lago Titicaca, sus coordenadas son 15°11'59"S y 69°45'47"O

Es conocida como la tierra Chiriwana, por haberse desarrollado en dicha zona del lago Titicaca la conocida Cultura de los Chiriwanos.

Situado a orillas del lago Titicaca al este de la laguna de Arapa Limita por el norte con los distritos de Huatasani y de Inchupalla y también con la Provincia de San Antonio de Putina, Distrito de Pedro Vilca Apaza, por el sur con el lago, por el este con el Distrito de Vilque Chico, y por el oeste con el Distrito de Taraco y también con la Provincia de Azángaro, distritos de Chupa y de Samán, separados por la laguna de Arapa, (Municipalidad 2019).

Como es bien conocido, el arsénico es altamente tóxico y responsable de una enfermedad crónica conocida como hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE), que culmina en lesiones de la piel y cáncer. La presencia de arsénico en aguas de consumo en América Latina ha ocasionado la diseminación de la enfermedad en muchas zonas de la región en Argentina, México y Chile se han detectado altísimos niveles de este peligroso contaminante, correspondiendo a los dos primeros países el tercer lugar en el mundo en número de población afectada por el problema. (Litter 2001)

En Perú 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, Juliaca y otros distritos, 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.

La contaminación del agua potable y las aguas subterráneas con arsénico existen como iones  $As^{+5}$  inorgánico insoluble en agua o moléculas de  $As^{+3}$ , lo cual es un problema en la ciudad de Huancané, 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.

En América del Sur el As está presente principalmente en el agua subterránea, debido al volcanismo de la Cordillera de los Andes lo que afecta a la mayoría de las poblaciones de Argentina, Bolivia, Chile, Perú, Ecuador y Colombia. El As proveniente de estas fuentes, pasa al entorno (aguas superficiales y subterráneas, suelos, etc.) por disolución natural, desgaste de

rocas (Argentina, Bolivia, Chile, Perú, Ecuador, Colombia) o actividades mineras (Chile, Bolivia, Perú, Ecuador). Otras fuentes de As que son de importancia menor y muy localizada son por ejemplo, los procesos electrolíticos de producción de metales, o bien algunas actividades agrícolas que implican el uso de plaguicidas conteniendo As (Bundschuh et al, 2003).

El objetivo principal de la presente investigación es la de adsorber la cantidad de arsénico de las aguas municipales y de pozo bajo diferentes condiciones de operación y definir la tecnología propuesta, dando a conocer los parámetros óptimos de, tiempo de adsorción, velocidad de agitación y pH para la recuperación de arsénico, determinando el modelo matemático para el proceso de adsorción del arsénico

### 1.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACION

- Tapia (2017). Se evaluó las propiedades del Chacko (Hidralgirita), mediante un estudio de caracterización de la materia prima como óxidos: dióxido de silicio 46.451%, trióxido de aluminio 37.833%, óxido de magnesio 4.871%, óxido de calcio 4.152% entre otros óxidos, estos óxidos facilitan la adsorción del ion arsénico, el chacko (Hidralgirita) para su análisis se envió al laboratorio de la (UNI) y para la adsorción de As al laboratorio de control de calidad Seda Juliaca y así aplicarlo como arcilla natural para el ablandamiento de agua subterránea. En la adsorción del ion As se obtuvieron condiciones favorables: La cantidad de adsorbente 0.2 g, pH óptimo que es 7.5, temperatura 25 °C y tiempo óptimo de contacto que es de 70 minutos. Se determinó la cinética de adsorción para determinar el tiempo requerido para alcanzar el equilibrio y se evaluaron los cinéticos de Pseudo primer orden, Pseudo segundo orden, Elovich y Difusión intrapartícula. Se analizó el agua subterránea contaminada con As del distrito de Taraco antes 0.05 mg/L y después de la remoción con chacko (Hidralgirita) se llegó a disminuir a 0.008 mg/L. Se llegó a una máxima capacidad de adsorción de 84%.
- Paredes J. (2012). Realizó la remoción de arsénico utilizando tres adsorbentes utilizados teniendo como concentración inicial de As 0.220 mg/L resultando con la Goethita reduce a 0.005 mg/L con un pH óptimo de 7.05, tiempo óptimo de 30 min cantidad de adsorbente 01 g con una capacidad de adsorción de 97.72% , con el dióxido de titanio (DOW) reduce a 0.015 mg/L con un pH óptimo de 7.5, tiempo óptimo de 90 min cantidad de adsorbente 01 g con una capacidad de adsorción de 93.18% y con la pectina ácida reduce a 0.02 mg/L con un pH óptimo de 5.0, tiempo óptimo de 150 min cantidad de adsorbente 1 g con una capacidad de adsorción de 90.91%.

- Fernández (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 perculan 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 es 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 hierro.

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  $As^{+5}$  con sales de  $As^{+3}$  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  $As^{+5}$  se adsorbe y coprecipita.

Es un proceso efectivo de remoción de  $As^{+5}$  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  $\text{As}^{+5}$  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  $\text{As}^{+3}$  a  $\text{As}^{+5}$  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 M.L. (2006), 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. 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.

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 (arcilla verde natural, arcillas activadas, zeolita natural y activada y carbón de hueso).

- Cubillas (2015). La cantidad de arsénico adsorbido por la columna (RSSCT) para un EBCT = 4 min, es de 3.60 g, mientras que para un EBCT = 8 min, es de 4.99 g, por lo tanto, para un EBCT = 8 min resultó mayor la remoción de arsénico.

Se usó el modelo de Clark, debido a que se ajusta mejor a la isoterma de Freundlich, las constantes obtenidas de la isoterma de Freundlich fueron usadas después por el modelo de Clark. Una vez obtenidos los parámetros de diseño de la columna RSSCT, 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 y requiere una masa de arena verde de 12 730 kg, con estas características, la columna sería capaz de tratar 18 924 m<sup>3</sup>, en 8.45 días, para alcanzar una concentración de 0.05 mg/L de Arsénico, con un consumo de arena verde de 4, 980.79 kg, 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 del proceso de adsorción de arsénico de las aguas municipales y de los pozos domésticos en la ciudad de Huancané por el método de coagulación-floculación

### **1.2.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS**

- Determinar la cantidad adsorbida del arsénico por el método de coagulación – floculación.
- Determinar los parámetros óptimos de pH, tiempo de adsorción y velocidad para la adsorción del arsénico por el método de coagulación – floculación.
- Definir el modelo matemático para el proceso de adsorción del arsénico de las aguas municipales y de los pozos domésticos de la ciudad de Huancané.

## II. REVISION DE LA LITERATURA

### 2.1. MARCO TEORICO

#### 2.1.1. Metales Pesados

pueden encontrarse en aguas superficiales bajo forma particulada, coloidal o fases disueltas. Las formas particuladas y coloidales pueden darse en hidróxidos, óxidos, silicatos o sulfitos bien en arcillas, sílice o materia orgánica. La solubilidad de los metales traza en las aguas superficiales, está controlada predominantemente por el pH del agua, la concentración de los ligandos en los cuales el metal podría fijarse por adsorción, el estado de oxidación de los componentes minerales y de las condiciones redox del sistema. (Anawar H. 2003).

Los metales pesados en cantidades pequeñas son nutricionalmente esenciales para una vida sana. Pero en cantidades excesivas llegan a ser tóxicos cuando no son metabolizados por el cuerpo y se acumulan en los tejidos. Los metales pesados pueden incorporarse en el cuerpo humano a través de los alimentos, el agua, el aire o la absorción a través de la piel cuando entran en contacto con los seres humanos, en agricultura, en procesos de fabricación industrial. Los metales pueden provenir de fuentes naturales o antropogénicos. (Anawar H. 2003).

#### 2.1.2. Arsénico

El arsénico es un elemento natural de la corteza terrestre; ampliamente distribuido en todo el medio ambiente, está presente en el aire, el agua y la tierra. En su forma inorgánica es muy tóxico.

El arsénico se presenta raramente como sólido, se encuentra principalmente en forma de sulfuros. Presenta tres estados alotrópicos. Gris o metálico, amarillo y negro.

La arsenopirita ( $\text{FeAsS}$ ) en la forma más abundante. (Alós y Juvina 2005).

### 2.1.3. Propiedades Químicas del Arsénico

**Tabla 1. Propiedades Químicas del Arsénico**

Nombre	Arsénico
Símbolo	As
Número atómico	33
Valencia	+3, +5
Estado de oxidación	-3, +3, +5
Configuración electrónica	[Ar] 3d <sup>10</sup> 4s <sup>2</sup> 4p <sup>3</sup>
Masa atómica (g/mol)	74.9216
Densidad kg/m <sup>3</sup>	5780 (gris), 4700 (amarilla)
Punto de ebullición (°C)	613 (siblima)
Punto de fusión (°C)	817. 28 atm)

**Fuente: Alós y Juvina (2005).**

### 2.1.4. Compuestos Químicos del Arsénico

El arsénico es un elemento químico no metálico del Grupo V del Sistema Periódico. De color gris y apariencia metálica y brillante, el arsénico posee escasas propiedades metálicas y se encuentra ampliamente distribuido en el universo. Su comportamiento químico es complejo y forma numerosos compuestos arsenicales, tanto orgánicos como inorgánicos.

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  $H_2AsO_4$  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. Su principal vía de dispersión en el ambiente es el agua. Aun si se considera la sedimentación, la solubilidad de los arsenatos y arsenitos es suficiente para que este elemento se transporte en los sistemas acuáticos.

La concentración del arsénico en aguas naturales frescas es muy variable y probablemente depende de las formas de arsénico en el suelo local. En el agua natural de pH de 5 a 9, el arsénico se encuentra fundamentalmente como arsenito ( $As_2O_4$ )= o arseniato ( $AsO_4$ )<sup>-3</sup>. Los compuestos arsenicales metilados se encuentran naturalmente en el ambiente como resultado de la actividad

biológica del suelo. El compuesto arsenical de mayor importancia económica es el óxido de arsénico (+3) ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ).

La toxicidad de un arsenical se relaciona con su índice de clearance, que es la depuración o eliminación de un elemento en el organismo por unidad de tiempo y por consiguiente, por su grado de acumulación en los tejidos. En general la toxicidad aumenta en la secuencia de los arsenicales orgánicos, es decir:  $\text{As}^{+5} < \text{As}^{+3} < \text{As}^{-3}$ .

Los compuestos arsenicales inorgánicos solubles en agua como el arsenito de sodio ( $\text{Na}_2\text{As}_2\text{O}_4$ ) y ácido arsenioso ( $\text{H}_2\text{As}_2\text{O}_4$ ) son compuestos que presentan una conocida y elevada toxicidad de arsénico se encuentra presente en más de 200 especies minerales, siendo: (Bournod L. 2010).

- La arsenopirita ( $\text{FeAsS}$ ).
- La enargita ( $\text{Cu}_3\text{AsS}_4$ ).
- La tennantita ( $\text{Cu}_{12}\text{As}_4\text{S}_{13}$ ) las más comunes.

#### 2.1.5. Estados del Arsénico en el Agua

El arsénico presenta cuatro estados de oxidación bajo condiciones normales siendo los más comunes sus estados trivalentes  $\text{As}^{+3}$  (arsenitos) y pentavalente  $\text{As}^{+5}$  (arsenatos), en las aguas naturales se presenta en forma inorgánica.

En condiciones aeróbicas y aguas superficiales, es frecuente encontrar el arsénico en estado pentavalente  $\text{As}^{+5}$  mientras que en aguas profundas o de pozo, en condición de anaerobiosis es más común encontrarlo en estado trivalente  $\text{As}^{+3}$ . Cuando el pH es de 4 a 10 el  $\text{As}^{+5}$  se encuentra cargado negativamente, lo que explica su mayor eficiencia en los sistemas de remoción, en cambio el  $\text{As}^{+3}$  a un pH de 4 a 10 no posee carga.

Las condiciones que favorecen la oxidación química y biológica inducen el cambio a especies pentavalentes y a la inversa, aquellas que favorecen la reducción cambian el equilibrio al estado trivalente. (Bournod 2010).

La ionización de arsénico está expresada por la constante de disociación, pKa, cuyos valores para el arsenato y arsenito son:

- Arsenato:  $\text{H}_3\text{AsO}_4$  pK1 = 2.2 pK2 = 6.94 pK3 = 11.5
- Arsenito:  $\text{H}_3\text{AsO}_3$  pK1 = 9.2 pK2 = 14.22\* pK3 = 19.22

#### 2.1.6. Arsénico en las aguas subterráneas.

En general, los valores de fondo de concentración de arsénico en aguas subterráneas son, para la mayoría de los casos, inferiores a 0.01 mg/L. Las concentraciones altas no se restringen a

determinadas condiciones o ámbitos, apareciendo en acuíferos en condiciones oxidantes y de pH alto, acuíferos en condiciones reductoras, acuíferos con circulación geotermal, acuíferos afectados por procesos ligados a la actividad minera o relacionados con depósitos minerales, y acuíferos ligados a otros procesos antropogénicos (actividad industrial, asentamientos urbanos, actividad agropecuaria, etc). Sin embargo, la mayor parte de los acuíferos con contenidos altos de arsénico tienen un origen ligado a procesos geoquímicos naturales. A diferencia de la contaminación antropogénica, la cual genera una afección de carácter más local, la ocurrencia de concentraciones altas de arsénico de origen natural afecta a grandes áreas. Los numerosos casos de “contaminación” natural de aguas subterráneas por arsénico que existen en el mundo están relacionados con ambientes geológicos muy diferentes metasedimentos con filones mineralizados, formaciones volcánicas, formaciones volcano-sedimentarias, distritos mineros, sistemas hidrotermales actuales, cuencas aluviales terciarias y cuaternarias, etc. (Welch A. 2000)

Se han identificado un gran número de áreas con aguas subterráneas que presentan contenidos de arsénico superiores a 0,05 mg/l, en distintos lugares del planeta. Los problemas más importantes citados en la literatura se sitúan en Argentina, Bangladesh, Nepal, Chile, China, Hungría, India (Bengala Oeste), México, Rumania, Taiwán, Vietnam y EE.UU., siendo en este último país y en Bangladesh donde han sido objeto de estudios más profundos. Áreas con problemas de arsénico en relación a depósitos minerales y minería han sido reconocidas en numerosas partes del mundo, siendo los casos más sobresalientes los de Ghana, Grecia, Tailandia, Chile y EE.UU. (Boyle 2002).

Uno de las peculiaridades más notables del problema del arsénico de origen natural en las aguas subterráneas, es que no siempre hay una relación directa entre el alto contenido en arsénico en el agua y un alto contenido en arsénico en los materiales que constituyen el acuífero. De hecho, como a continuación se expondrá, no existe un modelo geológico/hidrogeológico común para todas las ocurrencias identificadas. Encontrándose aguas con arsénico en situaciones muy variadas, tanto en condiciones reductoras como en condiciones oxidantes, o en acuíferos sobreexplotados, tanto en zonas áridas como en zonas húmedas, o tanto en acuíferos superficiales libres como en acuíferos profundos confinados. Esta variedad de situaciones viene definida por la peculiaridad de las circunstancias y procesos que concurren en cada uno de los casos, o en otras palabras, la presencia de arsénico en cada caso es la consecuencia de un ambiente geoquímico y condiciones hidrogeológicas. (Boyle 2002).

### 2.1.7. 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. (Baur 1969).

El arsénico se combina con los grupos sulfhídrico 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 Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE) es una enfermedad producida por exposición de la población a la ingestión prolongada (crónico) de agua que contenga sales de arsénico (hidro-arsenicismo), que afecta a gran parte de la población (endémico) de una región (regional) lo cual constituye un ejemplo interesante de analizar como complejo eco-patógeno. (Berg M. 2001).

Progresivamente la enfermedad evoluciona en cuatro periodos:

- Hiperhidrosis palmoplantar con prurito y descamación, conjuntivitis, vómitos o diarreas.
- Hiperqueratosis palmoplantar con lesiones dolorosas que impiden caminar y realizar tareas manuales.
- Melanodermia del tronco y parte superior de los miembros.
- Cancerización (cáncer de Hutchinson, epiteloma de Bowen).

El HACRE es un síndrome tóxico órgano-endémico adquirido que se presenta en individuos de 1 a 15 años debido a la ingesta prolongada de agua con concentraciones de arsénico superiores a los 0.05 miligramos/litro. La piel engrosada, rugosa y más oscura es un síntoma en quienes

padecen esta enfermedad. Puede confundir el hecho de que los agricultores, que son trabajadores manuales, poseen por lo general esta característica, pero: “le aseguro que con sólo estrecharle la mano a una persona afectada se le puede hacer el diagnóstico, precisó el médico Carlos Padial”, quien atiende a pacientes con esta patología en una zona cercana a la ciudad de La Banda, en la provincia de Santiago del Estero.

El arsénico se deposita también en los huesos y en los dientes, e impacta escuchar que el veneno atraviesa con facilidad la barrera placentaria y que su potencial queratogénico produce daño fetal, es decir, no sólo afecta al bebé ya nacido sino incluso al que está en gestación. (Berg M. 2001).

#### **2.1.8. Efectos Ambientales del Arsénico.**

El arsénico es un elemento ampliamente distribuido en el ambiente. Suele ser detectable en casi todos sus compartimentos y generalmente aparece en la litosfera en concentraciones entre 1.5 y 2 ppm, ocupando el puesto 52 en abundancia. (Berg M. 2001).

Forma parte de más de 245 minerales en forma de arseniatos (60%), sulfuros y sulfosales (20%) y otras formas como arseniuros, arsenitos, óxidos y silicatos (20%). (Kumar M. 2002).

Los mayores depósitos de As de la corteza terrestre se encuentran en forma de pirita, galena, calcopirita, y esfalerita. Existen altas concentraciones en depósitos de azufre como por ejemplo  $As_2S_3$ ,  $AsS$ ,  $FeAsS$ ,  $FeAs_2$ , razón por la que la arsenopirita ha sido utilizada para la obtención de arsénico a lo largo de la historia, al ser el mineral de As más abundante en la naturaleza. (Smedley 2002).

#### **2.1.9. Límites Permisibles del Arsénico.**

El arsénico es un elemento muy común en aguas naturales, en rocas y suelos, en la hidrosfera y la biosfera. Es movilizado al medio ambiente a través de una combinación de procesos que incluyen tanto procesos naturales (meteorización, actividad biológica, emisiones volcánicas), así como procesos antropogénicos (aguas residuales, actividad minera, uso de combustibles fósiles, uso de pesticidas y herbicidas). Ello es así, que ha llevado a organismos como la Organización Mundial de la Salud (OMS), a establecer la reducción del límite del contenido de arsénico en agua de consumo de 0.01 mg/L. (MINAM, 2008).

Tabla 2. 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.

#### 2.1.10. Tratamiento del agua - Técnicas de Remoción de Arsénico.

Con el fin de eliminar los metales pesados describen diversos mecanismos mediante los cuales puede removerse el arsénico, entre ellos cuando se combinan sus iones con metales como el hierro, el aluminio, principalmente o el itrio y el lantano. Estos metales pueden adsorber el arsénico ya que precipitan masivamente en forma de hidróxidos. Existen diferentes métodos de tratamiento para reducir el arsénico presente en el agua y alcanzar los niveles de los valores guía de agua para consumo humano.

Debido a que el As<sup>+5</sup> es más fácil de remover que el As<sup>+3</sup>, el tratamiento se inicia con la oxidación del As<sup>+3</sup> a As<sup>+5</sup>. Los oxidantes más utilizados son cloro, hipoclorito de calcio y permanganato de potasio. Sin embargo la adsorción es una técnica que resulta ser más económica debido a su empleo con materiales de origen biológico a continuación se muestra una breve descripción de alguna de estas tecnologías. (Volesky B. 2003).

**Tabla 3. Técnicas empleadas para la remoción de arsénico**

Métodos	Técnicas de remoción de arsénico
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Óxido reducción</li> <li>• Separación sólido-líquido:</li> <li>• Separación física</li> <li>• Procesos biológicos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Óxido reducción</li> <li>- Ablandamiento con cal</li> <li>- Coagulación – dsorción - filtración</li> <li>- Coagulación-Adsorción</li> <li>- Coagulación- Filtración</li> <li>- Con sales de hierro y aluminio</li> <li>- Presencia de hierro y manganeso</li> <li>- Hidróxido férrico granular</li> <li>- Hierro con filtración directa</li> <li>- Alúmina activada</li> <li>- Intercambio iónico</li> <li>- Electrodialisis inversa</li> <li>- Osmosis inversa y nano filtración</li> <li>- Procesos biológicos</li> </ul>

Fuente: Castro 2006

Existen alrededor de 14 tecnologías para remover arsénico del agua con eficiencias que van desde 70 hasta 99%. Los métodos de coagulación – floculación y ablandamiento con cal, son los más usados en grandes sistemas y no exclusivamente para remover el arsénico (Sandoval, 2000). En pequeños sistemas pueden aplicarse el intercambio iónico, alúmina activada, ósmosis inversa, nanofiltración y electrodiálisis inversa. Las tecnologías emergentes son las de 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 la mayoría de casos la eficiencia del proceso elegido depende de la concentración inicial, estado de oxidación del arsénico y el pH. También se está estudiando la acción catalítica de la luz y el uso de bacterias y esporas. (Castro 2006).

### 2.1.10.1. Oxidación/Reducción

Mediante este proceso se oxida el arsenito a arsenato para mejorar su remoción en procesos complementarios. Se puede usar cloro, dióxido de cloro, ozono y permanganato de potasio.

La oxidación catalítica del  $\text{As}^{+3}$  es posible en presencia de óxido de cobre, carbón activado y radiación UV. Uno de los inconvenientes de este proceso es el tiempo de reacción. También es posible su oxidación biológica (Madiec et al, 2000) y por medio de la acción catalítica de la luz (Clido et al, 2003).

### 2.1.10.2. Separación Sólido/Líquido

Los procesos de precipitación, coprecipitación, adsorción e intercambio iónico pueden transferir el arsénico de la fase disuelta a la fase sólida. En algunos casos el sólido que provee la superficie de adsorción es grande y fijo, por ejemplo, granos de resina de intercambio iónico, por lo cual se requiere una separación adicional. Los sólidos formados in situ (a través de precipitación o coagulación) deben separarse del agua por sedimentación ó filtración.

**Precipitación** El arsénico disuelto es transformado en un sólido de baja solubilidad y removido por sedimentación y filtración, por ejemplo la precipitación del arsenato de calcio, también durante la coagulación y floculación pueden coprecipitar algunos compuestos disueltos como el arsénico, para luego ser removidos por filtración.

**Adsorción e intercambio iónico:** Diversos materiales sólidos incluidos flóculos de hidróxido de hierro y aluminio pueden adsorber el arsénico por un mecanismo de adsorción de las superficies y de esta manera ser removidos del agua. El intercambio iónico involucra el desplazamiento reversible de un ión ligado a una superficie sólida por los iones  $\text{As}^{+5}$  y  $\text{As}^{+3}$ . Puede considerarse como una forma especial de adsorción, aunque con frecuencia se examina en forma separada.

### 2.1.10.3. Ablandamiento con Cal.

El ablandamiento con cal es un proceso similar a la coagulación con sales metálicas. La cal  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  se hidroliza y reacciona con el ácido carbónico para formar carbonato de calcio, el cual actúa como el agente adsorbente en la remoción de arsénico. Este proceso es típicamente usado solo con aguas muy duras y con tratamiento a pH en el rango de 10 a 12 (Johnston et al, 2001) Esta técnica no es apropiada para sistemas pequeños debido al alto costo (EPA, 1997).

La remoción (pruebas de jarras) de arsénico  $\text{As}^{+5}$  del agua (río, pozo y corriente) con una concentración desde 0.1 a 20 mg/L es de 40-70%. Para un rango de pH 9-10 incrementa la

eficiencia de la remoción cuando el ablandamiento con cal es seguido por coagulación con hierro.

El ablandamiento con cal a un rango de pH de 10.6-11.4 mostró una alta remoción de  $As^{+5}$  hasta 95% en un agua con una concentración inicial de 12 mg/L de arsénico (Kirchmer, et al, 1994). El mecanismo principal en la remoción del arsénico mediante el ablandamiento de aguas que contienen magnesio es la adsorción del arsénico dentro del hidróxido de magnesio que se forma durante el ablandamiento. También la remoción del arsenato es excelente a  $pH > 11$  y más pobre a  $pH < 10$ . La remoción de arsénico se mejora con la adición de hierro. Pero el carbonato disminuye el efecto. La remoción de arsénico disminuye en presencia de cantidades traza de ortofosfato especialmente a  $pH < 12$ . Con este método la remoción del  $As^{+3}$  es pobre, con densidades de sorción del arsenito en un orden de magnitud menor que para el arsenato (McNeill, 1997; Kirchmer, 1978).

#### **2.1.10.4. Coagulación-filtración-Adsorción**

La remoción de arsénico mediante la coagulación puede aplicarse combinando con filtración y/o con adsorción, para lo cual hay que estudiar las mejores condiciones de aplicación según las características del agua a tratar.

#### **2.1.10.5. Coagulación-Filtración**

En las plantas de tratamiento de agua, el  $As^{+5}$  puede ser removido en forma efectiva tanto por coagulación con sulfato de aluminio o hierro, como por los procesos de ablandamiento con cal y soda. Los coagulantes señalados se hidrolizan formando hidróxidos, sobre los cuales el  $As^{+5}$  se adsorbe y coprecipita con otros iones metálicos. De acuerdo con la literatura, aguas naturales con gran cantidad de coloides requieren de altas concentraciones de coagulantes para lograr las eficiencias de remoción señaladas en la siguiente tabla

**Tabla 4. Eficiencia de coagulantes en la remoción de arsénico**

Coagulante	Remoción arsenato $As^{+5}$ (%)	pH	Remoción arsenito $As^{+3}$ (%)	pH
Sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3$	100	<9.0	20	<9.0
Sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$	90	<7.0	50	<7.0

Fuente: Cheng et al, 1994

La remoción de arsénico con procesos convencionales de coagulación con sales de aluminio y hierro y ablandamiento con soda son dependientes de la concentración inicial de este elemento, el pH del agua tratada y el tipo y la dosis del coagulante.

**Tabla 5. Remoción de Arsénico por Coagulación**

Formas Arsenicales	Método de tratamiento	Dosis del coagulante (mg/L)	Concentración inicial (mg/L)	Remoción (%)	pH inicial
As <sup>+5</sup>	FeCl <sub>3</sub>	5	0.050	100	7.0
As <sup>+3</sup>	FeCl <sub>3</sub>	6	0.050	72	8.0
As <sup>+3</sup>	FeCl <sub>3</sub>	18	0.050	84	8.0
*	Aereación, coagulación con alúmina, sedimentar 6 días y filtración.	7	0.8	70	7.4
*	Aereación, coagulación con FeCl <sub>3</sub> , sedimentar 10 días y filtración	18.5	0.69	60	7.4
*	Aereación, coagulación con alúmina, sedimentar 12 días y filtración	.	0.70	46	7.4
As <sup>+5</sup>	Coagulación con sulfato de aluminio	20	0.045	95	7.5
As <sup>+5</sup>	Coagulación con sulfato de aluminio	40	0.045	95	7.5
As <sup>+5</sup>	Coagulación con sulfato de aluminio	60	0.043	97	8
As <sup>+5</sup>	Coagulación con sulfato de aluminio	30	< 1 – 2	> 90	6.4- 7.5

**Fuente: Cheng et al, 1994**

#### 2.1.10.6. Coagulación- Adsorción con Sales de Hierro o Aluminio

Es el método de tratamiento más documentado tanto para la remoción de arsénico, como de los compuestos disueltos y suspendidos del agua (arsénico, turbiedad, hierro, manganeso, fosfato y flúor). Con este método también se pueden obtener reducciones significantes de olor, color y precursores de trihalometanos. Sin embargo, las condiciones óptimas para remoción del arsénico dependerán de las características del agua y del proceso de tratamiento.

Debido a la dificultad de remover As<sup>+3</sup> por coagulación, se requiere de su oxidación a As<sup>+5</sup>. En rangos de pH alto y bajo, la eficiencia de este método disminuye significativamente (Johnston

et al, 2001). Para asegurar la remoción del arsénico, un paso importante es la filtración (ej. uso de filtros de arena) (Cheng et al, 1994).

El sulfato de aluminio es el coagulante más usado en el tratamiento del agua debido a su bajo costo y manejo relativamente sencillo (Avilés, 2000), aunque también se usan otros productos como el sulfato ferroso y férrico, clorosulfato férrico, cloruro férrico (Madiéc et al, 2000), alumbre y carbonato de magnesio. Estas sales se hidrolizan en el agua formando hidróxidos de hierro y aluminio, los cuales producen flóculos gelatinosos que se aglutinan facilitando el proceso de separación de los materiales disueltos y coloidales.

Los estudios realizados por Cheng et al, 1994, usando dosis de coagulantes de 10, 20 y 30 mg/L a valores de pH de 7.0, 6.3 y 5.5 muestran que la remoción del arsénico es dependiente del pH, de la dosis del coagulante y de la turbiedad del agua cruda. Un alto nivel de turbiedad puede afectar a la remoción de  $As^{+5}$ , pero esta mejora en forma significativa cuando se usan dosis óptimas de coagulantes (para la remoción de la turbiedad) menores de 20 mg/L. De los dos coagulantes empleados, el cloruro férrico es más efectivo que el sulfato de aluminio (considerando dosis similares en peso). La remoción de  $As^{+5}$  con sulfato de aluminio es dependiente del pH (mejores resultados a pH menores de 7), mientras que la remoción de arsénico con cloruro férrico es menos dependiente del pH y mejora con dosis mayores del coagulante (Cheng et al, 1994).

En estudios de coagulación y adsorción para remover el arsénico mediante coagulación con cloruro férrico y adsorción dentro de óxido férrico acuoso, se evaluó la influencia de diferentes variables (concentración inicial del arsénico y estado de oxidación, concentración del adsorbente o dosis del coagulante, pH y presencia de solutos inorgánicos). Se observó que en condiciones similares la remoción del  $As^{+5}$  es mejor que la del  $As^{+3}$ . Para ambas formas de arsénico la remoción es dependiente de la dosis del coagulante y de la concentración del adsorbente. Con dosis mayores de 5 mg/L de cloruro férrico, se obtuvieron las mejores tasas de remoción. La coagulación es independiente de las concentraciones iniciales de arsénico, pero con concentraciones iniciales bajas de  $As^{+3}$  se presenta una mejor adsorción de esta forma de arsénico. En presencia de iones sulfato y a pH menores de 7 la remoción del  $As^{+3}$  es ineficiente, mientras que para la remoción de  $As^{+5}$  estas condiciones no la afectan en forma significativa. En presencia de calcio y pH alto se incrementa la remoción de  $As^{+5}$ .

La remoción de  $As^{+5}$  con cloruro férrico a pH 8-9 disminuye cuando hay presencia de materia orgánica. La eficiencia de la remoción de  $As^{+3}$  con cloruro férrico se afecta con la composición del agua, la presencia de sulfato (a pH 4-5) y materia orgánica natural (a pH 4-9). Durante la remoción del arsénico son importantes los procesos de oxidación de las formas de  $As^{+3}$  a  $As^{+5}$

y de su adsorción del hidróxido férrico amorfo formado durante la coagulación (Hering et al, 1996).

Remoción in situ de Arsénico. El arsénico en aguas subterráneas es móvil en condiciones reductoras, pero es posible su inmovilización creando condiciones oxidantes en la superficie del acuífero. El acuífero subterráneo ha sido usado como un reactor bioquímico natural, que no genera residuos y lodos contaminados. La técnica es ideal para arsénico, hierro, manganeso, amonio y otras sustancias orgánicas. Según Ahmed y Rahman, bajo condiciones reductoras, y en presencia de sulfuro el arsénico puede precipitar formando sulfuros de arsénico insolubles (Johnston et al 2001).

Se ha probado la eficiencia de la remoción del arsénico de una fuente de agua por coagulación con sales de hierro y aluminio, en dos situaciones:

- a) Con formación de los sólidos in situ.
- b) Con adición de hidróxidos preformados al agua. En donde la remoción de  $\text{As}^{+5}$  in situ es cinco veces más eficiente que con el uso de los hidróxidos preformados.

Esto sugiere que in situ el mecanismo de remoción del arsénico es a través del sólido formado con una gran superficie de adsorción o por coprecipitación.

#### **2.1.10.7. 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  $800^{\circ}\text{C}$ ). 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.

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  $\text{As}^{+5}$ , 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. (Sámano 2016).

#### **2.1.10.8. 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).

#### **2.1.10.9. 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).

#### **2.1.10.10. 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. (Sámano, 2016).

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).

#### **2.1.10.11. Osmosis Inversa.**

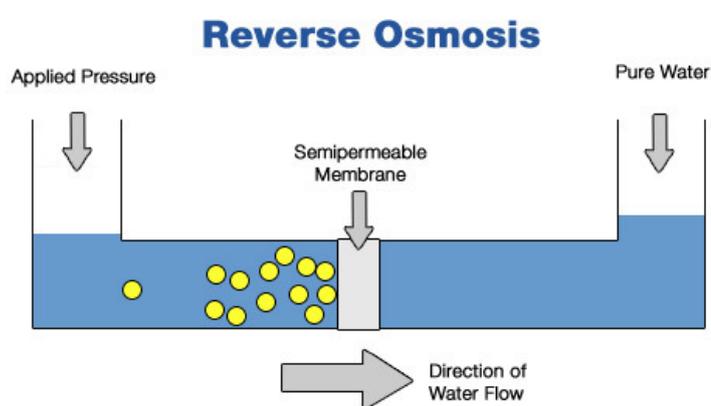
Si dos líquidos con diferentes concentraciones de sales en solución son separados mediante una membrana semipermeable, se observa que el solvente de la solución más diluida pasa a través de la membrana hacia el compartimento con la solución más concentrada. La diferencia de altura de la columna hidrostática 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.**

#### **2.1.10.12. 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).

## **2.2. MARCO CONCEPTUAL**

### **2.2.1. Agua Subterránea.**

Es el agua que se aloja y circula en el subsuelo, conformando los acuíferos. La fuente de aporte principal es el agua de lluvia, mediante el proceso de infiltración. Otras fuentes de alimentación

localizada pueden ser los ríos, arroyos, lagos y lagunas. El agua subterránea se sitúa por debajo del nivel freático y está saturando completamente los poros y/o fisuras del terreno y fluye a la superficie de forma natural a través de vertientes o manantiales o cauces fluviales. (Auge M. 2006).

### **2.2.2. Metal pesado de Muy Alta Toxicidad**

A continuación, nos centraremos en el estudio del problema ambiental y de salud humana relacionados con Arsénico. Cabe destacar que no analizaremos todas las fuentes de contaminación, sino solamente relacionado si es apto para consumo humano. (Anawar, H. 2003).

### **2.2.3. Arsénico**

El arsénico (As) es un elemento químico, perteneciente a la familia de los metaloides (número atómico 33, peso atómico 74.922), muy común en rocas, suelo, hidrosfera y biósfera, calculándose su presencia en cerca de  $5 \times 10^{-4}$  % de la corteza terrestre, siendo un componente de aproximadamente 245 minerales diferentes (WHO, 2005).

Los niveles de As en el ambiente son variables, ya que éste puede sorberse o desorberse de partículas pudiendo cambiar de estado de oxidación al reaccionar con oxígeno o con otras moléculas del aire, del agua, del suelo o por la acción de microorganismos. El As aparece en un amplio rango de concentraciones en aire, agua, suelos, vegetales y animales. La exposición del hombre a este tóxico constituye un problema de salud pública en muchas áreas geográficas de nuestro planeta, es por ello que se hace indispensable buscar métodos de remoción del As, que permitan proveer a la población de agua segura, contribuyendo así con el desarrollo social y económico de los pueblos.

El arsénico es un elemento muy común en aguas naturales, en rocas y suelos, en la hidrosfera y la biosfera. Es movilizado al medio ambiente a través de una combinación de procesos que incluyen tanto procesos naturales (meteorización, actividad biológica, emisiones volcánicas), así como procesos antropogénicos (aguas residuales, actividad minera, uso de combustibles fósiles, uso de pesticidas y herbicidas). Ello es así, que ha llevado a organismos como la Organización Mundial de la Salud (OMS), a establecer la reducción del límite del contenido de arsénico en agua de consumo de 0.05 a 0.01 mg/L. (Berg M. 2006).

#### 2.2.4. 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”.

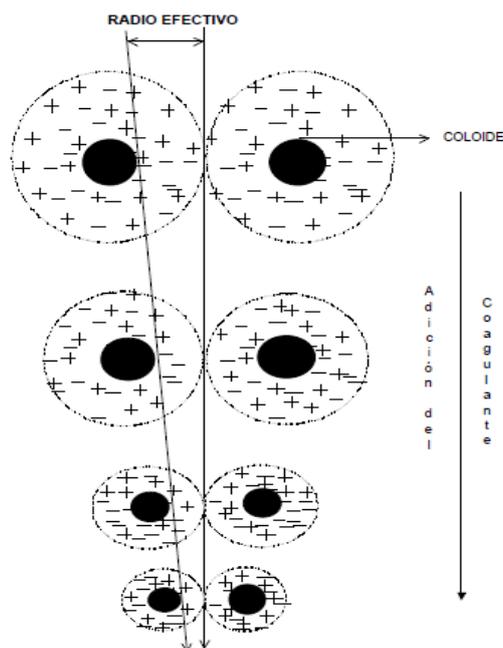
Estos procesos requieren, como complemento a la adición del agente coagulante, la agitación del agua, puesto que la coagulación necesita una mezcla vigorosa para destruir la estabilidad del sistema coloidal y facilitar la colisión o choque entre las partículas, permitiendo así la aglomeración de éstas. 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.**

#### 2.2.4.1. Coagulante

Los coagulantes son componentes químicos que al adicionarse al agua son capaces de producir una reacción química con los componentes químicos de ella, 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.

### 2.2.4.2. 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

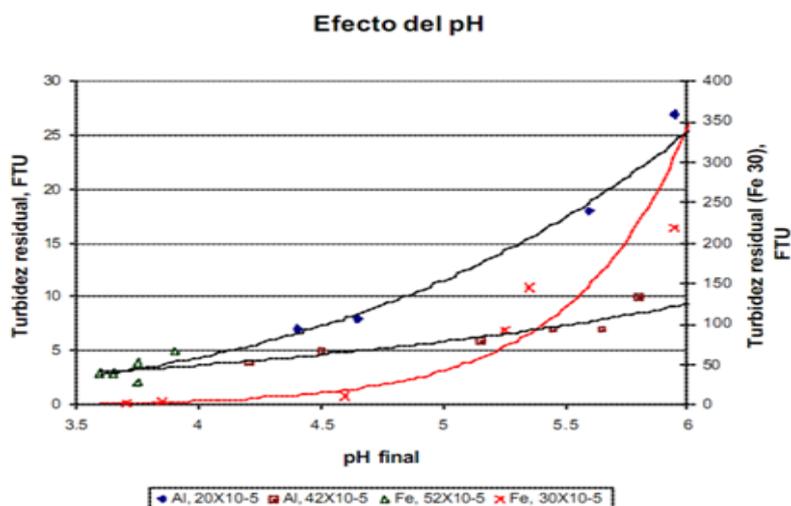
### 2.2.4.3. Factores que Influyen en la Coagulación.

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 6. 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 <sub>3</sub>	35-150	4-7	Eliminación de coloides
FeCl <sub>2</sub>	70-200	4-7	
FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O			
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).

#### 2.2.5. 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 descendan, 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.

#### **2.2.5.1. 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.
- El número de compartimentos de la unidad.

### 2.2.5.2. 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.

### 2.2.5.3. 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 microflóculos, y más tarde en aglomerados voluminosos llamados flóculos.

### 2.2.6. Agua de Pozo

Es el agua que se aloja y circula en el subsuelo, conformando los acuíferos. La fuente de aporte principal es el agua de lluvia, mediante el proceso de infiltración. Otras fuentes de alimentación localizada pueden ser los ríos, arroyos, lagos y lagunas. El agua subterránea se sitúa por debajo del nivel freático y está saturando completamente los poros y/o fisuras del terreno y fluye a la superficie a través de los pozos circulares diferentes hogares de la ciudad de Huancané y de forma natural a través de vertientes o manantiales o cauces fluviales. (Auge M, 2006).

### 2.2.7. Adsorción

El proceso de adsorción implica la transferencia de una sustancia de una fase a la acumulación o concentración en la superficie de otra. El fenómeno de adsorción es distinto al de absorción, proceso en el cual la sustancia transferida de una fase a otra (por ejemplo líquida), interpenetra en la segunda fase para formar una “disolución”. El término general de “sorción”, engloba ambos procesos.

La adsorción física está causada principalmente por las fuerzas de Van der Waals y electrostáticas, dándose éstas entre las moléculas del adsorbato y los átomos que componen la superficie del adsorbente. Estos adsorbentes están caracterizados principalmente por las propiedades de la superficie, como su área superficial y polaridad. El ión es adsorbido por el sólido dependiendo de la carga relativa entre ambos. Este proceso puede ser lento o rápido, dependiendo mucho de la composición del adsorbente, del adsorbato y de la temperatura.

La adsorción es un proceso donde un sólido se utiliza para quitar una sustancia soluble del agua. Las moléculas a partir de la fase del gas o del líquido serán unidas de una manera física a una superficie.

#### **Influencia del pH**

El pH de la solución es una de las variables más importantes en el control del proceso de biosorción de metales pesados y puede influir en sus formas iónicas que se encuentran en disolución como el estado de los grupos funcionales responsables de la unión del metal a la superficie del sólido; a bajos valores de pH, los iones  $H^+$  se unen a grupos funcionales que quedan cargados positivamente e impiden, por tanto, la unión de los cationes metálicos por la competencia que existe entre ambos iones (Austin 1992).

#### **Diferencias Entre Adsorción y absorción.**

##### **Absorción y Adsorción.**

Es retener una sustancia dentro de otra. En este caso, la sustancia se adhiere a la superficie interna del carbón activo. Cuando un gas es atraído dentro de una solución se habla de absorción.

### III. MATERIALES Y METODOS

#### 3.1. LUGAR DE EJECUCION

La Provincia de Huancané se encuentra ubicada al nor-este del lago Titicaca a 3 825 m.s.n.m.; su posición geográfica es Latitud Sur 15°00'18" Latitud Oeste 69°40'51" y la población total es de 80 317 habitantes. Esta Provincia esta aproximadamente a 92 Km de la capital del Departamento.

Las muestras contaminadas con arsénico se tomaron en los siguientes lugares de la ciudad de Huancané.

- Agua municipal de consumo doméstico en ocho diferentes viviendas.
- Agua de consumo doméstico en ocho diferentes pozos tubulares
- Los análisis de las diferentes aguas se han llevado a cabo en los laboratorios de Servicios Analíticos Químico-Metalúrgico (RHLAB S.A.C.) de la Ciudad de Juliaca.
- La parte experimental de adsorción de arsénico de las aguas de pozo y municipales de la ciudad de Huancané 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.

#### 3.2. MATERIALES

##### 3.2.1. Materia prima

- Aguas de pozos domésticos y municipales de la ciudad de Huancané.

##### 3.2.2. Materiales y Equipo

- Balanza analítica
- Agitador magnético, 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

##### 3.2.3. Materiales de Laboratorio

- Matrices Erlenmeyer de 100, 250 mL
- Espátula de acero inoxidable
- Pipetas volumétricas (5mL, 10mL, 15mL y 25 mL)
- Fiolas de 100 mL, Clase A

- Vasos de precipitado de 100, 400 y 1000 mL
- Embudo de vidrio de vástago largo
- Piscetas
- Buretas
- Papel filtro
- Soporte de madera para embudos.

#### 3.2.4. Reactivos

- ❖  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , Sulfato de aluminio, como coagulante
- ❖  $\text{H}_2\text{O}$ , Agua destilada
- ❖  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , Hidróxido de calcio, como floculante

### 3.3. METODOLOGIA EXPERIMENTAL

La parte experimental se realizó de acuerdo a las siguientes experiencias:

- ❖ Técnicas de muestreo
- ❖ Caracterización de agua de pozo contaminada con arsénico
- ❖ Caracterización de agua municipal contaminada con arsénico
- ❖ Descripción detallada de métodos por objetivos específicos
- ❖ Determinación de la cantidad adsorbida del arsénico por el método de coagulación – floculación
- ❖ Determinación de los parámetros óptimos de pH, tiempo de adsorción y velocidad de agitación para la adsorción de arsénico por el método de coagulación – floculación.
- ❖ Definir el modelo matemático para el proceso de adsorción del arsénico de las aguas municipales y de los pozos domésticos de la ciudad de Huancané.

#### 3.3.1. Técnicas de muestreo

Las diferentes muestras se efectuaron en la ciudad de Huancané de acuerdo a lo siguiente:

##### a. Muestreo de las aguas municipales de la ciudad de Huancané

Para el diagnóstico se han tomado de muestras de las aguas municipales de consumo diario en diferentes puntos de la ciudad, para los análisis químicos se colectaron un total de 8 muestras, para cada una se colectó  $500 \text{ cm}^3$  en recipientes de polietileno, conservándose en refrigeración para su traslado al laboratorio.

##### b. Muestreo de las aguas de pozo de la ciudad de Huancané

Se han tomado muestras de las aguas de los pozos domésticos en la ciudad de Huancané en un total de 8 pozos, para cada una se colectó  $500 \text{ cm}^3$  en recipientes de polietileno, se dio igual

tratamiento que las aguas municipales, conservándose en refrigeración para su traslado al laboratorio.

Las muestras de agua de pozo contaminadas se tomaron en diferentes lugares de la ciudad de Huancané (anexo A3).

### 3.3.2. Caracterización Inicial de las Aguas Municipales

La parte de la metodología se basó en caracterizar la muestra de las aguas municipales y de pozo de la ciudad de Huancané, departamento de Puno en el laboratorio de Control de Calidad 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.

#### 3.3.2.1. Análisis Químico de las Aguas Municipales Para el Arsénico ( $As^{+5}$ ).

De acuerdo al análisis espectroscópico efectuado de las aguas municipales de la ciudad de Huancané, se determinó que la cantidad de arsénico supera los límites máximos permisibles efectuado por los Laboratorios Servicios Analíticos Químico-Metalúrgico (RHLAB S.A.C.) de la ciudad de Juliaca, es decir aguas de abastecimiento doméstico, con tratamiento equivalente a procesos combinados de mezcla, coagulación, sedimentación, filtración y cloración, para un total de 8 muestras, cuyo promedio se observa en la tabla 7.

**Tabla 7. Análisis Químico de Aguas Municipales**

Parámetro	Unidad de Medida	Análisis de las aguas municipales	L.M.P. D.S.031-2010
		Promedio de 8 muestras de $As^{+5}$ (mg/L)	As (mg/L)
<b>Turbidez</b>	NTU	0.21	5
<b>Potencial de hidrógeno</b>	pH	7.2	6.5 -8.5
<b>Conductividad eléctrica</b>	uS/cm	1400	1500
<b>Sólidos totales disueltos</b>	mg/L	120	1000
<b>Temperatura</b>	°C	-----	2.58
<b>Arsénico</b>	mg/L	0.057	0.01

**Fuente: Laboratorios Servicios Analíticos Químico-Metalúrgico (RHLAB S.A.C.).**

### 3.3.2.2. Análisis Químico de las Aguas de Pozo Para el Arsénico (As<sup>+5</sup>).

De acuerdo al análisis de las aguas de pozo de la ciudad de Huancané, efectuado por los Laboratorios Servicios Analíticos Químico-Metalúrgico (RHLAB S.A.C.) de la ciudad de Juliaca, se determinó que la cantidad de arsénico supera los límites máximos de 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 8.

**Tabla 8. Análisis de las Aguas de Pozo de la Ciudad de Huancané**

Parámetro	Unidad de Medida	Análisis de las aguas de pozo	L.M.P. D.S.0.31-2010
		Promedio de 8 muestras de As <sup>+5</sup>	As (mg/L)
Turbidez	NTU	2.43	5
Potencial de hidrógeno	pH	7.52	6.5 -8.5
Conductividad eléctrica	uS/cm	1480	1500
Sólidos totales disueltos	mg/L		1000
Temperatura	°C	11,5	----
Arsénico	mg/L	0.059	0.01

**Fuente: Laboratorios Servicios Analíticos Químico-Metalúrgico (RHLAB S.A.C.)**

## 3.4. DESCRIPCIÓN DETALLADA DE MÉTODOS POR OBJETIVOS ESPECÍFICOS

### 3.4.1. Determinar la Cantidad Adsorbida del Arsénico por el Método de Coagulación – Floculación.

#### 3.4.1.1. Prueba de Farras

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. (Tapia N. 2002).

El proceso de coagulación-floculación es el método utilizado en esta tesis gracias a las características y las ventajas que presenta sobre otros métodos (capítulo de Marco Teórico). Los compuestos químicos como agente coagulante que se utilizó es el  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y, como precipitante (floculante) el hidróxido de calcio. (Tapia N. 2002).



**Figura 4. Instalación experimental para el ensayo coagulación-floculación**

#### **3.4.1.2. Procedimiento experimental**

La principal aplicación de este proceso es la recuperación de arsénico de las aguas municipales y de pozo de la ciudad de Huancané y tiene los siguientes pasos a seguir:

Se prepararon ocho muestras de 150 mL con el agua a analizar del agua municipal y 8 muestras de agua de pozo en vasos de precipitados de 500 mL de capacidad, los cuales tienen agitación controlada.

Se ajustó el pH, para provocar un desplazamiento del equilibrio químico que no favorezca la solubilidad. El pH para la precipitación del arsénico fue de 8 y 7.8 respectivamente.

Se adicionó a la muestra el polielectrolito o coagulante  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  mililitro a mililitro hasta que se observó una buena formación de coágulos (se añadió diferentes dosis del mismo de forma que las concentraciones sean 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 y 100 (mg/L), en este proceso se observa como se unen formando coágulos, que favorecen su decantación. La agitación fue de 150 rpm durante 20 minutos.

En cada uno de los vasos de precipitados del equipo de prueba de jarras, con 150 mL de muestra. Se adicionó el floculante  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  1 M, para ajustar el pH de cada muestra a 7.8, 8.0, 8.5, 9.0,

9.5, 10.5, 11.5 y 12, a una agitación suave de 20 rpm por 15 minutos con el objeto de precipitar los flóculos, transcurrido ese tiempo se levantan los agitadores, teniendo cuidado de no romper los flóculos y se deja decantar por 20 minutos.

El contenido de los contenedores se filtró y se hizo las pruebas necesarias con el precipitante y el sobrenadante

Las muestras se enviaron para su análisis a los Laboratorios de Servicios Analíticos Químico-Metalúrgico (RHLAB S.A.C.).

**Tabla 9. Condiciones de Operación en los Experimentos de Coagulación-Floculación**

<b>COAGULACION</b> <b>Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub></b>	<b>FLOCULACION</b> <b>Ca(OH)<sub>2</sub></b>
150 mg/L de muestra con As	3 mg/L de Ca(OH) <sub>2</sub>
Velocidad de agitación: 150 rpm	Velocidad de agitación: 20 rpm
Tiempo: 15 min	Tiempo: 12 min

**Tabla 10. Número de pruebas y adición de coagulante**

<b>Nº de Pruebas</b>	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> (mg/L)</b>	30	40	50	60	70	80	90	100
<b>pH (agua municipal)</b>	8	8	8	8	8	8	8	8
<b>pH (agua de pozo)</b>	7.8	7.8	7.8	7.8	7.8	7.8	7.8	7.8



**Figura 5. Diagrama de flujo de la prueba Coagulación-Floculación para Aguas Municipales y**

### 3.4.2. Determinar los Parámetros Optimos de pH, Tiempo de Adsorción y Velocidad para la Adsorción de Arsénico por el método de Coagulación – Floculación.

#### 3.4.2.1. Parámetros de Adsorción

El modelo factorial propuesto predice adecuadamente todos los puntos de diseño, incluyendo el central, asumiendo cierta linealidad. Por lo cual elegimos 3 variables que según muestras pruebas exploratorias intervienen y mejoran la recuperación de iones arsénico por coagulación-floculación. Estas variables son: tiempo de residencia en el reactor, velocidad de agitación y pH.

Puesto que se desea determinar el efecto de las tres variables sobre el rendimiento de la adsorción 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 11. Variables para el Diseño Experimental**

SIMBOLO	NOMBRE DE LAS VARIABLES	UNIDAD	X mín. ( - )	X máx. ( + )
X <sub>1</sub>	• tiempo de mezcla	• Minutos	10	20
X <sub>2</sub>	• velocidad de agitación	• rpm	20	150
X <sub>3</sub>	• pH.	• Escalar	7.5	12

Fuente: Elaboración propia

**3.4.3. Definir el Modelo Matemático para el Proceso de adsorción del Arsénico de las Aguas Municipales y de los Pozos Domésticos de la Ciudad de Huancané.**

**3.4.3.1. Desarrollo del Modelo Matemático por Experimentación y Estadística.**

➤ **Diseño Factorial 2<sup>k</sup>**

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

$$N = 2^k$$

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:  $N=2^k = 2^3 = 8$  experimentos

Cuya resolución será la siguiente:

➤ **Identificación de las variables de trabajo**

En el presente trabajo de investigación se ha efectuado la optimización eficaz del proceso, encontrando los rangos de trabajo más óptimos de dicho proceso, se trabajó en función a los factores y niveles establecidos anteriormente de la siguiente tabla:

**Tabla 12. Variables naturales-datos del diseño experimental**

SIMBOLO	NOMBRE DE LAS VARIABLES	UNIDAD	NIVEL INFERIOR	NIVEL SUPERIOR
			(-)	(+)
X <sub>1</sub>	• tiempo de mezcla	• Minutos	10	20
X <sub>2</sub>	• velocidad de agitación	• rpm	20	150
X <sub>3</sub>	• pH.	• Escalar	7.5	12

Fuente: Elaboración propia

➤ **Diseño factorial experimental**

Para un diseño factorial 2<sup>3</sup> para tres factores o variables originales (tiempo, velocidad y pH) y cada factor con tres niveles (N = 2<sup>k</sup>), donde k = 3, se tiene 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>, X<sub>1</sub>X<sub>2</sub>X<sub>3</sub>** = Interacciones entre las tres variables principales

Se debe hallar en primer lugar los valores de X<sub>1</sub>, X<sub>2</sub> y X<sub>3</sub> en función a las variables de entrada del proceso y luego los valores b<sub>0</sub>, b<sub>1</sub>, b<sub>2</sub>, b<sub>3</sub> ... B<sub>7</sub> (coeficientes de regresión) en función a la variable respuesta Rendimiento de extracción (Y)

➤ **Rendimiento de recuperación de arsénico (As)**

La variable respuesta del diseño factorial se cuantifica en el porcentaje de rendimiento de arsénico recuperado de las aguas municipales y de pozo de la ciudad de Huancané, (ver resultados en anexo 4), el cual se determinó de la siguiente manera:

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

Dónde:

%R = Rendimiento de As

$W_1$  = Peso inicial de As

$W_2$  = Peso de As recuperado

**Tabla 13. Cálculo del % de Rendimiento para el Diseño Factorial del As para Aguas Municipales.**

N° DE PRUEBA	$W_1$ (mg)	$W_2$ (mg)
1	0.057	0.00239
2	0.057	0.00237
3	0.057	0.00237
4	0.057	0.00235
5	0.057	0.00242
6	0.057	0.00239
7	0.057	0.00239
8	0.057	0.00237

**Fuente: Elaboración propia**

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 14. Cálculo del % de rendimiento para el diseño factorial del As para aguas de pozo**

N° DE PRUEBA	W <sub>1</sub> (mg)	W <sub>2</sub> (mg)
1	0.059	0.0030
2	0.059	0.0028
3	0.059	0.0029
4	0.059	0.0030
5	0.059	0.0029
6	0.059	0.0027
7	0.059	0.0028
8	0.059	0.0028

➤ **Matriz de diseño**

De acuerdo a los cuadros anteriores y el número de pruebas experimentales realizadas, para un diseño 2<sup>3</sup> se tiene 8 pruebas experimentales:

**Tabla 15. Matriz de diseño factorial 2<sup>3</sup> =8 para el As, de las aguas municipales**

N° DE PRUEBA	DISEÑO	COMBINACION DE NIVELES			VARIABLE RESPUESTA (RENDIMIENTO %) "Y"
		X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>	X <sub>3</sub>	
1	[1]	10	20	3.5	95.79
2	A	20	20	3.5	95.84
3	B	10	150	3.5	95.84
4	Ab	20	150	3.5	95.88
5	C	10	20	12	95.75
6	Ac	20	20	12	95.79
7	Bc	10	150	12	95.79
8	Abc	20	150	12	95.84

**Fuente: Elaboración Propia**

Tabla 16. Matriz de diseño factorial  $2^3 = 8$  para el As, de las aguas de pozo

N° DE PRUEBA	DISEÑO	COMBINACION DE NIVELES			VARIABLE RESPUESTA (RENDIMIENTO %) "Y"
		X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>	X <sub>3</sub>	
1	[1]	10	20	3.5	95.30
2	A	20	20	3.5	94.43
3	B	10	150	3.5	95.26
4	Ab	20	150	3.5	95.39
5	C	10	20	12	95.51
6	Ac	20	20	12	95.64
7	Bc	10	150	12	95.47
8	abc	20	150	12	95.60

Fuente: Elaboración propia

#### IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

##### 4.1. RESULTADOS

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

En las tablas 13 y 14 se reportan los resultados del análisis de composición química de las aguas municipales y aguas de pozo, aguas para consumo humano en la ciudad de Huancané.

**Tabla 17. Análisis Químico de las Aguas de Consumo Humano**

	Análisis de las aguas municipales	Análisis de las aguas de pozo	Ley General de Aguas
<b>Arsénico</b>	<b>Promedio de 8 muestras de As<sup>+5</sup> (mg/L)</b>	<b>Promedio de 8 muestras de As<sup>+5</sup> (mg/L)</b>	<b>As (mg/L)</b>
	0.057	0.059	0.010

**Fuente: Informe de ensayo-Laboratorios Servicios Analíticos Químico-Metalúrgico (RHLAB S.A.C.) y elaboración propia**

##### 4.1.1.1. Adsorción de Arsénico (As<sup>+5</sup>) con Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> como Coagulante y Ca(OH)<sub>2</sub> Como Floculante según el Método de Coagulación-Floculación.

La adsorción del arsénico en las aguas municipales y pozos en la ciudad de Huancané se ha realizado por coagulación y floculación utilizando como coagulante sulfato de aluminio y como floculante el hidróxido de calcio.

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 (20-150 rpm), el tiempo de mezcla (10- 20 min.) y el pH (de 7.5 a 12), el objetivo es la evaluación de las mejores condiciones para llevar a cabo el proceso de adsorción del arsénico.

Luego del proceso de coagulación-floculación, la concentración promedio de arsénico en el agua municipal es de 0.00235 mg/L con un 95.88 % de adsorción y de las aguas de pozo es de 0.0027 mg/L con un 95.64% de adsorción.

**Tabla 18. Resultado de las Pruebas de Adsorción de As+5 en muestras**

Parámetro (mg/l)	Aguas municipales		% de Adsorción	Aguas de pozo		% de adsorción
	Valor Inicial	Valor Final		Valor Inicial	Valor Final	
Arsénico	0.057	0.00240	95.79	0.059	0.00277	95.30
		0.00237	95.84		0.00269	95.43
		0.00237	95.84		0.00279	95.26
		0.00235	95.88		0.00272	95.39
		0.00242	95.75		0.0065	95.51
		0.00240	95.79		0.00257	95.64
		0.00240	95.79		0.00267	95.47
		0.00237	95.84		0.00260	95.60

Fuente: Informe de ensayo – Laboratorio Servicios Analíticos Químico – Metalúrgico (RH LAB S.A.C.)

**Tabla 19. Arsénico Recuperado de la Muestra Tratada con Al2(SO4)3**

% de adsorción de As <sup>+5</sup> de aguas municipales	% de adsorción de As <sup>+5</sup> de aguas de pozo
95.79	95.30
95.84	95.43
95.84	95.26
95.88	95.39
95.75	95.51
95.79	95.64
95.79	95.47
95.84	95.60



**Figura 6. Adsorción de Arsénico con  $Al_2(SO_4)_3$**

La figura muestra el porcentaje de adsorción 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 adsorción de 95.88% de las aguas municipales y 95.64% de las aguas de pozo para una dosis de coagulante de 100 mg/L. Los datos utilizados se observan en el anexo A<sub>5</sub>.

#### **4.1.1.2. Adsorción 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 flóculo. 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, pH de 7.5 -12 y dosis de coagulante 30 a 100 mg/L, y se varió la velocidad de agitación en el rango de 20-150 rpm. Los resultados fueron que se eliminó el 95.88 % del arsénico de las aguas municipales y 95.64 % de las aguas de pozo. El tiempo de formación de los flóculos es de 8.4 segundos con el hidróxido de calcio como floculante.

#### **4.1.2. Parámetros Óptimos de pH, Tiempo de Mezcla y Velocidad de Agitación.**

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 A<sub>5</sub>, el pH 7.5 conlleva para las aguas de pozo una velocidad de eliminación del arsénico a 150 rpm y tiempo de 10 min con un  $R^2 = 96.5972 \%$  y para las aguas municipales a un pH de 7.5 y 150 rpm y tiempo de 10 min con un  $R^2 = 97.9777 \%$ .

#### **4.1.3. Determinación del Modelo Matemático Para La Adsorción de Arsénico de Las Aguas Municipales Y de Pozo de La Ciudad De Huancane**

##### **4.1.3.1. Modelo Matemático para la Remoción de Arsénico en Aguas Municipales.**

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.

Se concluye que el pH, es la variable más significativa en el proceso de eliminación del arsénico con un valor de 7.5.

El coeficiente de correlación obtenido fue de  $R^2 = 97.977 \%$  para las aguas municipales de consumo humano, siendo su modelo matemático siguiente:

$$Y = 22.3489 - 0.00151786 * \text{Velocidad} - 0.019375 * \text{Tiempo} - 0.0908333 * \text{pH}$$

#### **Modelo matemático para la remoción de arsénico en aguas de pozo**

Se concluye que el pH, es la variable más significativa en el proceso de eliminación del arsénico con un valor de 7.5.

El coeficiente de correlación obtenido fue de  $R^2 = 96.5972\%$  para las aguas de pozo para consumo humano en la ciudad de Huancané, estos datos nos indica que el proceso de remoción de arsénico es correcto y la más adecuada y el modelo matemático para el agua de pozo es:

$$Y = 94.8973 + 0.01075 * \text{Tiempo} - 0.000365385 * \text{Velocidad} + 0.0416667 * \text{pH}$$

## DISCUSION

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 7.5 a 12.0.

En nuestro trabajo la mayor remoción de arsénico ( $\text{As}^{+5}$ ) obtenido se llevó a cabo con sulfato de aluminio a un pH de 7.5 con un 95.88 % de recuperación de las aguas municipales y un 95.64 % 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 95.88 % y 95.64 % 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

- La caracterización de las aguas municipales y aguas de pozo de la ciudad de Huancané indican la presencia de arsénico ( $As^{+5}$ ) con 0.057 mg/L y 0.059 mg/L respectivamente. Luego del proceso de adsorción, la concentración promedio de arsénico ( $As^{+5}$ ) en el agua municipal es de 0.00235 mg/L con un 95.88 % de recuperación y de las aguas de pozo es de 0.00257 mg/L con un 95.64 % de recuperación.
- Los parámetros físico-químicos evaluados en el proceso de adsorción del arsénico por el método de precipitación alcalina alcanzaron una velocidad de agitación óptima de 150 rpm, un tiempo de 10 minutos a un pH de 3.5. Para las aguas municipales y de pozo, siendo el factor más importante el pH utilizando  $Ca(OH)_2$  como floculante en ambos casos.
- El coeficiente de correlación obtenido fue de  $R^2 = 97.977 \%$  para las aguas municipales y 91.4094 % para las aguas de pozo, lo cual nos indica que el proceso de adsorción de arsénico de las aguas de la ciudad de Huancané es adecuado, obteniéndose los siguientes modelos matemáticos.

Modelo matemático para el agua municipal

$$Y = 22.3489 - 0.00151786 * \text{Velocidad} - 0.019375 * \text{Tiempo} - 0.0908333 * \text{pH}$$

Modelo matemático para el agua de pozo

$$Y = 23.7874 - 0.00269643 * \text{Velocidad} - 0.031875 * \text{Tiempo} - 0.104722 * \text{pH}$$

## 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 pozos y aguas municipales de la ciudad de Huancané, mediante el proceso de coagulación-floculación, se efectúan las siguientes recomendaciones para trabajos futuros.

- Evaluar la adsorción de As utilizando otro tipo de floculadores y coagulantes con diferentes concentraciones para obtener parámetros adecuados en la recuperación del arsénico y reutilizar el material adsorbente en la adsorción de As.
- Promover la utilización del proceso de coagulación-floculación para la adsorción de arsénico en las diferentes ciudades del Departamento de Puno.
- La DIGESA, Universidades deben realizar análisis de determinación de arsénico y pruebas de recuperación en agua y pozos en diferentes distritos del departamento de Puno.
- Ampliar el estudio de adsorción de As con otros recursos naturales.

## 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
- Auge M. (2006). “Aguas subterráneas en México contaminados con arsénico”.
- Anawar, H. & S. Kikuo (2003). “Geoquímica aparición de arsénico en las aguas subterráneas de Bangladesh: fuentes y procesos de movilización, Pág. 77, 109-131”.
- Alos, R. y Juvina, J. (2005). “Monitorización potenciométrica de la biosorción del ion cobre (II) en raspo de uva. Proyecto final de la carrera. Barcelona. España.
- Austin George T. (1992) “Manual de Procesos Químicos en la Industria” Edit. Mc Graw Hill
- Avilés, M.; Pardón, M., 2000. Remoción de Arsénico de Agua Mediante Coagulación-Floculación a Nivel Domiciliario. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, FEMISCA 2000, pp. 1-10.
- Baur I. & Onishi J. (1969). Minerales de arsénicos más frecuentes.
- Boyle R. W. & Jonasson I. R. (1973). “La geoquímica del arsénico y su uso como un elemento indicador en la prospección geoquímica”.
- Berg M., Tran H. C., Nguyen T. C. (2001). “La contaminación por arsénico de las aguas subterráneas y el agua potable en Vietnam: una amenaza para la salud humana”.
- Bournod, L. y Cabezas, E. (2010). “composición química de arsénico” en España

Bundschuh, Jochen, (2003) Distribución del Arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana. Buenos Aires. Editado por CYTED.

Cánepa de Vargas, Lidia. (2000) Floculación, Capítulo 6. [Artículo en línea] 263-306 pp.

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

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

Clido, Jorge; Nieto, Jessica; Ponce, Silvia; Rodríguez, Juan; Solís, José; Estrada Walter, (2003). Remoción de Arsénico en el agua mediante Irradiación Solar. Facultad Nacional de Ingeniería, Instituto Peruano de Energía Nuclear, Perú.

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.

Cheng, R.; Liang, S.; Wang, H.; Beuhler, M., (1994). Enhanced Coagulation for Arsenic Removal, Journal AWWA, 86(9), pp. 79-90.

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

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, Ilave

y Laguna Pasto Grande” Autoridad Nacional del Agua. Dirección de gestión de Calidad de los Recursos Hídricos.

Hering, J.; Chen, P.; Wilkie, J.; Elimelech, M.; Liang, S., (1996). Arsenic Removal by Ferric Chloride, *Journal AWWA*, 88(4), 155-167.

Johnston, R.; Heinjnen, H.; Wurzel, P., (2001). Arsenic in Drinking Water, Cap. 6: Safe Water Technology, OMS, Final Draft.

Kirchmer, C.; Castro de Esparza, M.L., (1978). Remoción de Arsénico en aguas con alto contenido de Magnesio. CEPIS, Lima, Perú.

Kumar A.R. & P. Riyazuddin, (2008). “Determination of arsenic (III) and total inorganic arsenic in water samples using variable tetrahydroborate (III) and acid concentrations by continuous-flow hydride-generation atomic absorption spectrometry, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, Pag. 88, 255-266”.

Madiec, H.; Cepero, E.; Mozziconacci, D., (2000). Treatment of arsenic by Filter Coagulation: a South American Advanced Technology, IWA Publishing.

McNeill, L.; Edwards, M., (1997). Arsenic Removal During Precipitative Softening, *Journal of Environmental Engineering*, 123(5), 453-460.

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].

Litter Marta I., Héctor D. Mansilla (2001). Remoción de arsénico asistida por luz solar en comunidades rurales de América Latina. Proyecto OEA AE 141/2001 Ministerio del ambiente. (2008). D.S. N°002-2008-MINAM – Aprueban estándares nacionales de calidad ambiental para el agua. Lima. Perú.

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

Sandoval, L., (2000). Estabilización y disposición de residuos que contienen arsénico, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

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.

Smedley P. y Kinniburgh J., (2002). “Arsénico en el agua y problemas en el ambiente” Pag. 45, 55”.

Tapia Callata, Lidia Rut (2017). “Evaluación de Arsénico con Chacko (Hidralgiritita) en Aguas Subterráneas Contaminadas del Distrito de Taraco – Puno”. Tesis para optar el título profesional de Ingeniero químico. UNA- Facultad de Ingeniería Química

Trelles Bautista, Jesús A. (2013) “Biosorción de arsénico en medio acuoso empleando biomasa vegetales inertes” Tesis para optar el grado académico de maestro en ciencias con mención en tratamiento de aguas y reuso de desechos, UNI-Lima.

WHO, (2005). Towards a More Effective Operational Response Arsenic Contamination of Groundwater in South and East Asian Countries Volume I: Policy Report

Environment and Social Unit South Asia Region Water and Sanitation - WSP  
Report No. 31303, 46 págs. 106-114

Welch A. H., Westjohn D. B., Helsel D. R., Wanty R. B. (2000). “Arsénico en el agua subterránea de los Estados Unidos: ocurrencia y geoquímica. Agua Subterránea, Pág. 38, 589, 604”.

## ANEXOS

ANEXO A<sub>1</sub>

**LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE PARÁMETROS DE CALIDAD  
ORGANOLÉPTICA ORGANOLÉPTICA**

PARAMETRO	UNIDAD DE MEDIDA	L.M.P
Olor	----	Aceptable
Sabor	----	Aceptable
Color	UCV escala Pt/Co	15
Turbiedad	UNT	5
pH	Valor de pH	6.5 a 8.5
Conductividad (25°C)	µm/cm	1500
Sólidos totales disueltos	mg/L	1000
Cloruros	mg/L	250
Sulfatos	mg/L SO <sub>4</sub> =	250
Dureza total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	500
Amoniaco	mg/L N	1.5
Hierro	mg/L Fe	0.3
Manganeso	mg/L Mn	0.4
Aluminio	mg/L Al	0.2
Cobre	mg/L Cu	2.0
Zinc	mg/L Zn	3.0
Sodio	mg/L Na	200

Fuente: Dirección General de Salud Ambiental Ministerio de Salud,

DS N° 031-2010-SA.Reglamento de la calidad del agua para consumo humano 2010. UCV =

Unidad de color verdadero, UNT = Unidad nefelométrica de turbiedad.

ANEXO A<sub>2</sub>

**LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE PARÁMETROS QUÍMICOS  
INORGÁNICOS Y ORGÁNICOS**

<b>Parámetro Inorgánicos</b>	<b>Unidad de medida</b>	<b>L.M.P</b>
Antimonio	mg/L Sb	0.020
Arsénico	mg/L As	0.010
Bario	mg/L Ba	0.700
Boro	mg/L B	1.500
Cadmio	mg/L Cd	0.003
Cianuro	mg/L CN	0.070
Cloro	mg/L	5.0
Clorito	mg/L	0.7
Clorato	mg/L	0.7
Cromo total	mg/L Cr	0.050
Flúor	mg/L F-	1.00
Mercurio	mg/L Hg	0.001
Níquel	mg/L Ni	0.020
Nitratos	mg/L NO <sub>3</sub>	50.00
Nitritos	mg/L NO <sub>2</sub>	0.20
Plomo	mg/L Pb	0.010
Selenio	mg/L Se	0.010
Molibdeno	mg/L Mo	0.07
Uranio	mg/L U	0.015

Fuente: Dirección General de Salud Ambiental Ministerio de Salud,  
DS N° 031-2010-SA.Reglamento de estándares de calidad del agua  
para consumo humano 2010.

**ANEXO A3****LAS MUESTRAS SE TOMARON DIRECTAMENTE DE LOS SIGUIENTES  
LUGARES**

1. Agua de consumo doméstico en diferentes viviendas,
2. Agua de consumo en ocho diferentes pozos tubulares, que son:
  - Centro Educativo B. Pumacahua
  - Jr. Cuzco
  - Jr. 27 de Julio
  - Jr. Mariano Melgar
  - Jr. 6 de agosto
  - Jr. Arica
  - Jr. Pekosani

## ANEXO A4

## LEY GENERAL DE AGUAS CONTAMINADAS DECRETO 253/79

Artículo 3°- 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.

<b>Olor</b>	<b>No perceptible</b>
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

ANEXOS A<sub>5</sub>

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

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 20. Matriz de Diseño Factorial 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]	20	10	7.5	95.79
2	A	150	10	7.5	95.84
3	B	20	20	7.5	95.84
4	Ab	150	20	7.5	<b>95.88</b>
5	C	20	10	12	95.75
6	Ac	150	10	12	95.79
7	Bc	20	20	12	95.79
8	Abc	150	20	12	95.84

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 21. Matriz de diseño factorial de las aguas de pozo**

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]	20	10	7.5	95.30
2	A	150	10	7.5	95.43
3	B	20	20	7.5	95.26
4	Ab	150	20	7.5	95.39
5	C	20	10	12	95.51
6	Ac	150	10	12	<b>95.64</b>
7	Bc	20	20	12	95.47
8	Abc	150	20	12	95.60

Fuente: Elaboración propia

**Tabla 22. Arsénico recuperado de la muestra tratada con Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>**

% de adsorción de As <sup>+5</sup> de aguas municipales	% de adsorción de As <sup>+5</sup> de aguas de pozo
95.79	95.30
95.84	95.43
95.84	95.26
<b>95.88</b>	95.39
95.75	95.51
95.79	<b>95.64</b>
95.79	95.47
95.84	95.60

ANEXO A<sub>6</sub>

**DATOS EXPERIMENTALES PARA DETERMINAR EL MODELO MATEMATICO  
CON AGUA MUNICIPALES**

Este diseño factorial resume los resultados del ajuste a un modelo estadístico relacionando Capacidad de adsorbente de los factores experimentales. La tabla ANOVA particiona la variabilidad de la capacidad de adsorción de As entre los valores de respuesta observados en varias componentes.

**Tabla 23. Efectos Estimados para Y**

<b>Efecto</b>	<b>Estimado</b>	<b>Error Estd.</b>	<b>V.I.F.</b>
Promedio	21.1588	0.0333776	
A:Velocidad	-0.2125	0.0667551	1.0
B:Tiempo	-0.3875	0.0667551	1.0
C:Ph	C:pH	C:pH	C:pH

Fuente: Statgraphics (2019).

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.

**Tabla 24. Análisis de Varianza para Y**

<b>Fuente</b>	<b>Suma de Cuadrados</b>	<b>de GI</b>	<b>Cuadrado Medio</b>	<b>Razón-F</b>	<b>Valor-P</b>
A:Velocidad	0.0903125	1	0.0903125	10.13	0.0334
B:Tiempo	0.300313	1	0.300313	33.70	0.0044
C:pH	1.33661	1	1.33661	149.97	0.0003
Error total	0.03565	4	0.0089125		
Total (corr.)	1.76289	7			

Fuente: Statgraphics (2019).

R-cuadrada = 97.9777 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 96.4611 por ciento

Error estándar del est. = 0.094406

Error absoluto medio = 0.05875

Estadístico Durbin-Watson = 1.94197 (P=0.3815)

Autocorrelación residual de Lag 1 = -0.248072

Este panel resume los resultados del ajuste a un modelo estadístico relacionando Capacidad de adsorbente de los factores experimentales. 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 = 97.9777 % de la variabilidad en Y.

**Tabla 25. Coeficiente de Regresión para Y**

Coeficiente	Estimado
Constante	22.3489
A:Velocidad	-0.00151786
B:Tiempo	-0.019375
C:pH	-0.0908333

Fuente: Statgraphics (2019).

Esta ventana despliega la ecuación de regresión que se ha ajustado a los datos. La ecuación del modelo ajustado es

$$Y = 22.3489 - 0.00151786 * \text{Velocidad} - 0.019375 * \text{Tiempo} - 0.0908333 * \text{pH}$$

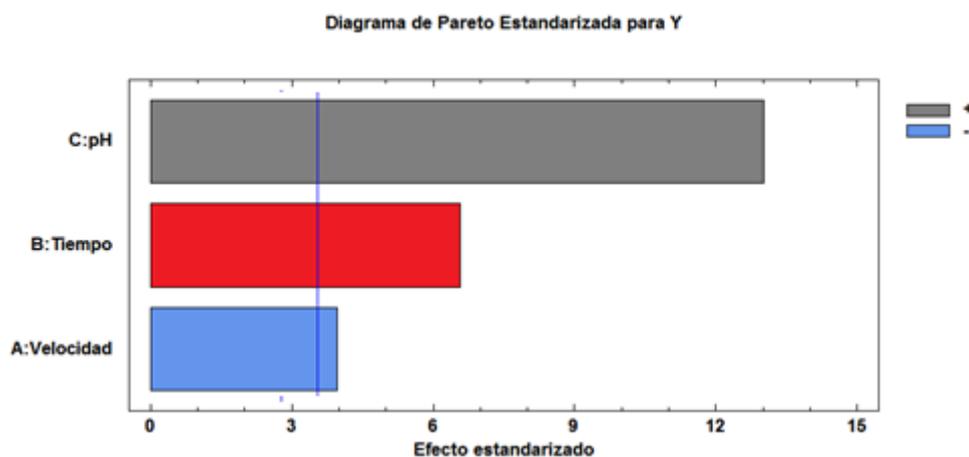
Meta: maximizar Y

Valor óptimo = 95.88

**Tabla 26. Optimizar Respuesta**

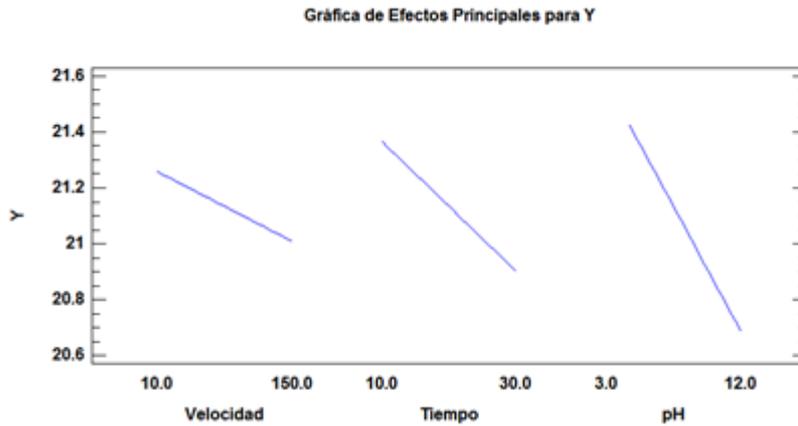
Factor	Bajo	Alto	Óptimo
Velocidad	10.0	150.0	150
Tiempo	10.0	20.0	10.0
pH	7.5	12.0	7.5

Fuente: Statgraphics (2019).



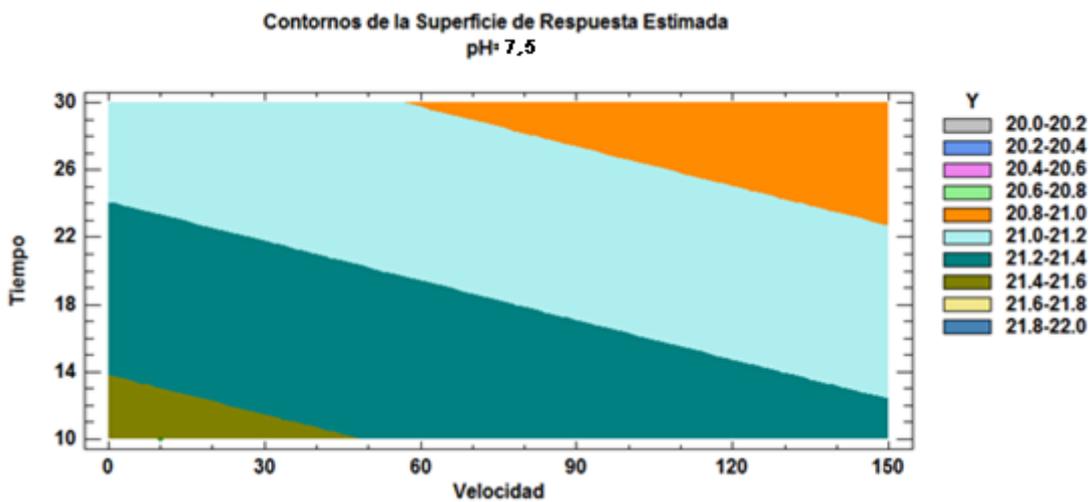
**Figura 7. Diagrama de Pareto estandarizado**

La figura 7 muestra el diagrama de Pareto que es una representación gráfica del análisis de varianza, en él se describe los factores más influyentes en su respectivo orden sobre la adsorción de As. Los efectos del color rojo son directamente proporcionales a la variable respuesta (capacidad de adsorción de As), mientras que los de color plomo y azul son inversamente proporcionales. El diagrama incluye una línea vertical cuya ubicación depende de intervalo de confianza determinado (95 %). todo efecto sobrepase la línea será de considerable significancia para el proceso. Del diagrama se observa claramente que el pH es la variable de mayor influencia, seguido de las cuadraturas del tiempo y velocidad.



**Figura 8. Interacción para Rendimiento**

En la figura 9, se puede visualizar que no existe interacción entre la combinación de las variables, por lo que estas variables son independientes lo que corresponde a la superficie respuesta.



**Figura 9. Contornos de superficie de la respuesta estimada**

Visualizando el gráfico (apolíneas) Figura 9, podemos interpretar lo siguiente: El valor óptimo para el pH es 7.5, para el tiempo es 10 min y para la velocidad 150 rpm.

Esta ventana muestra la ruta ascendente (o descendente). Este es el camino del centro de la región experimental actual a lo largo de la cual la respuesta estimada varía rápidamente con una variación mínima en los factores experimentales. Indica localizaciones buenas para ejecutar experimentos adicionales si su objetivo es aumentar o disminuir Rendimiento.

## ANEXO A7

**DATOS EXPERIMENTALES PARA DETERMINAR EL MODELO  
MATEMÁTICO CON AGUA DE POZO**

Este diseño factorial resume los resultados del ajuste a un modelo estadístico relacionando Capacidad de adsorbente de los factores experimentales. La tabla ANOVA particiona la variabilidad de la capacidad de adsorción de As entre los valores de respuesta observados en varias componentes

**Tabla 27. Efectos estimados para Y**

Efecto	Estimado	Error Estd.	V.I.F.
Promedio	22.1487	0.0933324	
A:Velocidad	-0.3775	0.186665	1.07143
B:Tiempo	-0.6375	0.186665	1.07143
C:pH	-0.9425	0.186665	1.07143

**Fuente: Statgraphics (2019).**

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.

**Tabla 28. Análisis de Varianza para Y**

Fuente	Suma Cuadrados	de Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:Velocidad	0.22801	1	0.22801	4.09	0.1363
B:Tiempo	0.65025	1	0.65025	11.66	0.0420
C:pH	1.42129	1	1.42129	25.49	0.0150
Error total	0.16725	3	0.05575		
Total (corr.)	1.94689	6			

Fuente: Statgraphics (2019).

R-cuadrada = 91.4094 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 82.8187 por ciento

Error estándar del est. = 0.236114

Error absoluto medio = 0.127143

Este panel resume los resultados del ajuste a un modelo estadístico relacionando Capacidad de adsorbente de los factores experimentales. 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 = 91.4094 % de la variabilidad en Y.

**Tabla 29. Coeficiente de regresión para Y**

Coeficiente	Estimado
constante	23.7874
A:Velocidad	-0.00269643
B:Tiempo	-0.031875
C:pH	-0.104722

Fuente: Statgraphics (2019).

Esta ventana despliega la ecuación de regresión que se ha ajustado a los datos. La ecuación del modelo ajustado es

$$Y = 23.7874 - 0.00269643 * \text{Velocidad} - 0.031875 * \text{Tiempo} - 0.104722 * \text{pH}$$

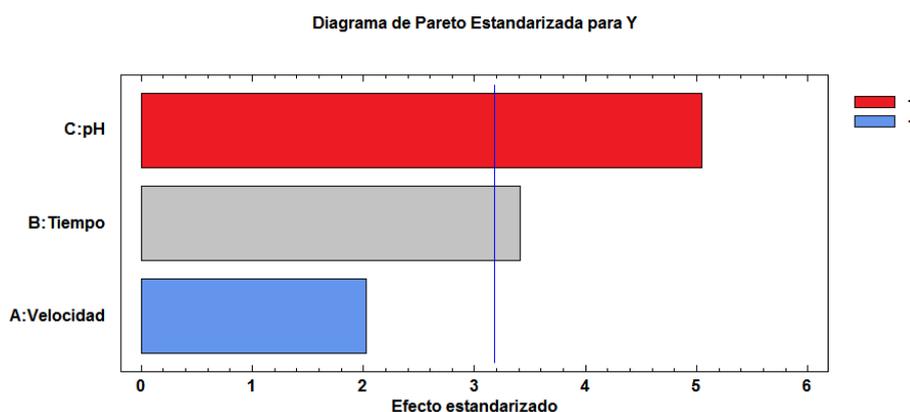
Meta: maximizar Y

Valor óptimo = 95,64

**Tabla 30. Optimizar Respuesta**

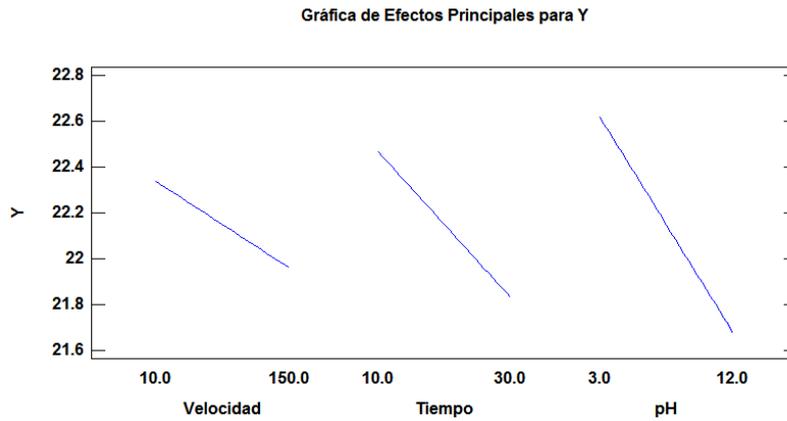
Factor	Bajo	Alto	Óptimo
Velocidad	10.0	150.0	150.0
Tiempo	10.0	20.0	20.0
pH	7.5	12.0	7.5

Fuente: Statgraphics (2019).



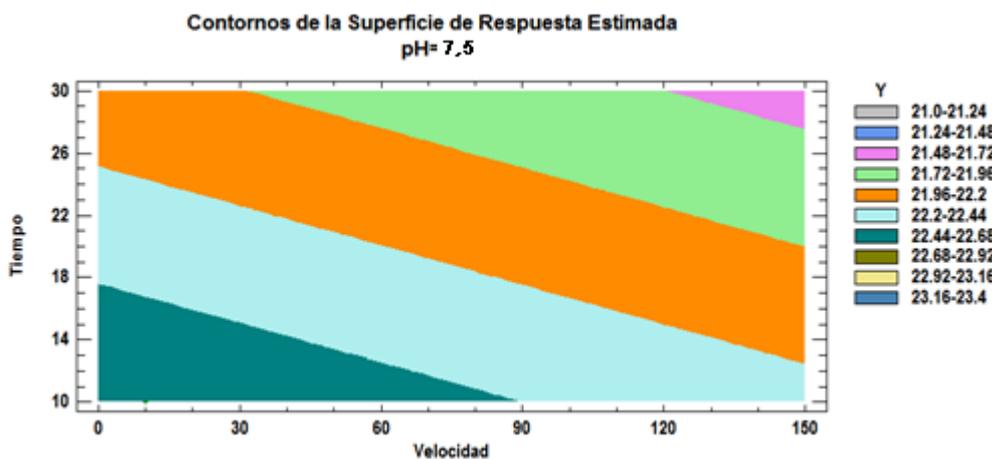
**Figura 10. Diagrama de Pareto estandarizado**

La figura 10 muestra el diagrama de Pareto que es una representación gráfica del análisis de varianza, en él se describe los factores más influyentes en su respectivo orden sobre la adsorción de As. Los efectos del color rojo son directamente proporcionales a la variable respuesta (capacidad de adsorción de As), mientras que los de color plomo y azul son inversamente proporcionales. El diagrama incluye una línea vertical cuya ubicación depende de intervalo de confianza determinado (95 %). todo efecto sobrepase la línea será de considerable significancia para el proceso. Del diagrama se observa claramente que el pH es la variable de mayor influencia, seguido de las cuadraturas del tiempo y velocidad.



**Figura 11. Interacción para rendimiento**

En la figura 11, se puede visualizar que no existe interacción entre la combinación de las variables, por lo que estas variables son independientes lo que corresponde a la superficie respuesta.



**Figura 12. Contornos de superficie de la Respuesta Estimada**

Visualizando el gráfico (apolíneas) Figura 12, podemos interpretar lo siguiente: El valor óptimo para el pH es 7.5; para el tiempo es 10 min y para la velocidad 10 rpm.

Esta ventana muestra la ruta ascendente (o descendente). Este es el camino del centro de la región experimental actual a lo largo de la cual la respuesta estimada varía rápidamente con una variación mínima en los factores experimentales. Indica localizaciones buenas para ejecutar experimentos adicionales si su objetivo es aumentar o disminuir Rendimiento.

ANEXO A<sub>8</sub>LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE PARÁMETROS DE CALIDAD  
ORGANOLÉPTICA

PARAMETRO	UNIDAD MEDIDA	DE	L.M.P
Olor	----		Aceptable
Sabor	----		Aceptable
Color	UCV escala Pt/Co		15
Turbiedad	UNT		5
pH	Valor de pH		6.5 a 8.5
Conductividad (25°C)	µm/cm		1500
Sólidos totales disueltos	mg/L		1000
Cloruros	mg/L		250
Sulfatos	mg/L SO <sub>4</sub> =		250
Dureza total	mg/L CaCO <sub>3</sub>		500
Amoniaco	mg/L N		1.5
Hierro	mg/L Fe		0.3
Manganeso	mg/L Mn		0.4
Aluminio	mg/L Al		0.2
Cobre	mg/L Cu		2.0
Zinc	mg/L Zn		3.0
Sodio	mg/L Na		200

**Fuente:** Dirección General de Salud Ambiental Ministerio de Salud, DS N° 031-2010-SA.Reglamento de la calidad del agua para consumo humano 2010.  
UCV = Unidad de color verdadero, UNT = Unidad nefelométrica de turbiedad

ANEXO A<sub>9</sub>

**LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE PARÁMETROS  
QUÍMICOS INORGÁNICOS Y ORGÁNICOS**

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad de medida</b>	<b>L.M.P</b>
<b>Inorgánicos</b>		
Antimonio	mg/L Sb	0.020
<b>Arsénico</b>	<b>mg/L As</b>	<b>0.010</b>
Bario	mg/L Ba	0.700
Boro	mg/L B	1.500
Cadmio	mg/L Cd	0.003
Cianuro	mg/L CN	0.070
Cloro	mg/L	5.0
Clorito	mg/L	0.7
Clorato	mg/L	0.7
Cromo total	mg/L Cr	0.050
Flúor	mg/L F-	1.00
Mercurio	mg/L Hg	0.001
Níquel	mg/L Ni	0.020
Nitratos	mg/L NO <sub>3</sub>	50.00
Nitritos	mg/L NO <sub>2</sub>	0.20
Plomo	mg/L Pb	0.010
Selenio	mg/L Se	0.010
Molibdeno	mg/L Mo	0.07
Uranio	mg/L U	0.015

**Fuente:** Dirección General de Salud Ambiental Ministerio de Salud, DS N°

031-2010-SA.Reglamento de estándares de calidad del agua para consumo humano 2010.

## ANEXO A10

Criterios referenciales de calidad para aguas subterráneas, considerando un suelo con contenido de arcilla entre (0-25,0) % y de materia orgánica entre (0 - 10) %.

<b>Parámetros</b>	<b>Expresado como</b>	<b>Unidad</b>	<b>Límite máximo Permisible</b>
Arsénico (total)	As	mg/l	0.035
Bario	Ba	mg/l	0.338
Cadmio	Cd	mg/l	0.32
Cianuro (total)	CN-	mg/l	7.53
Cobre	Cu	mg/l	0.045
Mercurio (total)	Hg	mg/l	0.00018
Níquel	Ni	mg/l	0.045
Plomo	Pb	mg/l	0.045
Zinc	Zn	mg/l	0.433

Fuente: Reglamento de estándares de calidad del agua para consumo humano 2010.

ANEXO A11



Foto 1. Pesando el coagulante  $Al_2(SO_4)_3$  y el floculante  $Ca(OH)_2$



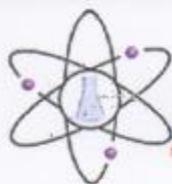
Foto 2. Preparación de las muestras para la coagulación



Foto 4. Equipo de Prueba de jarras



Muestras de agua libres de arsénico, listos para su análisis



**RHLAB S.A.C.**  
SERVICIOS ANALITICOS QUIMICO - METALURGICO

RH-M26-450

**INFORME DE ENSAYO**

**DATOS DEL CLIENTE**  
A SOLICITUD DE : Sr. CESAR LALO TINTAYA QUISPE  
ASUNTO : Determinación Analítica del contenido metálico total en la muestra

**CARACTERISTICAS Y CONDICIONES DE LA MUESTRA**  
DENOMINACIÓN DE LA MUESTRA : Agua Pozo Huancané  
Agua Potable Huancané

**CANTIDAD DE MUESTRAS** : 02  
**UBICACIÓN** : Norte 8315679.94; Este 418529.79  
**SOLICITUD DE ENSAYO** : Análisis Químico elemento Arsénico (As)  
**MOTIVO** : Absorción de arsénico de las aguas municipales y de los pozos domésticos en la ciudad de Huancané por coagulación-floculación

**RECEPCIÓN DE MUESTRAS** : vidrio, debidamente conservado  
**FECHA DE REALIZACIÓN DEL ENSAYO** : 24/05/2019 al 04/06/2019

**DETALLE DEL INFORME**

**RESULTADO DE ENSAYO**

N°	N° RH	Código de Cliente	Arsénico (As)
			mg/Lt
1	RH-M32-498	Agua Pozo Huancané	0,059
2	RH-M32-499	Agua Potable Huancané	0,057

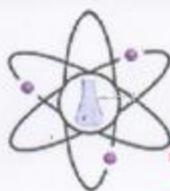
Los resultados obtenidos y que se consignan en el presente informe corresponden al ensayo solicitado en las muestras recibidas del cliente.

**MÉTODOS DE REFERENCIA**

- Determinación de Arsénico (As) en muestras de agua – Método Absorción Atómica



*Fidel Huaynacosta Luque*  
CIP 157755  
GERENTE DE OPERACIONES



**RHLAB S.A.C.**  
SERVICIOS ANALÍTICOS QUÍMICO - METALÚRGICO

RH-M26-472

### INFORME DE ENSAYO

**DATOS DEL CLIENTE**  
 A SOLICITUD DE : Sr. CESAR LALO TINTAYA QUISPE  
 ASUNTO : Determinación Analítica del contenido metálico total en la muestra  
 CARACTERÍSTICAS Y CONDICIONES DE LA MUESTRA : Agua Pozo Huancané  
 DENOMINACIÓN DE LA MUESTRA : Agua Potable Huancané  
 CANTIDAD DE MUESTRAS : 16  
 UBICACIÓN : Norte 8315679.94; Este 418529.79  
 SOLICITUD DE ENSAYO : Análisis Químico elemento Arsénico (As)  
 MOTIVO : Adsorción de arsénico de las aguas municipales y de los pozos domésticos en la ciudad de Huancané por coagulación-floculación  
 RECEPCIÓN DE MUESTRAS : Botella de vidrio, debidamente conservado  
 FECHA DE REALIZACIÓN DEL ENSAYO : 09/07/2019 al 10/07/2019  
**DETALLE DEL INFORME**

#### RESULTADO DE ENSAYO

As <sup>5</sup> recuperado de las aguas municipales		As <sup>5</sup> recuperado de las aguas de pozo	
(mg/L)	% de As <sup>5</sup>	(mg/L)	% de As <sup>5</sup>
0,00240	95.79	0,00277	95.30
0,00237	95.84	0,00269	95.43
0,00237	95.84	0,00279	95.26
0,00235	95.88	0,00272	95.39
0,00242	95.75	0,00265	95.51
0,00240	95.79	0,002757	95.64
0,00240	95.79	0,00267	95.47
0,00237	95.84	0,00260	95.60

Los resultados obtenidos y que se consignan en el presente Informe corresponden al ensayo solicitado en las muestras recibidas del cliente.

#### MÉTODOS DE REFERENCIA

- × Determinación de Arsénico (As) en muestras de agua – Método Adsorción Atómica



*Fidel Huaynapiña Luque*  
 CIP 167736  
 GERENTE DE OPERACIONES