

Universidad
Autónoma
Metropolitana



Casa abierta al tiempo **Azcapotzalco**

CBI DIVISION DE
CIENCIAS BASICAS
E INGENIERIA

UAM - Azcapotzalco

Posgrado en Ciencias e Ingeniería Ambientales

Evaluación del proceso de remoción de arsénico en agua por
ferro-oxidación y propuesta de tratamiento de los
subproductos generados

Tesis para obtener el grado de
Maestra en Ciencias e Ingeniería
Ambientales,
Presenta:

Ing. Iliana Dennise Garcés Mendoza

Asesora:

Dra. Mabel Vaca Mier

México, D.F. Febrero, 2015.

Resumen

La contaminación del agua potable con arsénico es un problema de preocupación mundial. En México se han registrado concentraciones de arsénico superiores a 50 µg/L en el agua potable de 13 estados de la república y se estima que 450,000 personas se encuentran expuestas a dicha concentración.

Actualmente existen diversas tecnologías empleadas en el abatimiento del arsénico presente en el agua de consumo humano; sin embargo, algunas de ellas presentan costos elevados en el tratamiento de aguas contaminadas con este metal, por lo que las tecnologías económicas y eficientes presentan ser una alternativa viable ante los tratamientos existentes.

En este trabajo se presenta el estudio del proceso de ferro-oxidación como tratamiento para aguas contaminadas con arsénico mediante la utilización de virutas de hierro. El objetivo fue evaluar el proceso de ferro-oxidación del arsénico presente en una muestra de agua, así como determinar la influencia del pH (3, 5 y 7) y de la concentración de contaminante (2000, 4000 y 8000 mg/L de As (III) y As (V)) en la eficiencia del proceso. Se realizaron distintas pruebas cambiando en cada una la concentración y especie de arsénico, así como el pH inicial. Para la evaluación se utilizaron dos tipos de aguas, una muestra preparada en el laboratorio (sintética) y una muestra obtenida de un acuífero contaminado con arsénico (problema). Se determinó la eficiencia del proceso por muestra. Finalmente, se propuso un tratamiento para los subproductos generados en el proceso tales como lodos, virutas gastadas y neblinas destacando el empleo del encapsulamiento y la neutralización como métodos de control.

Las mayores eficiencias reportadas con As (III) fueron a pH 7 y a una concentración inicial de 2000 mg/L en tanto que para el As (V) fueron obtenidas a 4000 mg/L y pH 7. Todas las pruebas presentaron eficiencias superiores al 80%, para ambas especies de arsénico. Las mayores eficiencias se encontraron con la especie de As (V), debido a que el hierro, Fe (0), presenta una mayor afinidad para ésta especie que para las especies de As (III).

Se caracterizó la muestra de agua proveniente de un acuífero somero contaminado por una industria ubicado en el área metropolitana de la Ciudad de México y se determinó una concentración inicial de arsénico de $1,800 \pm 208$ mg/L, asimismo, se encontró la presencia de otros metales, tales como Cu y Ni, con un contenido inicial de $12,180 \pm 790$ mg/L y 849 ± 98 mg/L, respectivamente, con un pH inicial en el rango de 1.74 a 3.04. El proceso de ferro-oxidación para esta muestra se llevó a cabo de la misma manera que para las muestras de aguas sintéticas y la eficiencia de remoción de arsénico fue del 99 % para la prueba llevada a cabo con un pH inicial de 7. Todas las eficiencias reportadas en esta prueba fueron superiores al 90%.

Las mayores eficiencias de remoción de As (V) se alcanzaron con tiempos de reacción de 48 horas, mientras que para obtener eficiencias similares con As (III) se requirió de 72 horas de reacción.

El pH, la concentración de arsénico, las características químicas del agua y el tiempo fueron componentes determinantes en la eficiencia del proceso.

Por otro lado, en el proceso de encapsulamiento los experimentos realizados con cemento Portland reportaron resultados cercanos al 100%, después de la extracción PECT, la cantidad de As lixiviado fue menor al límite máximo permisible establecido en la NOM-052-SEMARNAT-2005, lo que indicó que el atrapamiento de las virutas de hierro en la matriz del cilindro de cemento resultó ser un mecanismo adecuado para el control de los subproductos sólidos generados en las pruebas. Asimismo, se encontró que la cantidad de neblinas de arsénico producidas en el proceso fue menor a 25 mg/L, por lo que se propuso la recirculación de éstas dentro del mismo reactor como método de control.

Palabras clave:

Virutas de hierro, remoción, arsénico (III) y (V), eficiencia, pH, tiempo de reacción.

Dedicatoria

*Esta tesis está dedicada a Graciela, Martín y Joy, mis
padres y hermana, quienes me han dado el amor, el apoyo,
la paciencia y las ganas para continuar con todos mis
propósitos de vida y que siempre han estado y estarán
conmigo en todo momento.*

Los amo.

Agradecimientos

En esta tesis quiero agradecer a todas las personas que de no ser por ellas y todo su apoyo no hubiera podido llevar a cabo este proyecto, primero que nada quiero agradecer a Dios, por estar conmigo hasta en los tiempos más difíciles y darme las fuerzas necesarias para continuar.

A toda mi familia, en especial a mi tía Reyna Garcés quien me ha dado ánimos y apoyo para realizar cualquier actividad.

A mi asesora, la Dra. Mabel Vaca por todo su apoyo, sus correcciones y enseñanzas; las cuales, me han ayudado a ser mejor cada día no sólo en el ámbito académico sino también en el personal. Gracias Dra.

A la Dra. María Neftali Rojas Valencia por sus observaciones, correcciones y consejos durante la revisión de éste trabajo. Gracias Dra. Neftali.

A la Dra. Violeta Mugica, Coordinadora del Posgrado de Ciencias Básicas e Ingeniería Ambientales por todo el apoyo y facilidades brindadas durante la maestría; así como por la revisión y corrección de éste trabajo. Gracias por todo el apoyo Dra. Violeta.

A el Dr. Julio Flores por su revisión y consejos; así como, por su buen humor. Gracias Dr. Julio.

A mis amigos de la carrera, de la maestría, del laboratorio, en fin a todos y cada uno de mis amigos los cuales son tantos que me sería difícil nombrar a cada uno de ellos. Sin embargo, quiero agradecer de manera especial a Miguel Ángel Flores Baca y a Silvia Martínez Venegas por sus sabios consejos y por toda su ayuda durante mi estancia en el laboratorio. A José Luis Contreras Ruíz por haberme apoyado incondicionalmente durante la Ingeniería y Maestría. Gracias a todos.

A mis amigas Aracely y María Luisa por su amistad, consejos y apoyo, así como a todos mis amigos del Área Eléctrica.

A Edgar, Perla y Juan Carlos por sus consejos y ayuda. Son unas personas increíbles, gracias por todo.

A José Arturo Trujano Ordaz por ser una maravillosa persona y apoyarme durante la conclusión de la maestría, gracias por formar parte de mi vida.

A la UAM-Azcapotzalco y a todos mis profesores por formarme profesionalmente.

Y por último al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (**CONACYT**), por la beca otorgada.

Contenido

Resumen.....	ii
Dedicatoria	iv
Agradecimientos.....	v
Contenido	vii
Índice de Figuras.....	x
Índice de Gráficas	xi
Índice de Tablas.....	xii
Índice de Ecuaciones	xiv
1. Introducción.....	17
1.1. Antecedentes	17
1.2. Justificación.....	20
2. Objetivos	24
2.1. Objetivo general	24
2.2. Objetivos específicos	24
2.3. Hipótesis	24
Capítulo 3.....	25
3. Revisión del estado del arte	26
3.1 Metales pesados	26
3.2. El agua.....	27
3.3. Contaminación del agua por arsénico y metales pesados	29
3.3.1 Principales fuentes de contaminación por arsénico y metales pesados	30
3.3.2. Contaminación por arsénico	32
3.3.3 Toxicidad del arsénico	35
3.3.4. Regulaciones de contenido de arsénico en agua potable.....	37
3.4 Tecnologías de remediación para aguas contaminadas con metales pesados	38
3.4.1. Tecnologías tradicionales	38

3.4.2. Tecnologías emergentes	45
3.5. Virutas de hierro.....	53
3.6. Residuos peligrosos.....	54
3.6.1. Tratamiento de residuos peligrosos.....	54
3.6.2. Encapsulamiento	56
Capítulo 4.....	58
4. Metodología.....	59
4.1 Métodos experimentales	59
4.1.1. Caracterización de las virutas de hierro.....	61
4.1.2. Caracterización química del agua.....	61
4.1.3. Obtención de la muestra de agua sintética.....	61
4.1.4. Obtención de la muestra de agua problema.....	61
4.1.5. Experimentos en reactores por lotes	62
4.1.6. Diseño de experimentos	62
4.1.7. Proceso de ferro-oxidación en una muestra de agua contaminada con arsénico	63
4.1.8. Remoción del As (III) y As (V) en solución simple	64
4.1.9. Tratamiento de los subproductos generados.....	65
4.1.10. Encapsulamiento de residuos.....	65
4.2 Metodología estadística	68
4.3 Métodos analíticos	68
4.3.1 pH.....	68
4.3.2 Digestión ácida	68
4.3.2 Espectrofotometría de absorción atómica.....	68
Capítulo 5.....	69
5. Resultados y discusión.....	70
5.1 Caracterización de las virutas de hierro	70
5.1.1. Caracterización química	70
5.2. Caracterización química del agua problema	71
5.3 Proceso de ferro-oxidación	71
5.3.1. Remoción del As (III), As (V) en soluciones simples.....	72

5.3.2. Remoción de As (III/V) en soluciones multicomponentes.	82
5.4 Variación del pH.....	84
5.4.1. Variación del pH en soluciones simples.....	84
5.3. Variación del pH en solución multicomponente.	88
5.5 Estudio de la eficiencia del proceso de ferro-oxidación en la eliminación de arsénico.	90
5.5.1. Remoción del As (III) y As (V) en soluciones simples.....	90
5.5.2. Eficiencia de remoción del As (III/V) en soluciones multicomponentes	93
5.6 Tratamiento de los subproductos	95
5.6.1 Encapsulamiento de virutas	96
5.6.2. Control de vapores.....	98
5.7. Análisis estadístico.....	101
5.7.1. Análisis estadístico del proceso de ferro-oxidación	101
6. Conclusiones.....	106
7. Recomendaciones.....	110
8. Referencias	112

Índice de Figuras

Figura 3. 1. Contraste regional entre el desarrollo y agua renovable	28
Figura 3. 2. Principales fuentes antropogénicas de arsénico y metales pesados .	30
Figura 3. 3 Origen de la contaminación del suelo por arsénico y metales pesados	31
Figura 3. 4. Diagrama de Pourbaix del arsénico en medio acuoso.	33
Figura 3. 5 Esquema general del ciclo biogeoquímico del As en la geósfera: flujos y principales reservorios.....	34
Figura 3. 6 Esquema del proceso de remoción de arsénico presente en agua empleando hierro cero	49
Figura 4. 1 Diagrama de flujo de la metodología.....	60
Figura 5. 1. Esquema del proceso implementado para el control de vapores de arsénico.....	99
Figura 5. 2. Esquema del proceso propuesto para el control de los vapores de arsénico.....	100

Índice de Gráficas

Gráfica 5. 1. Proceso de ferro-oxidación para concentración inicial de As (III) de 2000 mg/L con diferentes valores de pH.....	73
Grafica 5. 2. Proceso de ferro-oxidación para concentración inicial de As (III) de 4000 mg/L con diferentes valores de pH.....	74
Gráfica 5. 3. Proceso de ferro-oxidación para concentración inicial de As (III) de 8000 mg/L con diferentes valores de pH.....	75
Grafica 5. 4. Decaimiento de la concentración de As (III) a través del tiempo. Prueba 1: 2000 mg/L, Prueba 2: 4000 mg/L y Prueba 3: 8000 mg/L.	76
Gráfica 5. 5. Proceso de ferro-oxidación para concentración inicial de As (V) de 2000 mg/L con diferentes valores de pH.....	77
Gráfica 5. 6. Proceso de ferro-oxidación para una concentración inicial de As (V) de 4000 mg/L con diferentes valores de pH.....	78
Gráfica 5. 7. Proceso de ferro-oxidación para una concentración inicial de As (V) de 8000 mg/L con diferentes valores de pH.....	79
Grafica 5. 8. Decaimiento de la concentración de As (V) a través del tiempo. Prueba A: 2000 mg/L, Prueba B: 4000 mg/L y Prueba C: 8000 mg/L.	81
Gráfica 5. 9. Proceso de ferro-oxidación para la muestra de agua problema a diferentes valores de pH.	82
Gráfica 5. 10. pH vs tiempo de reacción, [As (III)]= 2000 mg/L	85
Gráfica 5. 11. .pH vs tiempo de reacción, [As (III)]= 4000 mg/L	85
Gráfica 5. 12. pH vs tiempo de reacción, [As (III)]= 8000 mg/L	86
Gráfica 5. 13. pH vs tiempo de reacción, [As (V)]= 2000 mg/L.....	87
Gráfica 5. 14. pH vs tiempo de reacción, [As (V)]= 4000 mg/L.....	87
Gráfica 5. 15. pH vs tiempo de reacción, [As (V)]= 8000 mg/L.....	88
Gráfica 5. 16. pH vs tiempo de reacción, muestra de agua problema.....	89

Índice de Tablas

Tabla 3. 1	Minerales de arsénico más frecuentes en suelos.....	32
Tabla 3. 2	Límite máximo permisible de arsénico en agua potable, por país.....	37
Tabla 3. 3	Eficiencia de coagulantes en la remediación de arsénico.	41
Tabla 3. 4	Ventajas y limitaciones de las tecnologías convencionales para remover arsénico del agua.	44
Tabla 3. 5	Ventajas y limitaciones de las tecnologías emergentes.	52
Tabla 3. 6.	Ventajas y desventajas del encapsulamiento de residuos	57
Tabla 4. 1.	Diseño experimental para el agua sintética.....	63
Tabla 4. 2.	Diseño experimental para la muestra del agua problema	63
Tabla 4. 3.	Pruebas realizadas con As (III).....	64
Tabla 4. 4.	Pruebas realizadas con As (V)	65
Tabla 4. 5.	Pruebas realizadas con la muestra de agua problema.....	65
Tabla 4. 6	Pruebas de encapsulamiento	66
Tabla 5. 1.	Composición de la viruta de hierro	70
Tabla 5. 2.	Caracterización química del agua problema	71
Tabla 5. 3.	Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba 1.....	91
Tabla 5. 4.	Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba 2.....	91
Tabla 5. 5.	Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba 3.....	91
Tabla 5. 6.	Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba A	92
Tabla 5. 7.	Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba B	92

Tabla 5. 8. Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba C.	92
Tabla 5. 9. Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la muestra de agua problema.....	94
Tabla 5. 10. Miligramos de metal fácilmente lixiviable por litro de lixiviado PECT* 96	
Tabla 5. 11. Prueba PECT* de las virutas para la muestra de agua problema	97
Tabla 5. 12. Porcentaje de encapsulamiento de las virutas de hierro utilizadas en el proceso, por muestra realizada.	98
Tabla 5. 13. Concentración de arsénico en las neblinas.	99
Tabla 5. 14. Análisis de varianza por efecto para determinar la eficiencia del proceso	102
Tabla 5. 15. Variabilidad de la eficiencia debida a la interacción entre los diferentes factores del proceso	103
Tabla 5. 16. Análisis de varianza por efecto para determinar la eficiencia del proceso en una muestra de agua problema	104

Índice de Ecuaciones

Ecuación 1. Reacción de oxidación del arsénico con cloro	39
Ecuación 2. Reacción de oxidación del arsénico con dióxido de cloro	39
Ecuación 3. Reacción de oxidación del arsénico con cloramida	39
Ecuación 4. Reacción de oxidación del arsénico con ozono	39
Ecuación 5. Reacción de oxidación del arsénico con peróxido de hidrógeno	39
Ecuación 6. Reacción de oxidación del arsénico con permanganato.....	39
Ecuación 7. Reacción de oxidación del arsénico con ferrato	39
Ecuación 8. Reacción de formación del Fe^{2+}	50
Ecuación 9. Reacción de oxidación del Fe^{2+} a Fe^{3+}	50
Ecuación 10. Reacción de formación del Fe^{3+}	50
Ecuación 11. Reacción de formación del $Fe(OH)_3$	50
Ecuación 12. Reacción de formación y precipitación del $Fe(OH)_3 As^{(3+/5+)}$	50
Ecuación 13. Reacción de oxidación del Fe^0	50
Ecuación 14. Reacción de reducción del O_2	50
Ecuación 15. Reacción de reducción del H^+	50
Ecuación 16. Reacción de formación de $Fe_2(OH)$	51
Ecuación 17. Reacción de formación de $Fe_3(OH)$	51
Ecuación 18. Reacción de formación de $FeOOH, Fe_2O_3, Fe_3O_4$	51
Ecuación 19. Porcentaje de encapsulamiento del hierro.....	67

Abreviaturas

ppm	partes por millón, equivale a mg/litro
ppb	partes por billón, equivale a $\mu\text{g/litro}$
LMP	Límite Máximo Permisible
C_i	concentración inicial
C_f	concentración final
V	volumen del lecho, m^3
m	masa del sólido, kg
T	temperatura, $^{\circ}\text{C}$

Nota: En esta tesis se emplea el Sistema Internacional de Unidades, el punto decimal y el idioma español.

Introducción

Antecedentes, Justificación

1. Introducción

1.1. Antecedentes

El impacto generado por la industria sobre el ambiente se ha incrementado conforme al crecimiento de la producción. Las actividades industriales que más afectan el ambiente son la industria de la química básica, petroquímica y la industria minera metalúrgica, que en total representan más de la mitad de la contaminación del suelo y por ende del agua circundante (INECC, 2007).

Dentro de la contaminación derivada de la industria minera metalúrgica, se tiene la presencia de metales pesados, metales de transición y metaloides, como el arsénico (INECC, 2009).

El arsénico es un contaminante ampliamente distribuido en la corteza terrestre. Su presencia en el agua subterránea puede ser el resultado de la dilución natural de minerales en los estratos inferiores de la corteza terrestre, así como también puede encontrarse por lixiviación de suelos contaminados (Gieré *et al.*, 2003; Galán y Romero, 2008; Bourgeois y Barragán, 2010).

El arsénico se ha empleado también en la fabricación de cerámicos, colorantes, curtiembre, joyería, medicamentos, pinturas, pirotecnia, plaguicidas, vidrio, químicos y preservadores de madera (Galvão y Corey, 1987).

La Organización Mundial de la Salud ha clasificado al arsénico (As) como una de las diez sustancias químicas de preocupación para la salud pública por lo que ha establecido como límite máximo permisible 10 µg/L de arsénico en agua potable (OMS, 2013). Está clasificado como un carcinógeno del grupo 1 (IARC, 2004); el consumo de agua rica en arsénico, durante largos periodos, provoca severos efectos a la salud, uno de ellos es el hidroarsenismo crónico regional endémico, HACRE, una enfermedad con alta incidencia en Asia y Latinoamérica (Galvão y Corey, 1987; EPA, 2012; Litter *et al.*, 2010). De igual manera puede llegar a causar otros padecimientos: las afecciones a la piel, daños gastrointestinales y diferentes tipos de cáncer (ATSDR, 2007).

Las concentraciones peligrosas de arsénico en aguas naturales son un problema que afecta a todo el mundo (Mohan y Pittman, 2007; Castro de Esparza, 2006). En América Latina se estima que aproximadamente 14 millones de personas están expuestas a ingerir el arsénico contenido en el agua potable (Bundschuh *et al.*, 2012).

En México en el año de 1994 la norma NOM-127-SSA1-1994, "salud ambiental, agua para uso y consumo humano, límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización", establecía una concentración máxima de 0.050 mg/L de arsénico, para el año 2000 la norma fue modificada y el límite máximo permisible de As en agua potable se redujo a 0.025 mg/L (DOF, 2000).

Dentro de las actividades industriales, las minero metalúrgicas son las principales responsables de la contaminación del agua potable con arsénico del país, en los últimos años se han reportado concentraciones elevadas de As en el agua de 13 estados de la República Mexicana. Se ha identificado la presencia de arsénico en acuíferos de los estados de Hidalgo, Durango, Coahuila, Sonora, Zacatecas, Chihuahua, Baja California Sur, Estado de México, Toluca, Guanajuato y Tlaxcala (Armienta y Rodríguez, 2005; Rodríguez, 2012; Hernández-García *et al.*, 2008; Espino-Valdés *et al.*, 2009; Naranjo, 2004; Magdaleno y Martín, 2014; Ortega-Guerrero, 2009; Armienta y Segovia, 2008; Litter *et al.*, 2010; García-Nieto *et al.*, 2011). Se estima que 450,000 personas en México se encuentran expuestas a concentraciones de As mayores a 50 µg/L (Bundschuh *et al.*, 2012).

Con base en lo anterior, es necesario separar esta sustancia del agua a través de un tratamiento de costo accesible. Existen numerosos procesos que separan metales pesados de las soluciones acuosas, entre ellos, la coagulación-precipitación, la adsorción, el intercambio iónico y los procesos de membrana (Litter *et al.*, 2010; Castro de Esparza, 2005; Estrada, 2009). Sin embargo, la factibilidad de aplicación de estos tratamientos está limitada por las dificultades inherentes a su instrumentación, mantenimiento y por sus altos costos asociados. Por lo que, recientemente las investigaciones de las llamadas tecnologías

emergentes han ido en aumento por ser económicas, eficientes y de fácil manejo; dentro de dichas tecnologías se tiene, la remediación *in situ*, el hierro (Fe) valencia cero, las nanopartículas de hierro valencia cero, los materiales geológicos como adsorbentes naturales, los métodos biológicos, la oxidación fotoquímica, la fotocatalisis heterogénea reductiva con TiO_2 , y la oxidación de As por luz (Litter *et al.*, 2010; Fernández-Turiel *et al.*, 2005, Chávez y Miglio, 2011; Cortina *et al.*, 2010).

Estudios realizados han demostrado la posibilidad de utilizar hierro como medio reactivo en la eliminación de diversos contaminantes. Asimismo, se ha reportado en la literatura que en la remoción del arsénico, el As (V) es el que presenta una mejor separación ante el As (III), por lo que es recomendable llevar a cabo una oxidación previa del arsénico (OPS, 2007) para la posterior aplicación del Fe en su remoción.

Los costos de la utilización de hierro en la eliminación de metales son accesibles y actualmente se investigan y desarrollan sistemas prácticos y diferentes para eliminar el arsénico del agua potable. Como ejemplos se pueden mencionar:

- Las sales de hierro han sido utilizadas como coagulantes en el proceso de eliminación de arsénico del agua potable. Las eficiencias de remoción reportadas son; del 40-70 % para As (III), mientras que para el As (V) la remoción es cercana al 100% (Chwirka *et al.*, 2000).
- La adsorción es uno de los métodos más eficientes para eliminar As (V) presente en agua de consumo humano. En los Estados Unidos de América el 49% del agua potable es tratada por adsorción con alúmina activada o carbón activado para retirar contaminantes a niveles traza como el arsénico. Recientemente se ha encontrado que los adsorbentes con base en Fe (III) representan una excelente alternativa debido a sus altas capacidades de adsorción (Litter *et al.*, 2010).

- Investigaciones recientes apuntan a la utilización de partículas y nanopartículas de hierro valencia cero, Fe (0) como material reactivo en la eliminación de As (V) en solución acuosa (Cortina *et al.*, 2010; Dong *et al.*, 2012).
- Stacy y Craig en el 2007 reportaron la utilización de escorias de hierro de fundición como material de barreras reactivas en la eliminación de arsénico del agua subterránea. El arsénico fue removido de una concentración inicial de 1000 mg/L a 100 mg/L en 24 horas de contacto a nivel laboratorio.

La desventaja de los tratamientos existentes es la generación de residuos sólidos y líquidos tóxicos, así como, la producción de lodos de depuración con altas concentraciones de arsénico generados en las etapas de procesamiento, por lo que el tratamiento de dichos residuos debe de ser considerado. (Sandoval y Jáuregui, 2002; Jáuregui, 2006; Höll y Litter, 2010).

1.2. Justificación

La disponibilidad natural del agua en las cuencas hidrológicas es el resultado del balance entre la precipitación, la evapotranspiración, el escurrimiento superficial y la infiltración que recarga los acuíferos. En México, los recursos de agua por habitante al año se han reducido de manera constante y considerable. En el año de 1950 el país contaba con casi 18,000 m³/hab/año actualmente se estima una disponibilidad total de 4,230 m³/hab/año y la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) prevé que dentro de siete años la existencia del líquido será de 3,500 m³/hab/año, esta alarmante reducción es causada por el consumo, uso y desperdicio del agua así como también por la sobre explotación y contaminación de la misma (CONAGUA, 2012).

La contaminación del agua potable por metales y metaloides reviste un interés particular, ya que su presencia en pequeñas concentraciones ocasiona

graves problemas en el ambiente como en los organismos vivos, incluyendo al hombre (OMS, 2013). El arsénico es un metaloide que se encuentra frecuentemente en las aguas subterráneas de México (Armienta y Segovia, 2008).

La contaminación del agua natural con arsénico es causada principalmente por las actividades mineras, sin embargo el arsénico se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre con una concentración promedio de 0.1 a 9.3 mg/kg, en suelos no contaminados. En suelos cercanos a fundidoras de cobre la concentración promedio de arsénico suele ser mayor (Zacarías, 2009). El arsénico puede obtenerse como subproducto de las menas de sulfuro, de la fundición de cobalto, níquel, oro, plomo y zinc, así como de la extracción de metales preciosos (ATSDR, 2011; Patrón, 2011). Otras fuentes de contaminación son el empleo de insecticidas y herbicidas (ATSDR, 2007), al igual que la disposición inadecuada de residuos sólidos y desechos industriales (Naranjo y Ortega, 2004).

El agua contaminada puede contener niveles de As superiores a 8 mg/L y se llegan a encontrar niveles mayores a 22 mg/L en aguas subterráneas mientras que en aguas próximas a minas con depósitos de sulfuro polimetálicos, las concentraciones suelen ser cercanas a 300 mg/L y en casos específicos las concentraciones reportadas de arsénico en el agua van de 4 800 a 7 000 mg/L (Naranjo y Ortega, 2004; Monroy-Torres *et al.*, 2009).

La poca disponibilidad y la continua contaminación del agua hacen necesaria la búsqueda de alternativas económicas y eficientes para su tratamiento (INEGI, 2006; PNUD, 2007; Cornejo *et al.*, 2010).

El tratamiento del agua contaminada requiere cuantiosas inversiones en implementación de tecnologías con altas eficiencias de remoción. Por lo que en la búsqueda de tecnologías eficientes y de bajos costos se han empleado materiales con base en hierro para llevar a cabo la eliminación del arsénico presente en agua. (Cortina *et al.*, 2010; Morgada y Litter, 2010; Sancha, 2010; Litter *et al.*,

2010). En el presente trabajo se presenta el estudio de la remoción de arsénico presente en agua empleando virutas de hierro y oxígeno (ferro-oxidación); el cual, surge como una alternativa a los tratamientos existentes, además de que logra altos rendimientos en la eliminación de arsénico.

El tratamiento de ferro-oxidación estudiado propone la oxidación del arsénico dentro del reactor evitando con ello una pre-oxidación del arsénico en solución, este paso asegura que el As presente en el medio, pasará a una especie susceptible de ser removida. Asimismo, se evaluó la aplicación del proceso de ferro-oxidación en la eliminación de arsénico en agua potable, se determinó la influencia del pH en la eficiencia del proceso, por último se propuso un tratamiento adecuado para el control y mitigación de los subproductos generados a fin de evitar la movilidad y propagación del contaminante a otro medio.

Objetivos

Hipótesis

2. Objetivos

En este capítulo se presentan los objetivos generales y específicos logrados en este proyecto, también se plantea la hipótesis inicial del trabajo.

2.1. Objetivo general

Evaluar el proceso de ferro-oxidación del arsénico presentes en muestras de agua.

2.2. Objetivos específicos

1. Evaluar la eficiencia del proceso de ferro-oxidación aplicado a concentraciones de 2000, 4000 y 8000 mg/L de As (III) y As (V).
2. Determinar la influencia del pH 3, 5 y 7 en la eficiencia del proceso.
3. Evaluar el proceso de ferro-oxidación en una muestra de agua contaminada con arsénico.
4. Proponer un tratamiento de los subproductos generados en el proceso tales como lodos, virutas gastadas y neblinas.

2.3. Hipótesis

La eliminación del arsénico puede ser llevada a cabo aplicando el proceso de ferro-oxidación con eficiencias de remoción superiores al 75%.

Capítulo 3

3. Revisión del estado del arte

En este capítulo se presenta una síntesis de la importancia de la contaminación del agua por metales pesados y metaloides, en específico del arsénico. Asimismo, se sintetizan los principales avances en la investigación de las virutas de hierro, Fe (0), como material de reacción para la remoción de arsénico del agua. También se da una breve descripción de los tratamientos que actualmente se aplican para el control de residuos peligrosos.

3.1 Metales pesados

Se consideran metales pesados aquellos que tienen una densidad de al menos 5 g/cm^3 cuando están en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20, abarcando a los metales de transición y algunos que se encuentran dentro del grupo IIA, se incluyen a subgrupos químicamente parecidos por sus efectos tóxicos, éstos son elementos más ligeros como el aluminio, el berilio y metaloides como el arsénico, el selenio y el antimonio (Manahan, 1994).

Según Cervantes y Moreno (1999), los metales pueden dividirse en tres clases de acuerdo con su reactividad con los grupos funcionales de las biomoléculas:

- Clase A: aquellos que reaccionan más con el oxígeno (reactividad $O > N > S$), como Al, Ca, Sr, Ba y La.
- Clase B: son aquellos que reaccionan más con el azufre ($S > N > O$), como Cu (I), Hg, y Ag.
- Clase C: se encuentran metales con afinidad intermedia como Fe, Co, Ni, Zn, As, Cd, Pb y Cu (II).

Los metales pesados también son clasificados en dos grupos los cuales son:

- Oligoelementos o micronutrientes: requeridos en pequeñas cantidades, o cantidades traza por plantas y animales, necesarios para completar el ciclo

vital de los organismos, sin embargo, después de una concentración crítica se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo están: As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Fe, Se y Zn.

- Metales pesados sin función biológica conocida: su presencia en seres vivos lleva a disfunciones en órganos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Son, entre otros: Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, Sn, Tl (García y Dorronsoro, 2005).

3.2. El agua

El agua es esencial para la mayoría de las formas de vida conocidas por el hombre, incluida la humana (AGUA, 2004).

Se estima que aproximadamente el 70% del agua dulce se destina a la agricultura. El agua en la industria absorbe una media del 20% del consumo mundial, empleándose en tareas de refrigeración, transporte y como disolvente de una gran variedad de sustancias químicas. El consumo doméstico absorbe el 10% restante (WWAP, 2014).

La Organización de Alimentos y Agricultura de las Naciones Unidas, FAO por sus siglas en inglés, prevé que uno de cada cinco países en vías de desarrollo tendrá problemas de escasez de agua antes del 2030 (FAO, 2013).

Actualmente México está clasificado a nivel mundial como un país con baja disponibilidad de agua; lo cual, se refiere al volumen total de líquido que hay en una región. Para conocer la cantidad existente per cápita se divide el volumen de agua entre el número de personas de una población (PNUD, 2007).

México se puede dividir en dos grandes zonas: la “zona norte, centro y noroeste” y la “zona sur y sureste”. En la zona norte, centro y noroeste se concentra el 76.9% de la población, se genera el 78.96% del producto interno bruto (PIB), pero únicamente ocurre el 31.74% del agua renovable. Por otro lado, en la zona sur y sureste, donde habita el 23.1% de la población, se genera el 21.04% del PIB y ocurre el 68.26% del agua renovable. En la Figura 3.1, se ilustra

la disparidad entre esas dos zonas en cuanto a su población total, PIB y disponibilidad de agua renovable (CONAGUA, 2012).

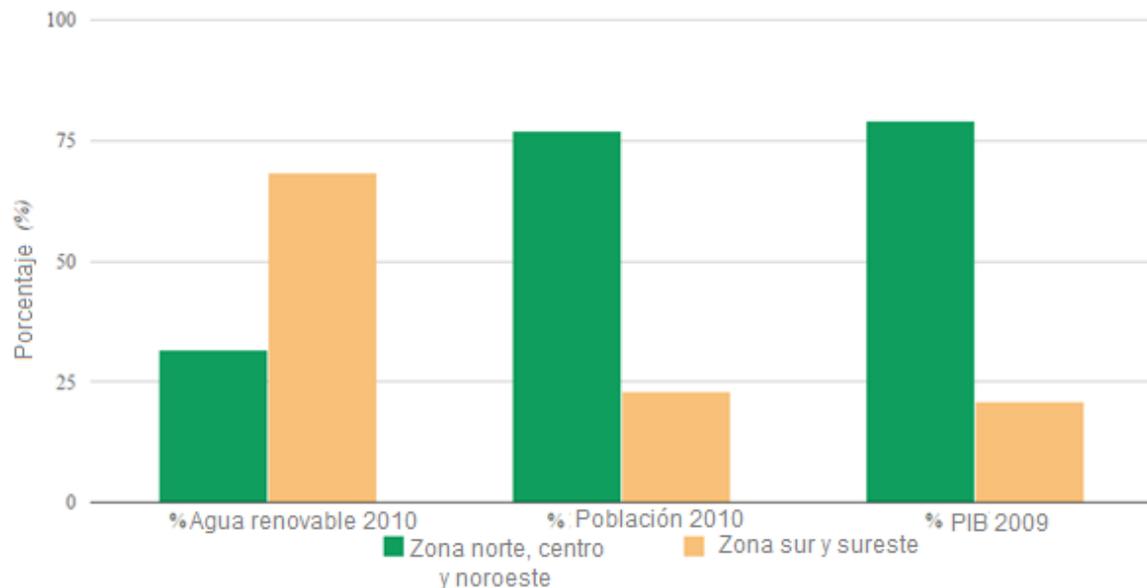


Figura 3. 1. Contraste regional entre el desarrollo y agua renovable
Fuente: CONAGUA, 2012. Atlas digital del agua en México

El crecimiento de la población ha ocasionado que la disponibilidad de agua disminuya de manera considerable, en 1910 la disponibilidad registrada era de 31,000 m³ por habitante al año; para 1950 había disminuido hasta un poco más de 18,000 m³; en 1970 se ubicó por debajo de los 10,000 m³, en 2005 la disponibilidad ya era de 4,573 m³ y para 2010 disminuyó a 4,230 m³ anuales por cada mexicano. Los datos expresan una clara tendencia a la baja y de continuar así se esperaría que dentro de unos años más México sea considerado como un país con grave escasez de agua (INEGI, 2006; INEGI, 2010; CONAGUA, 2008).

El agua potable es utilizada en diferentes actividades por lo que su calidad es importante. La contaminación del agua afecta no slo la salud humana sino también a la actividad industrial y por ende a la economía del país (CONAGUA, 2008).

3.3. Contaminación del agua por arsénico y metales pesados

Una de las consecuencias negativas de la Revolución Industrial y del manejo inadecuado de los materiales peligrosos en las distintas fases de su ciclo de vida, ha sido la dispersión de los contaminantes en el agua, atmósfera y suelo (Becerril *et al.*, 2007). De éstos, el agua es el medio más dinámico por lo que se presenta más movilidad de los contaminantes (EPA, 1997). El agua es un medio que permanece en contacto constante con los seres humanos haciendo con ello que la contaminación del agua por metales sea un problema no sólo ambiental sino también de salud pública (OMS, 2012; ATSDR, 2009).

Recientemente, el desarrollo de nuevas tecnologías de toda índole depende de los elementos que se obtienen por actividades minero metalúrgicas o del reciclaje de otros materiales, ya que muchos de los componentes de los nuevos equipos (computadoras, instrumentos analíticos y teléfonos celulares, entre otros) están fabricados de metales como el hierro, cobre, cadmio, oro, plomo, plata y otros elementos como el silicio (Van *et al.*, 2002; DEFRA, 2009).

La excavación de minas, la remoción de minerales, el procesamiento y la extracción de metales puede causar daños ambientales y, en casos extremos, destruir el ecosistema ya que el mal manejo de las minas puede favorecer a la erosión del suelo, dañar tierras de cultivo y contaminar los cuerpos de agua aledaños con sales de metales y metaloides tóxicos, como As, Se, Pb, Cd, Sb y óxidos de S, entre otros (Lillo, 2014; Salzsauler *et al.*, 2005; Posada, 2011). La composición de los residuos depende de su naturaleza química y mineralógica (Villaseñor-Cabral *et al.*, 2009).

Por otro lado, las industrias especializadas en el proceso de metales (siderurgias y metalúrgicas) pueden emitir partículas de dimensiones micrométricas, que son fácilmente transportables por el viento a grandes distancias y causar problemas en la salud de las personas (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005).

3.3.1 Principales fuentes de contaminación por arsénico y metales pesados

La contaminación del suelo y el agua por arsénico y metales pesados se da principalmente en regiones industriales, algunas de las principales fuentes de contaminación son la industria minero metalúrgica, los plaguicidas, los desechos industriales, los desechos municipales, y las aguas residuales generadas por estas actividades (INECC, 2009; Carbonell *et al.*, 1995), Figura 3.2.

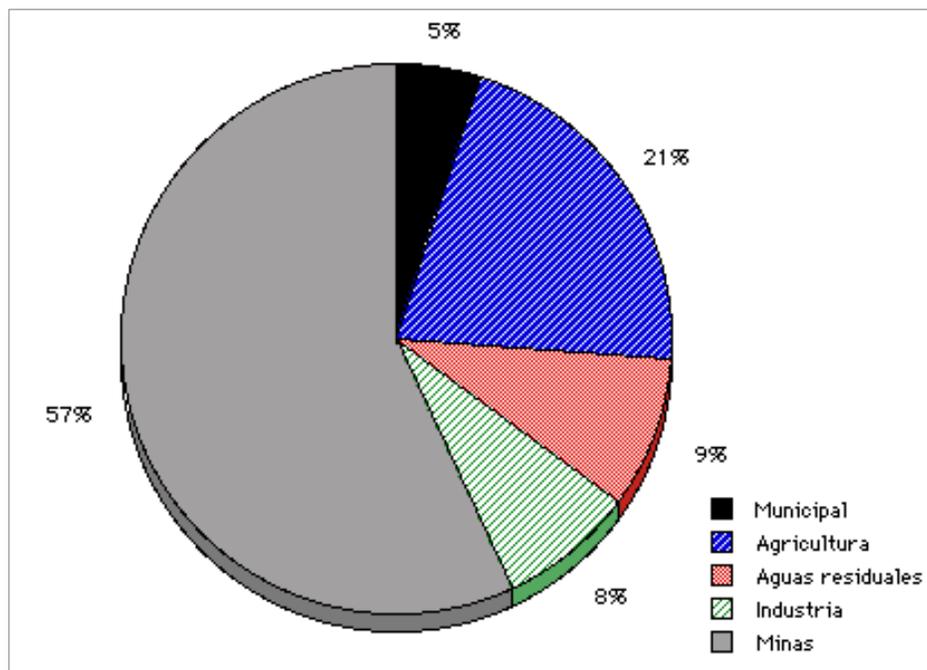


Figura 3. 2. Principales fuentes antropogénicas de arsénico y metales pesados
Fuente: Miliarium, 2008

La contaminación de arsénico y metales pesados en suelos tiene diversos orígenes (Figura 3.3).

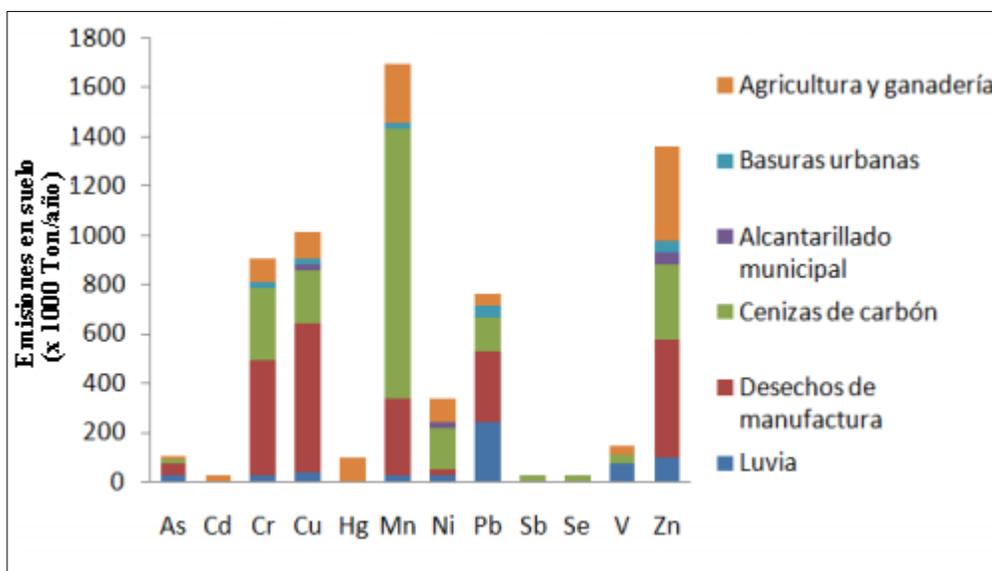


Figura 3. 3 Origen de la contaminación del suelo por arsénico y metales pesados
Modificado de Miliarium, 2008

Los desechos mineros (colas o jales) siempre contienen residuos del mineral, permitiendo su eventual recuperación a futuro. Sin embargo, en muchas ocasiones la disposición de los residuos no era la correcta y estos eran depositados en los ríos o eran acumulados en grandes pilas en terrenos aledaños a la mina a cielo abierto (Villaseñor-Cabral *et al.*, 2009).

El impacto de la minería sobre el ambiente y la salud se relaciona con la composición del mineral, el tipo de explotación, el proceso de fundición, la refinación, el proceso de beneficio, la escala de las operaciones y las características del entorno (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005; INECC, 2007).

Los metales derivados de los jales mineros pueden contaminar el suelo circundante y posteriormente abandonar el suelo por volatilización, disolución, lixiviación o erosión, y pasar a otros medios como al agua (Galán y Romero, 2008).

3.3.2. Contaminación por arsénico

El arsénico existe de manera natural en la atmósfera, hidrósfera y biósfera siendo alrededor del $5 \times 10^{-4}\%$ de la corteza terrestre, se puede encontrar como As^{-III} , As^0 , As^{III} , As^V y ocupa el lugar número veinte en la lista de los elementos más abundantes (N.A.S., 1977; Bundschuh *et al.*, 2008; Mandal y Suzuki, 2002). Se encuentra ampliamente distribuido en gran número de minerales. Es el mayor constituyente de más de 245 minerales y es encontrado en altas concentraciones en los depósitos de sulfuros: arseniuros (27 minerales), sulfatos (13 minerales) y sulfosales (65 minerales) (Oxford, 1999; DEFRA, 2009) (Tabla 3.1).

Tabla 3. 1 Minerales de arsénico más frecuentes en suelos.

Mineral	Composición	Ocurrencia
Arsénico nativo	As	Venas hidrotermales
Niccolita	NiAs	Filonos y noritas
Realgar	AsS	Generalmente asociado con oropimente, arcillas y carbonatos
Oropimente	As ₂ S ₃	Venas hidrotermales y producto de sublimación de emanaciones volcánicas
Cobaltita	CoAsS	Depósitos de rocas metamórficas
Arsenopirita	FeAsS	Mineral de As más abundante
Tennantia	(Cu ₁₂ As ₄ S ₁₃)	Venas hidrotermales
Enargita	Cu ₃ AsS ₄	Venas hidrotermales
Arsenolita	As ₂ O ₃	Mineral secundario formado por oxidación de arsenopirita, As nativo y otros minerales de As
Claudetita	As ₂ O ₃	Mineral secundario formado por oxidación de realgas, arsenopirita, y otros minerales de As
Escorodita	FeAsO ₄ .2H ₂ O	Mineral secundario
Annabergita	Ni ₃ (AsO ₄) ₂ .8H ₂ O	Mineral secundario
Hoernesita	Mg ₃ (AsO ₄) ₂ .8H ₂ O	Mineral secundario
Conicalcita	CaCu(AsO ₄)(OH)	Mineral secundario
Farmacosiderita	Fe ₃ (AsO ₄) ₂ (OH) ₃ .5H ₂ O	Producto de oxidación de arsenopirita y otros minerales de As

Modificado de Lillo, 2007

Las especies de arsénico predominantes en un medio oxidante o reductor se pueden determinar a través del empleo del diagrama de Pourbaix, dicha determinación depende del pH y del potencial eléctrico (Figura 3.4).

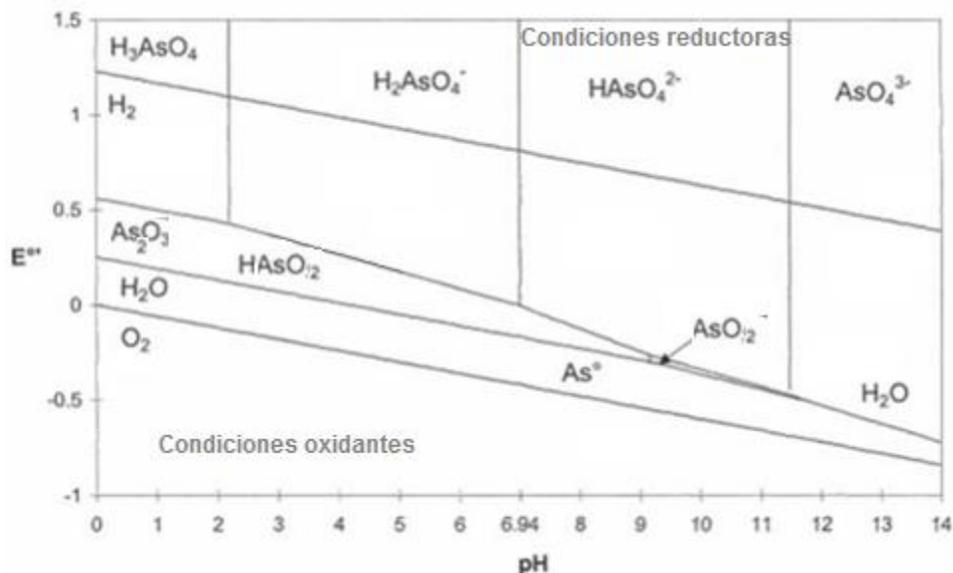


Figura 3. 4. Diagrama de Pourbaix para el sistema arsénico-agua.
Fuente Carro, 2009.

De acuerdo con la Figura 3.4, el arsénico elemental es estable en presencia de agua a diferentes valores de pH, bajo condiciones libres de agentes oxidantes o reductores.

Aunque el As es estable en condiciones reductoras (forma trivalente), no es frecuente encontrarlo en su estado fundamental. La forma oxidada, arseniato, aunque es la más abundante en la naturaleza (se encuentra normalmente en depósitos sedimentarios), está fuertemente enlazada a los minerales del suelo, particularmente a los óxidos e hidróxidos metálicos coloidales, mediante enlaces iónicos (Kabata-Pendias, 2011). En las plantas la forma arseniato se encuentra escasamente disponible, alcanzando concentraciones superiores a 1 mg/kg de arsénico (Carbonelle *et al.*, 1995). El intervalo de arsénico en el suelo varía de 0.2 a 40 g/kg (Wauchope, 1983) y en el aire de las zonas urbanas la concentración es aproximadamente de $0.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de aire (Cervantes y Moreno, 1999). El rango de concentraciones de arsénico reportado en aguas naturales va desde $50 \mu\text{g}/\text{L}$ a más de $5000 \mu\text{g}/\text{L}$, en aguas continentales la concentración suele estar por debajo de $1 \mu\text{g}/\text{L}$ (Smedley y Kinniburgh, 2002), mientras que en el agua marina la media de la concentración de As está en torno a $1.5 \mu\text{g}/\text{L}$ (Bissen y Frimmel, 2003). La

mayor exposición al arsénico es debida al agua superficial contaminada de origen antropogénico o geológico. La Figura 3.5. Esquematiza el ciclo del As en el ambiente.

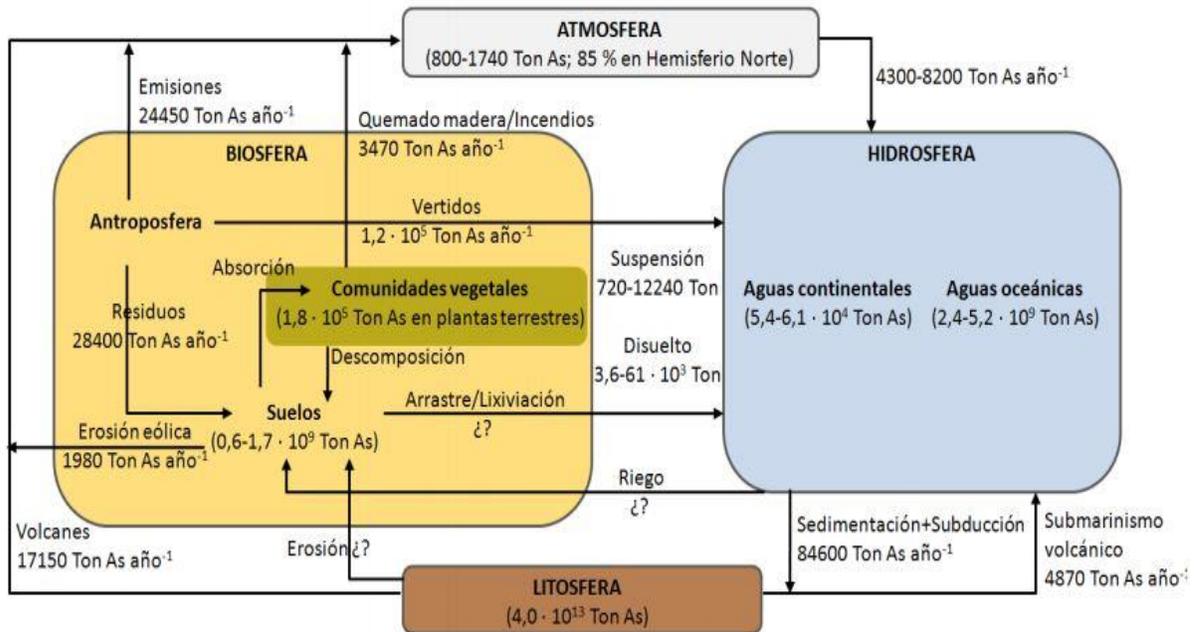


Figura 3. 5 Esquema general del ciclo biogeoquímico del As en la geósfera: flujos y principales reservorios
Modificado de Matschullat, 2000

Los suelos con alto contenido de materia orgánica acumulan con mayor frecuencia mayores cantidades de As y esto influye en la alta sorción y el transporte del As por medio del agua. La distribución de este elemento depende del estado de oxidación del suelo y varía en forma vertical. La movilidad del As en el suelo es proporcional a la cantidad incorporada e inversamente proporcional al contenido de Fe y Al (Carbonell *et al.*, 1995).

Si bien el arsénico se encuentra distribuido de forma natural en el ambiente, son las actividades humanas la principal fuente de arsénico, actividades como: la minería, la siderurgia, la agricultura, la silvicultura, las plantas de tratamiento de combustibles fósiles, los desechos urbanos y la ganadería (Domy, 2001; Cullen y Reimer, 1989; Fitz y Wenzel, 2002). Otras fuentes significativas de As de origen antropogénico, se relacionan con actividades y procesos industriales, trabajos

químicos basados en minerales S y P, combustión, el carbón, plantas geotérmicas y plaguicidas (Kabata-Pendias, 2011; Magalhaes, 2002; Matschullat, 2000). En los procesos de minería y siderurgia el arsénico se presenta frecuentemente como un subproducto con poco mercado, lo que ocasiona que se convierta en residuo. Se presentan concentraciones elevadas de As en las cercanías de los escombros mineros (hasta 3% As) (Zhang y Selim, 2008).

Históricamente el sector minero es uno de los principales motores económicos de México, actualmente existen 24 estados de la República Mexicana con actividad minera, siendo el oro y la plata los principales minerales que se extraen (CAMIMEX, 2014).

Las actividades mineras son una fuente importante de liberación de arsénico al ambiente, ya que recientemente se han encontrado grandes concentraciones de este metal en los desechos de las antiguas minas de extracción de metales valiosos, en el caso del oro, se molía arsenopirita para su extracción dejando como desecho pilas del mineral molido el cual reacciona con el oxígeno y el agua formando trióxido de arsénico un compuesto soluble, móvil y extremadamente peligroso, contaminando no sólo el suelo sino también el agua, tanto subterránea como superficial (Patrón, 2011; Posada, 2011).

3.3.3 Toxicidad del arsénico

Los compuestos de arsénico son venenos acumulativos. Las principales rutas de entrada del arsénico al cuerpo son la ingestión y la inhalación. Aunque es posible que pueda ocurrir la exposición dérmica, ésta no se considera como una ruta primaria de exposición. La ingesta de agua potable contaminada con arsénico es la principal fuente de exposición al arsénico (ATSDR, 2011; Mandal y Suzuki, 2002).

Las concentraciones peligrosas de arsénico en aguas naturales son un problema en todo el mundo (Mohan y Pittman, 2007). En América Latina se estima que aproximadamente 14 millones de personas están expuestas a ingerir el

arsénico contenido en el agua. En México se han registrado concentraciones elevadas de As en el agua de 13 estados de la República y se estima que 450,000 personas se encuentran expuestas a concentraciones de As mayores a 50 µg/L (Bundschuh *et al.*, 2012). En los años de 1958 y 1962 se registraron varios casos de exposición crónica por arsénico en La Comarca Lagunera, en los estados de Durango y Coahuila (Armienta y Segovia, 2008; Cebrián *et al.*, 1994). Asimismo, la presencia de arsénico en el agua potable también ha afectado a estados como San Luis Potosí, en donde se reportaron concentraciones > 3.5 ppm de arsénico, en Zimapán, Hidalgo se registraron valores > 1.0 ppm de arsénico en el agua subterránea y > 0.53 ppm para aguas superficiales en zonas cercanas a minas (Litter *et al.*, 2012; Armienta y Rodríguez, 2014). Igualmente se reportaron concentraciones anormales de arsénico en la cuenca hidrológica de Lerma-Chapala, estado de México (Ortega-Guerrero, 2009). En Tlaxcala se realizó un estudio de la calidad del agua en la Subcuenca del Alto Atoyac y se encontraron concentraciones de arsénico en el intervalo de 0.06 a 0.87 mg/L en agua y de 1.3 a 127 mg-/kg en sedimento (García-Nieto *et al.*, 2011). Recientemente en Baja California Sur se han registrado concentraciones de arsénico en 80 pozos de agua, cercanos a minas, los cuales tienen concentraciones de arsénico que supera en 67 veces el valor establecido por la NOM-127-SSA-1994 que es de 0.025 mg/L (Magdaleno y Martín, 2014; DOF, 2000).

La toxicidad del arsénico está determinada por su naturaleza, período de exposición (dosis), concentración y forma del arsénico, orgánica o inorgánica, así como de sus tasas de absorción y de eliminación (ATSDR, 2007).

Tanto desde el punto de vista biológico como el toxicológico los compuestos de arsénico pueden clasificarse en tres grupos principales: los compuestos inorgánicos, los compuestos orgánicos y el gas arsina (ATSDR, 2011; Oxford, 1999).

El envenenamiento por arsénico puede ser agudo o grave, algunos de los síntomas causados por la ingesta prolongada de arsénico son; efectos gastrointestinales adversos, vómitos, dolor estomacal, diarrea sangrienta y en

casos de envenenamiento severo, necrosis tubular aguda (Carter, 1999). En el caso del envenenamiento grave, los efectos causados son: manifestaciones neurológicas, cutáneas y los efectos gastrointestinales (Carter, 1999).

Otro rasgo del envenenamiento con arsénico son las anormalidades hematológicas que incluyen anemia, leucopenia, y trombocitopenia. Se debe agregar que altas dosis de arsénico pueden ocasionar arsenicosis, cáncer de piel y un alto riesgo de cáncer de pulmón (ATSDR, 2007).

3.3.4. Regulaciones de contenido de arsénico en agua potable

La dispersión global de sitios contaminados por As, junto con el hecho de que cada año se descubren nuevas regiones afectadas por As, señala la importancia global del problema. Como resultado de estudios de efectos crónicos toxicológicos de As en agua potable, la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció 50 µg de arsénico por litro de agua potable como límite máximo permisible; el cual, redujo en el año de 1993 a 10 µg/L, valor que sigue vigente hasta la fecha (OMS,2012; OMS,2013).

En la Tabla 3.2, se muestran los límites máximos permisibles de arsénico en agua potable por país así como el año en el que fue adoptado dicho límite (OMS, 2012; Bundschuh y Litter, 2010).

Tabla 3. 2 Límite máximo permisible de arsénico en agua potable, por país.

País	Límite Máximo Permissible
Jordania (1991), Japón (1993), Namibia (1994), Siria (1994), Honduras (1995), Costa Rica (1997), El Salvador (1997), Unión Europea (1998), Mongolia (1998), Colombia (1998), Guatemala (1998), Nicaragua (1999), Panamá (1999), Estados Unidos de América (2001), Bolivia (2004), Brasil (2005), Argentina (2007), Chile (2008) y Vietnam (2008)	10 µg /L
Canadá (1999)	25 µg/L
Australia (1996)	7 µg /L

Modificado de Bundschuh y Litter, 2010

México en el año 2000 a través de la norma NMX-127-SSA1-1994 se redujo el límite máximo permisible de 50 µg/L de arsénico en agua potable, establecido en 1994, a 25 µg/L y se espera que esta reducción continúe hasta alcanzar el valor establecido por la OMS (DOF, 2000).

3.4 Tecnologías de remediación para aguas contaminadas con metales pesados

El término “tecnologías de remediación” implica el uso de cualquier técnica que altere la composición de un contaminante peligroso a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan su toxicidad, movilidad o volumen en la matriz del agua o material contaminado (EPA, 1997). Las posibilidades de éxito, bajo las condiciones específicas de un sitio, pueden variar ampliamente (EPA, 2001).

Las tecnologías de remediación pueden clasificarse de diferentes maneras: con base a su desarrollo (tradicionales y emergentes), al lugar donde se realizaron (*in situ* y *ex situ*) y en el caso de la contaminación por metales, con base en la alteración de propiedades del contaminante (separación/inmovilización o disolución/movilización), que pueden ser fisicoquímicas o biológicas (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005; Camacho *et al.*, 2011).

3.4.1. Tecnologías tradicionales

Los procesos disponibles para la remoción de arsénico de aguas contaminadas son diversos y actualmente se siguen estudiando, sin embargo, los tratamientos fisicoquímicos usados tradicionalmente utilizan las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para transformar, separar o inmovilizar el contaminante (D'Ambrosio, 2005; Cortina *et al.*, 2010; Litter *et al.*, 2010).

Estas tecnologías involucran una variedad de procesos como: coagulación-precipitación, oxidación química, adsorción, intercambio iónico y procesos de

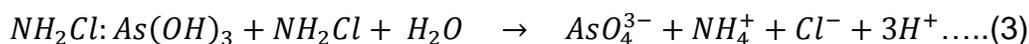
membrana. A pesar de que algunas de estas tecnologías pueden emplearse *in situ* o *ex situ*, la principal desventaja de su aplicación en la remediación de sitios contaminados con metales es el alto costo de instalación y mantenimiento (Höll y Litter, 2010; Sancha, 2010; Tarquini, 2010; Leyva, 2010; Cortina *et al.*, 2010).

A continuación se describen algunos de los tratamientos fisicoquímicos desarrollados para la remoción de arsénico, así como algunas de sus principales ventajas y desventajas.

3.4.1.1 Oxidación química

Las tecnologías de oxidación/precipitación son eficaces en la eliminación de arsénico del agua. Los oxidantes empleados comúnmente son el cloro, el dióxido de cloro, las cloramina, el ozono, el peróxido de hidrógeno, el permanganato y ferrato. La utilización de los oxidantes está limitada por los costos siendo el cloro el oxidante químico más empleado a nivel mundial. En Estados Unidos de América se emplea de manera restringida el dióxido de cloro, esto debido a que la reducción del ClO₂ produce el ion clorito; el cual, es considerado como un veneno en la sangre (De Esparza,

La estequiometría de las reacciones de oxidación se expresa en las siguientes ecuaciones.



La cantidad de oxidante requerido para llevar a cabo la oxidación del As^{III} es determinada por las ecuaciones (1) - (7) (Sharma y Sohn, 2009).

3.4.1.2 Coagulación - Precipitación

La coagulación química es un proceso mediante el cual a través de la adición de compuestos químicos al agua se altera el estado físico de los sólidos disueltos, coloides o suspendidos, en este caso el arsénico, con el fin de facilitar su remoción por precipitación o filtración. Los coagulantes químicos más utilizados son los basados en hierro o aluminio (sulfato ferroso, cloruro férrico, sulfato de aluminio o alúmina) (Carro, 2009).

La precipitación o coprecipitación puede transferir el arsénico de la fase disuelta a la fase sólida (Castro de Esparza, 2006). La coprecipitación ocurre cuando un contaminante inorgánico forma un complejo insoluble con el coagulante. Los factores que afectan la eficiencia de este proceso son: tipo y dosis de coagulante utilizado, tiempo de mezcla, pH, estado de oxidación del arsénico, temperatura y la presencia de otros iones solubles (D'Ambrosio, 2005; Tyrovola *et al.*, 2007; Sancha, 2010).

Los mecanismos involucrados son: formación de compuestos insolubles, incorporación de especies solubles en el floculo-metálico y enlace electrostático del arsénico soluble en la superficie externa de los hidróxidos metálicos insolubles (Litter *et al.*, 2010).

Para el caso del arsénico la coagulación convierte el arsénico soluble en un producto insoluble permitiendo su separación por sedimentación y/o filtración. Esta ha sido la tecnología más utilizada históricamente en el mundo. Los coagulantes más comunes son las sales metálicas como el sulfato de aluminio y los hidróxidos de cobre y aluminio. Para la precipitación se emplea comúnmente cal o cal hidratada (Sancha, 2010; Litter *et al.*, 2010).

Varias de estas tecnologías se basan en la afinidad del arsénico con el hierro por lo que se emplean sales de hierro como coagulantes. Dado que la

remoción de arsénico trivalente es menor que la lograda con arsénico pentavalente se recomienda la previa oxidación (D'Ambrosio, 2005) (Tabla 3.3).

Tabla 3. 3 Eficiencia de coagulantes en la remediación de arsénico.

Coagulante	As (V)	pH	As (III)	pH
	Remoción (%)		Remoción (%)	
Sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3$	100	< 9.0	20	< 9.0
Sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$	90	< 7.0	30	< 7.0

Modificado de Castro de Esparza, 2006

3.4.1.3 Adsorción

La adsorción es un proceso de transferencia de masa donde una sustancia es transportada desde la fase líquida a la superficie de un sólido y queda atrapada por fuerzas físicas o químicas. Este proceso ocurre sobre partículas sólidas en medios fijos. Es un fenómeno superficial y por lo tanto cuanto mayor es la superficie del medio mayor es la capacidad de acumular material (Leyva, 2010).

El arsénico puede ser adsorbido en la superficie de varios adsorbentes como lo es la alúmina activada, los adsorbentes basados en hierro y otros óxidos además de otros medios como la bauxita, la hematita, el feldespato, la laterita, los minerales arcillosos, el carbón de hueso, el material celulósico, entre otros (Höll y Litter, 2010; Leyva, 2010).

3.4.1.4. Intercambio iónico

El intercambio iónico es una operación de separación basada en la transferencia de materia fluido-sólido. Implica la transferencia de uno o más iones de la fase fluida al sólido por intercambio o desplazamiento de iones de la misma carga, que se encuentran unidos por fuerzas electrostáticas a grupos funcionales superficiales (Castro de Esparza, 2006).

Existen resinas de intercambio iónico básicas fuertes para remoción de arsénico en forma ionizada. Las resinas sulfato selectivas convencionales son las

más utilizadas para remoción de arseniatos. Las resinas nitrato selectivas también remueven arsenitos. Los nuevos desarrollos tienden a buscar resinas cada vez más específicas pero se debe de considerar la disposición adecuada del efluente de regeneración y de la resina (D'Ambrosio, 2005).

La remoción del arsénico es relativamente independiente del pH y la concentración inicial de este afluente y es casi completa (85-100%). Las ventajas de las resinas de intercambio iónico son su fácil regeneración con cloruro de sodio, su amplio rango de pH y el mejoramiento de la calidad del agua por la remoción de cromato, selenato, nitrato y nitrito. Este método es relativamente costoso y la regeneración de la resina produce salmueras ricas en arsénico (Johnston *et al.*, 2001; Rivas y Sánchez, 2010).

3.4.1.5 Procesos de membrana

Los procesos de membrana se basan en la utilización de una bomba de alta presión para forzar una porción del agua de alimentación a través de una membrana semipermeable y separar algunos solutos (DOF, 2000).

La ósmosis inversa es el proceso de membrana más utilizado para retirar iones arsénico presentes en agua, la remoción se lleva a cabo por medio de la filtración de agua a altas presiones a través de una membrana semipermeable de porosidad específica, reteniendo en dicha membrana los iones y moléculas de interés (Rodríguez y Echeverría, 2008).

Para su diseño se deben considerar factores como: agentes oxidantes y materia orgánica, recuperación del sistema, potencial de ensuciamiento, temperatura, origen pH y el estado de oxidación del arsénico (D'Ambrosio, 2005)

Las eficiencias de remoción obtenidas por este método son de 95% cuando la presión de operación está a 0.068 atmósferas. Para la remoción de contaminantes inorgánicos, incluido el arsénico, la eficiencia depende de la presión del sistema, alta (27 atmósferas) o baja presión (13 atmósferas), con

capacidad de tratar 1.82 L/s de agua, en reactores de alta presión se remueve entre 91-98% de As (V), mientras que en reactores de baja presión la eficiencia alcanzada esta entre 77-87% (Castro de Esparza, 2006; Johnston *et al.*, 2001).

La remoción del arsénico es independiente del pH y de la presencia de otros solutos. La membrana requiere que el agua a tratar no contenga cantidades excesivas de material coloidal, en especial materia orgánica. En la nanofiltración, la eficiencia de remoción del arsénico alcanza a 90% (EPA, 1997; Johnston *et al.*, 2001).

Aplicaciones de las tecnologías

Las tecnologías tradicionales han sido aplicadas para el tratamiento de arsénico presente en el agua de consumo humano alrededor del mundo debido a sus altas eficiencias de remoción. La osmosis inversa es uno de los tratamientos más utilizados en Estados Unidos de América para la remoción de arsénico del agua (EPA, 2012) mientras que la Unión Europea utiliza la adsorción como tecnología para la eliminación del arsénico del agua potable (Höll y Litter, 2010). En México la norma NMX-127-SSA1-1994 enuncia a la osmosis inversa y la coagulación-precipitación como tratamientos eficaces en la remoción de arsénico del agua potable (DOF, 2000).

Ventajas y limitaciones de las tecnologías

En general las tecnologías tradicionales son una alternativa para el tratamiento de metales pesados presentes en agua, en este caso el arsénico, éstas presentan una alta eficiencia en la eliminación del metal. Actualmente, se busca hacer dichos sistemas más prácticos con el fin de disminuir los costos de instalación, operación y mantenimiento, los cuales son la principal desventaja de estas tecnologías (INTI, 2009). Algunas de las ventajas y limitaciones se muestran en la Tabla 3.4 (Mohan y Pittman, 2007).

Tabla 3. 4 Ventajas y limitaciones de las tecnologías convencionales para remover arsénico del agua.

Tecnologías	Ventajas	Limitantes
<i>Oxidación/Precipitación</i>		
Oxidación con aire Oxidación química	Relativamente sencillo, proceso de bajo costo, lento. Elimina arsénico <i>in situ</i> . Oxida otros constituyentes orgánicos e inorgánicos en el agua. Proceso relativamente simple y rápido, oxida otras impurezas y mata microbios. Masa residual mínima.	Elimina principalmente el arsénico (V) y acelera el proceso de oxidación. Control eficaz del pH y etapa de oxidación necesaria.
<i>Coagulación/ coprecipitación</i>		
Coagulante de alumbre Coagulante de hierro Ablandamiento con cal	Productos químicos duraderos, bajo costo del coagulante, funcionamiento simple; eficaz en un intervalo amplio de pH. Producto químico común y disponible; más eficiente que el alumbre. Coagulación en base peso. Productos químicos disponibles comercialmente.	Produce lodos tóxicos y la eliminación de arsénico es baja. Es necesaria una pre-oxidación. Remoción de As (III); sedimentación y filtración necesaria. Requiere reajuste de pH.
<i>Sorción e intercambio iónico</i>		
Alúmina activa. Arena revestida de hierro. Resina de intercambio iónico.	Relativamente bien conocido y disponible comercialmente. Barato, no es necesaria la regeneración; elimina tanto el As (III) y As(V) Capacidad y medio bien definido; independiente del pH; resina específica para eliminar el arsénico	Necesidad de reemplazo tras 3 o 5 procesos de regeneración. No estandarizado, produce residuos sólidos tóxicos. Costo alto, alta tecnología, operación y mantenimiento; la regeneración crea un lodo con problemas de eliminación; As (III) es difícil de eliminar.
<i>Procesos de Membrana</i>		
Nanofiltración Osmosis inversa Electrodialísis	Proceso bien definido y una alta eficiencia de remoción. Proceso rápido, con alta eficiencia de remoción de arsénico. Capaz de eliminar otros contaminantes.	Costo muy elevado de capital y funcionamiento, pre-acondicionamiento, alto rechazo de agua. Operación y mantenimiento de alta tecnología. Aguas de desecho con altos niveles de arsénico concentrado. Producción de aguas residuales tóxicas.

Modificado de Mohan y Pittman, 2007

3.4.2. Tecnologías emergentes

Los tratamientos emergentes comprenden el uso de tecnologías poco convencionales para el tratamiento del arsénico presente en un medio específico, suelo o agua, estos tratamientos se caracterizan por ser de fácil manejo, accesibles, económicos y eficientes, dentro de éstos se tienen; los materiales geológicos como adsorbentes naturales, los humedales, los métodos biológicos, la oxidación fotoquímica, la fotocatalisis heterogénea reductiva con TiO_2 , la oxidación de As por luz UV, el hierro valencia cero, y las nanopartículas de hierro valencia cero, (Höll y Litter, 2010; Noubactep, 2010; Kanel *et al.*, 2005).

3.4.2.1. Remedición *in situ*

Las tecnologías *in situ* presentan menores costos de operación ante las tecnologías que se hacen fuera del sitio. Dentro de estas tecnologías se encuentran las barreras permeables reactivas y zonas reactivas. Los materiales más utilizados en las barreras reactivas pasivas son aquellos que contienen óxidos de hierro y/o aluminio en altas concentraciones. Estas tecnologías son muy eficientes en la remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos, particularmente As de aguas subterráneas (Höll y Litter, 2010).

3.4.2.2. Adsorbentes naturales

Dentro de los materiales usados como adsorbentes naturales se tienen; los minerales, los cuales se han utilizado para la remoción de arsénico presente en agua, ricos en Fe, Mn y Al y las arcillas incluidos en los mismos (Höll y Litter, 2010). En México, Argentina y Brasil, se probaron varios de estos materiales, en particular hematitas ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), gibbsitas ($\gamma\text{-Al(OH)}_3$), goethitas ($\alpha\text{-FeO(OH)}$), ferrihidrita y suelos o sedimentos conteniendo estos minerales, como oxisoles, laterita, piedra caliza, zeolitas recubiertas con hierro, montmorillonitas y bentonitas (Peña-Torres *et al.*, 2012; Mohan y Pittman, 2007).

Otros materiales naturales usados como adsorbentes del arsénico presente en agua son las algas y microalgas secas, los residuos de biomasa activada con

alto contenido de proteína fibrosa rica en queratina, la hidroxiapatita biogénica natural (HAPb) obtenida de los huesos de vaca carbonizados así como también se estudió la utilidad de hojas secas de lechuga cargadas con hierro. El rendimiento en términos de remoción de As por gramo de material depende de la naturaleza, concentración y área específica del constituyente activo (Höll y Litter, 2010; Pérez Carrera et al., 2010; Carro-Pérez, 2009).

3.4.2.3 Humedales

En América Latina se ha trabajado bastante en el uso de plantas acuáticas para la remoción de arsénico del agua y la implementación de humedales artificiales para el tratamiento de agua y aguas residuales. El proceso de implementación de estos métodos involucra la selección de las plantas más promisorias para remover los contaminantes del agua y la retención de los mismos en partes de las plantas, especialmente sus raíces (rizofiltración). Este proceso es bastante exitoso para la remoción de As. La tecnología es muy conveniente ya que opera con energía solar, requiere baja energía externa, puede alcanzar altas eficiencias, es económica y puede ser fácilmente operada y mantenida. Las especies más estudiadas son *Cyperaceae*, *Schonoeplectous americanus* y *Eleocharis macrostachya* (Valles-Aragón y Alarcón-Herrera, 2014).

3.4.2.4. Métodos biológicos

Se conoce muy poco sobre el potencial para la remoción biológica del arsénico del agua, sin embargo, las investigaciones recientes sobre este tema apuntan a la aplicación exitosa de la bioadsorción, es decir, la adsorción del contaminante por una biomasa o biofilme de organismos vivos o muertos tales como algas, bacterias, macrófitas acuáticas u organismos vegetales y biopolímeros, puede aplicarse con éxito en la remoción de arsénico (Höll y Litter, 2010).

Asimismo, se sabe que la fitorremediación permite la adsorción de metales del suelo a través de las raíces de las plantas, con incorporación de biomasa

vegetal. Esto permite la colección por métodos mecánicos con posterior transporte a un lugar seguro. Debería ser investigado con mayor detalle (Tripathi *et al.*, 2007; Zacarías, 2009).

El proceso funciona con el As (III) y el As (V), el mecanismo consiste en que pueden ser eficientemente adsorbidos y precipitados sobre flóculos biológicos contruidos por las bacterias de hierro. El método ha sido ya probado en el Reino Unido a escala piloto, con alto rendimiento cuando el hierro está presente en concentraciones medias y altas. Una biomasa residual con alto contenido de proteína fibrosa puede ser usada para la adsorción selectiva de As (III) (Höll y Litter, 2010).

3.4.2.5 Tecnologías solares

El uso de luz solar (abundante en muchas regiones donde el problema del As es dramático) o luz artificial en conjunción con materiales de hierro ha sido objeto de varios estudios en la última década, especialmente para facilitar la oxidación de As(III) a As(V). Se pueden diseñar tecnologías muy económicas para la remoción de As basadas en estos aspectos, como la tecnología SORAS en botellas plásticas. Para ello, debe diseñarse un proceso en dos pasos: uno para la oxidación de As(III) y el segundo para la eliminación del As(V) producido. Estos dos pasos pueden ser simultáneos o consecutivos (Höll y Litter, 2010; Litter y Morgada, 2009).

La fotocatalisis heterogénea (FH).- Se ha llevado a cabo en botellas de plástico PET recubiertas con TiO_2 , adicionándoles Fe (III) o Fe (0), una tecnología eficiente de bajo costo para la remoción de As (Salazar y González, 2008; Litter y Morgada, 2009).

La fotocatalisis heterogénea utiliza la excitación de un semiconductor de banda ancha, suspendido en agua, con luz de energía igual o mayor a su

*bandgap*¹. El TiO₂ es el material semiconductor más ampliamente utilizado con fines fotocatalíticos, debido a sus excelentes propiedades ópticas y electrónicas, estabilidad química, ausencia de toxicidad química y bajo costo (Litter y Morgada, 2009).

Si bien los fundamentos de la FH aplicada a la remoción de As son bien conocidos, su aplicación aún se encuentra en etapa temprana y se requieren más estudios para determinar su posible utilización. Por otra parte, el uso del hierro valencia cero (especialmente el nanoparticulado) resulta de particular interés ya que utiliza muy poca cantidad de hierro dando como resultado una alta eficiencia de remoción (Cortina *et al.*, 2010).

3.4.2.6 Hierro valencia cero

Los procesos que usan Fe cero-valente o ZVI, por sus siglas en inglés, son métodos convenientes de bajo costo para la remoción As. Asimismo, el hierro valencia cero es un material emergente que puede ser empleado tanto a pequeña escala como a gran escala y que presenta varias ventajas en comparación con otros materiales: es barato y ampliamente disponible en muchas formas, los intermediarios formados durante la oxidación de ZVI pueden oxidar As(III) a As(V), lo cual elimina la necesidad de un paso adicional de oxidación y la oxidación del hierro produce oxihidróxidos férricos (FHO), que adsorben fuertemente al As, fundamentalmente al pentavalente. La remoción por ZVI tiene lugar principalmente por adsorción y coprecipitación sobre estos FHO, a través de un mecanismo que involucra oxidación de Fe(0) a Fe(II) y óxidos o hidróxidos de Fe(II)/(III) (óxidos amorfos (“rusts”) de hierro, magnetita, lepidocrocita, maghemita, hidróxido ferroso (Fe(OH)₂) e hidróxido férrico (Fe(OH)₃)), dependiendo de las condiciones redox y el pH. Por ello, en presencia de O₂ disuelto, se forman especies reactivas de oxígeno (ROS) como HO·, O₂⁻/HO₂⁻, H₂O₂, conduciendo a la oxidación de especies reducidas de hierro a Fe (III). También se han propuesto reacciones

¹ En semiconductores y aislantes, el *bandgap* es la diferencia entre el final de la banda de conducción y el comienzo de la banda de valencia.

Fenton y especies de mayor estado de oxidación como Fe (IV) (Ramaswami *et al.*, 2001; Hug y Leupin, 2003; Ladeira y Ciminelli, 2004; Bang *et al.*, 2005; Triszcz *et al.*, 2006; Tyrovola *et al.*, 2007; Sun *et al.*, 2014), Figura3. 6.

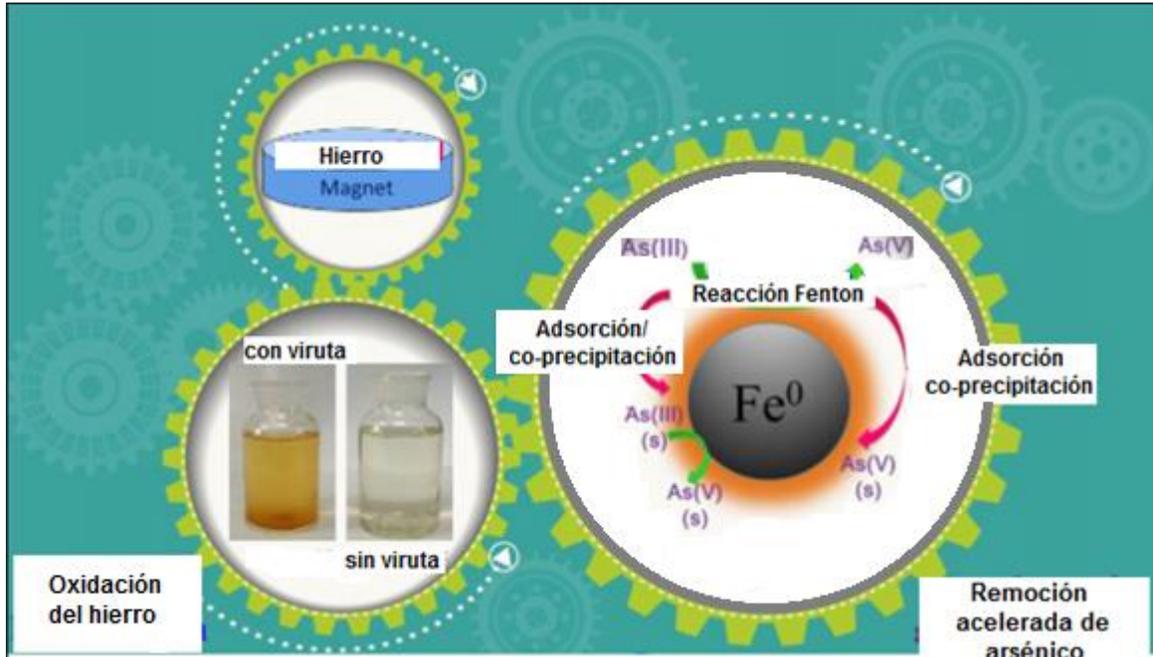
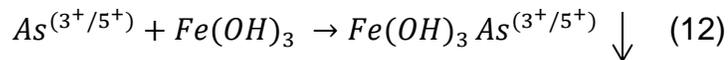
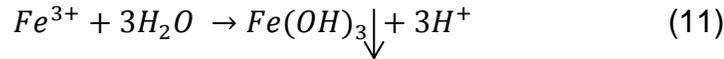
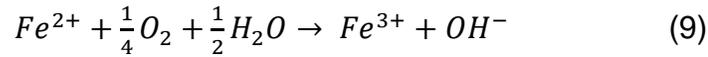
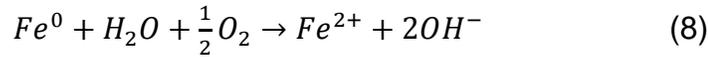


Figura 3. 6 Esquema del proceso de remoción de arsénico presente en agua empleando hierro cero
Modificado de Sun *et al.*, 2014

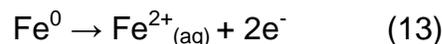
El fundamento de esta tecnología se describe en las siguientes reacciones; en la primera etapa ocurre la oxidación del hierro metálico a Fe (II) (Ec. 8). En la segunda etapa con la presencia de oxígeno disuelto, el hierro en estado ferroso es rápidamente oxidado a la especie Fe (III) (Ec. 9). Posteriormente, en la tercer etapa el Fe (III) generado puede reaccionar con la superficie del hierro originando Fe (II) (Ec. 10), ésta reacción tiene particular importancia en medios con bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Por último, se forman lentamente fases coloidales debido a la insolubilidad de las especies de Fe (III) para valores de pH entre 5 y 9 típicos de aguas naturales (Ec. 11). Las especies formadas en las reacciones relevantes mencionadas con llevan a la captación del arsénico y su coprecipitación (Ec. 12) (Triszcz *et al.*, 2011).



Un reciente estudio realizado por Farrell y colaboradores demuestra que el As (V) disuelto no participa en la reacción de oxidación electroquímica del Fe, más bien son las moléculas del agua el oxidante primario de la superficie del Fe (0) (reducción del agua) siendo el Fe^{2+} el producto inicial de la oxidación. (Manning *et al.*, 2002; Farrell *et al.*, 2001).

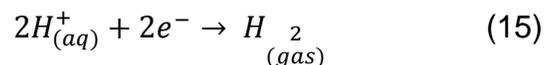
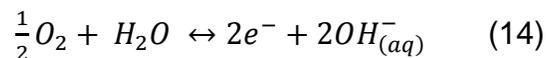
Oxidación del hierro en medio acuoso

La oxidación de la superficie de Fe (0) es una reacción de oxidación espontánea que forma Fe^{2+} y Fe^{3+} . El Fe (0) inmerso en medio acuoso se corroe debido a diferencias en el potencial eléctrico sobre los sitios anódico y catódico en la superficie del Fe (0) (Talbot y Talbot, 1998; Zitrou *et al.*, 2007). El metal se oxida en el ánodo, donde se produce la oxidación de acuerdo con la (Ec. 13):



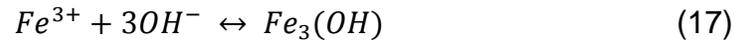
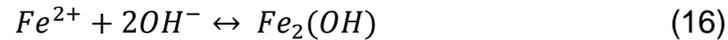
Simultáneamente, se produce una reacción de reducción en los sitios catódicos.

Los procesos típicos catódicos son, (Ec. 14 y 15):



Los electrones producidos en los sitios anódicos son conducidos a través del metal, mientras que los iones formados son transportados a través del agua (electrolito).

Los iones de Fe^{2+} y Fe^{3+} formados en las ecuaciones anteriores formarán hidróxidos que posteriormente se transformarán progresivamente en óxidos amorfos y cristalinos, (Ec. 16, 17 y 18):



Es importante recordar que, independientemente del tamaño del material, la formación y transformación de una escala de óxido sobre Fe (0) es un proceso universal (a $pH > 4.5$). De acuerdo con ello, la propensión de cualquier Fe (0) a la oxidación acuosa está influenciada por la naturaleza de la capa de óxido en su superficie. La capa de óxido inicial es porosa y permeable, pero puede ser transformada en una capa impermeable dependiendo principalmente de la química del agua. En otras palabras, una capa de óxido comienza a formarse inmediatamente después de la inmersión del Fe (0) y puede facilitar o dificultar la oxidación, ya sea sirviendo como una barrera o como un camino para el intercambio iónico en la solución de Fe (0) (Zitrou *et al.*, 2007).

Aplicaciones de las tecnologías

En Latinoamérica el arsénico presente en agua potable afecta más que nada a poblaciones aisladas y de bajos recursos, es por ello que es en estos países donde las llamadas tecnologías emergentes o innovadoras han tomado auge ya que se busca reducir el arsénico contenido en el agua de consumo humano a los valores normados. Estas tecnologías también han sido aplicadas con éxito en países con ciudades de bajos recursos económicos como en Bangladesh, India y China (Litter *et al.*, 2010).

Ventajas y limitaciones de las tecnologías

Las tecnologías emergentes tienen como principal ventaja los bajos costos de aplicación y mantenimiento así como su fácil manejo, por lo que estas tecnologías pueden ser implementadas en regiones aisladas y de bajos recursos económicos (Noubactep, 2010).

En la Tabla 3.5, se presentan las principales ventajas y limitaciones de cada uno de las tecnologías presentadas.

Tabla 3. 5 Ventajas y limitaciones de las tecnologías emergentes.

Tecnologías	Ventajas	Limitaciones
<i>Adsorbente naturales</i>		
Minerales (hematitas, goethitas, gibbsitas y zeolitas recubiertas con hierro)	Material de fácil acceso, proceso de manejo sencillo y bajo costo. Elimina arsénico <i>in situ</i> .	Proceso lento. Usado principalmente para concentraciones bajas de arsénico.
<i>Humedales</i>		
Plantas acuáticas (<i>Cyperaceae</i> , <i>Schonoeplectous americanus</i> y <i>Eleocharis macrostachya</i>)	Relativamente simple y conocido, de fácil manejo y eficiente.	Requiere mantenimiento, el pH del medio debe de mantenerse. Proceso con tiempo de retención alto.
<i>Tecnologías solares</i>		
Fotocatálisis heterogénea con TiO ₂	Proceso con alta eficiencia de remoción.	Poca aplicación en la remoción de arsénico del agua. Faltan más estudios sobre su posible uso. Costo del reactivos químicos
<i>Hierro valencia cero</i>		
Hierro valencia cero/ Materiales de hierro	Proceso económico con alta eficiencia de remoción, de fácil aplicación. Puede ser empleado a pequeña o gran escala.	Poca aplicación en la remoción de arsénico del agua.

Modificado de Litter *et al.*, 2010

Todas las tecnologías, tradicionales y emergentes para la remoción de arsénico presente en agua generan residuos en distintos volúmenes y con distintas características. Por lo que adicionalmente, debe tenerse en cuenta la manipulación y disposición final de los residuos generados (Bundschuh y Litter, 2010).

3.5. Virutas de hierro

La industria metal-mecánica es un sector productivo de gran importancia en México.

De acuerdo con el censo económico más reciente, existen 58,952 empresas en el Subsector 38, que agrupa a 13 ramas industriales dedicadas a la producción de productos metálicos, maquinaria y equipo, que generan una producción total bruta de 194,123,539 miles de pesos (INEGI, 2009). El sector manifiesta una tendencia de crecimiento estable a pesar de la inestabilidad económica; un análisis de la última década muestra que su producción bruta se ha incrementado en un 69% con relación a la que generaba en 1999 (INEGI, 2009). La industria metal-mecánica, además de su importante aporte en la productividad del país, genera toneladas de residuos peligrosos y no peligrosos. Entre ellos destacan las virutas de hierro provenientes de las operaciones de esmerilado y barrenado, que generalmente quedan impregnadas con aceite soluble o lubricante. Éstas con frecuencia son vendidas a fundidoras o se depositan para su disposición final como residuos municipales (Comisión Ambiental Metropolitana *et al.*, 1997). Dado el volumen generado, resulta conveniente encontrar alternativas de empleo que presenten una relación costo-beneficio favorable y sean ambientalmente sustentables.

Se sabe que el hierro, además de servir como materia prima para la industria metal-mecánica, ha sido utilizado en el tratamiento de diferentes contaminantes. Se han evaluado diferentes materiales sólidos que contienen Fe (Blowes *et al.*, 1997; Powell *et al.*, 1995; Litter *et al.*, 2010) y diferentes sales ferrosas. En general, el par redox formado por el Fe (0) y el Fe²⁺ disuelto se han

empleado en el tratamiento de muchas sustancias; tales como, iones de hidrógeno, carbonatos, sulfatos, nitratos y haluros de alquilo (Matheson y Tratnyek, 1994). El par Fe(0)/Fe(II), además de deshalogenar hidrocarburos halogenados, puede reducir oxianiones como CrO_2^{-4} , MnO_2^{-4} , TcO^{-4} , MoO_4^{2-} , AsO_4^{2-} y AsO_3^{2-} (Cantrell y Kaplan, 1997; Su y Puls, 2001). La evidencia experimental muestra que para estos aniones el mecanismo de remoción es la precipitación reductiva, a excepción del As (Su y Puls, 2001). El Fe(0) reduce otros contaminantes, tales como algunos plaguicidas halogenados, percloratos, ácidos haloacéticos, compuestos nitroaromáticos, explosivos y otros metales (Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ag^+ y Hg^{2+}) (Cantrell y Kaplan 1997; Moore *et al.*, 2003; Scherer *et al.*, 2000; Zhang *et al.*, 2004). Cuando se encuentra en forma de nanopartículas, puede desclorar bifenilos policlorados en condiciones ambientales (Lowry y Johnson, 2004).

3.6. Residuos peligrosos

Actualmente los residuos peligrosos son un problema no sólo por su peligrosidad sino también por el aumentado en su generación. En este apartado se muestran algunos de los tratamientos más aplicados en el control de residuos peligrosos.

3.6.1. Tratamiento de residuos peligrosos

Dentro de los procesos de recuperación y estabilización de residuos metálicos destacan la neutralización, la reducción química, la precipitación, la fijación química y solidificación que se describen brevemente enseguida (Noyes, 1991; Freeman, 1997).

3.6.1.1. Neutralización

La neutralización de los residuos peligrosos consiste en un ajuste ácido o alcalino del residuo en un intervalo de pH entre 6 y 9, para que puedan ser desechados.

3.6.1.2. *Precipitación*

El mecanismo de precipitación involucra la alteración del equilibrio iónico del compuesto metálico para producir un precipitado insoluble. Generalmente se emplea un agente alcalino para reducir la solubilidad de los compuestos metálicos.

En general, las reacciones de precipitación forman una sal y un complejo metálico insoluble. Al convertir los iones solubles en compuestos insolubles los metales pueden separarse del líquido por sedimentación y/o filtración.

Los agentes químicos más usados son hidróxido de calcio (Ca(OH)_2) e hidróxido de sodio (NaOH).

3.6.1.3. *Reducción química*

La reducción química es una reacción química en la cual uno o más electrones son transferidos entre dos elementos, es el cambio del estado de oxidación, donde el oxidante es un donador de electrones.

3.6.1.4. *Fijación química y solidificación*

La fijación química y solidificación se emplea para desintoxicar, inmovilizar o insolubilizar, permite hacer al residuo menos peligroso al ambiente (Jáuregui, 2006)

El uso de la fijación química ofrece varias ventajas, tales como mejorar las características de manejo, produciendo un material sólido lo suficientemente fuerte para su disposición. Idealmente, modificar la estructura del residuo permite reducir los lixiviados de contaminantes tóxicos y si las concentraciones son menores a las estipuladas por la normatividad, entonces los residuos pueden considerarse no peligrosos (Sandoval y Jáuregui, 2002)

Una desventaja de este tipo de solidificación es que se incrementa el peso y volumen del residuo a disponer, incrementando los costos de transportación y disposición. Otro problema, es que algunos residuos deben ser pretratados antes de su solidificación con cemento.

3.6.2. Encapsulamiento

En la actualidad, las estrategias para abatir la contaminación de residuos peligrosos tienen como objetivo fundamental la reducción de la cantidad de residuos tóxicos generados a través de la aplicación y desarrollo de tecnologías limpias con baja producción de los mismos. Sin embargo, un amplio espectro de la actividad humana comprende actividades tales como la minería, la metalurgia extractiva o la rehabilitación de antiguas instalaciones industriales, que producen residuos que requieren tratamiento y/o almacenamiento. Los procesos de estabilización/solidificación se han convertido en una opción viable para el tratamiento y almacenamiento de residuos peligrosos (Macías *et al.*, 1999).

Los métodos de solidificación/estabilización se refieren a un grupo de técnicas de limpieza que evitan o reducen la liberación de químicos nocivos del suelo o lodo contaminado. En general, estos métodos no destruyen el residuo, sino que protegen la salud humana y el medio al impedir que los químicos se desprendan hacia el ambiente (EPA, 2003).

Estos métodos abarcan el proceso de encapsulamiento el cual ha sido utilizado como una técnica para controlar la contaminación originada por los residuos peligrosos que no pueden ser tratados por otros procesos. Estos deben de cumplir con los objetivos siguientes; reducir la movilidad o solubilidad del contaminante, mejorar el manejo del contaminante mediante la formación de materiales sólidos sin líquidos libres para evitar su dispersión, disminuir la superficie expuesta a la transferencia o pérdida de los contaminantes (Macías *et al.*, 1999; EPA, 2003).

El proceso de encapsulamiento es un proceso eficiente y económico el cual consiste en estabilizar el contaminante a través de un atrapamiento o revestimiento completo de la partícula tóxica o residuo aglomerado con una sustancia nueva; el cemento, las arcillas y los polímeros son los compuestos más utilizados (García *et al.*, 2013). Este proceso es ampliamente utilizado para el encapsulamiento de lodos de aguas residuales, cianuros gastados, materiales

flamables, hidrocarburos clorados y metales como el Pb, Cd, Cr, Se, Hg, Ag, Ba y As (EPA, 1993; Macías *et al.*, 1999; EPA, 2003).

El encapsulamiento con cemento portland consiste en un mezclado mecánico entre el cemento y el contaminante creándose un atrapamiento físico del contaminante en la matriz cerrada del concreto. Las propiedades del cemento confieren al material ya encapsulado característica de dureza y resistencia física así como también resistencia al clima, dando con ello un residuo estable que puede ser confinado o dispuesto en sitios al aire libre, así como también se plantea la posibilidad de ser utilizados en la construcción de objetos con falta de estructura o bien ser utilizados como relleno en la construcción de carreteras, las alternativas de uso de estos residuos encapsulados pueden ser varias siempre y cuando se garantice que el residuo ha quedado completamente estable, no se recomienda que el residuo encapsulado se utilice en actividades que lo hagan entrar en contacto directo con las personas.

Algunas de las ventajas y desventajas de los procesos de solidificación/estabilización utilizando cemento Pórtland se mencionan en la Tabla 3.6.

Tabla 3. 6. Ventajas y desventajas del encapsulamiento de residuos

Ventajas	Desventajas
Disponibilidad del material. Bajo costo de materiales y equipo de mezclado. Uso de materiales naturales para la matriz de concreto. Capacidad para realizar una barrera física fuerte contra algunas adversidades ambientales. Flexibilidad para diferentes aplicaciones. Baja variabilidad en composición. Conocimiento del procedimiento y de sus reacciones.	Sensibilidad de la calidad del producto a altas concentraciones de impurezas. Cierta porosidad del desecho tratado. Aumento en el volumen del residuo al añadir al agente ligante. Experiencia necesaria para una aplicación exitosa.

Adaptado de (Jáuregui, 2006)

Capítulo 4

4. Metodología

En este capítulo se describen los materiales empleados, procedimientos y métodos usados para la caracterización y acondicionamiento de las virutas y el agua a tratar. De igual forma se presenta la descripción de los experimentos realizados para evaluar la influencia del pH y las distintas concentraciones de arsénico con el fin de evaluar el proceso de ferro-oxidación del arsénico presente en agua. Asimismo, se presenta la propuesta del tratamiento para los subproductos generados.

Finalmente se refieren los métodos estadísticos del tratamiento y evaluación de los resultados experimentales.

4.1 Métodos experimentales

Se utilizaron virutas de hierro provenientes de la industria metal mecánica, para la eliminación de arsénico presente en dos muestras de agua, la primera agua sintética y la segunda una muestra de agua problema.

En la Figura 4.1 se muestra un diagrama de flujo que representa las etapas que se llevaron a cabo para el cumplimiento de los objetivos planteados en este proyecto de investigación.

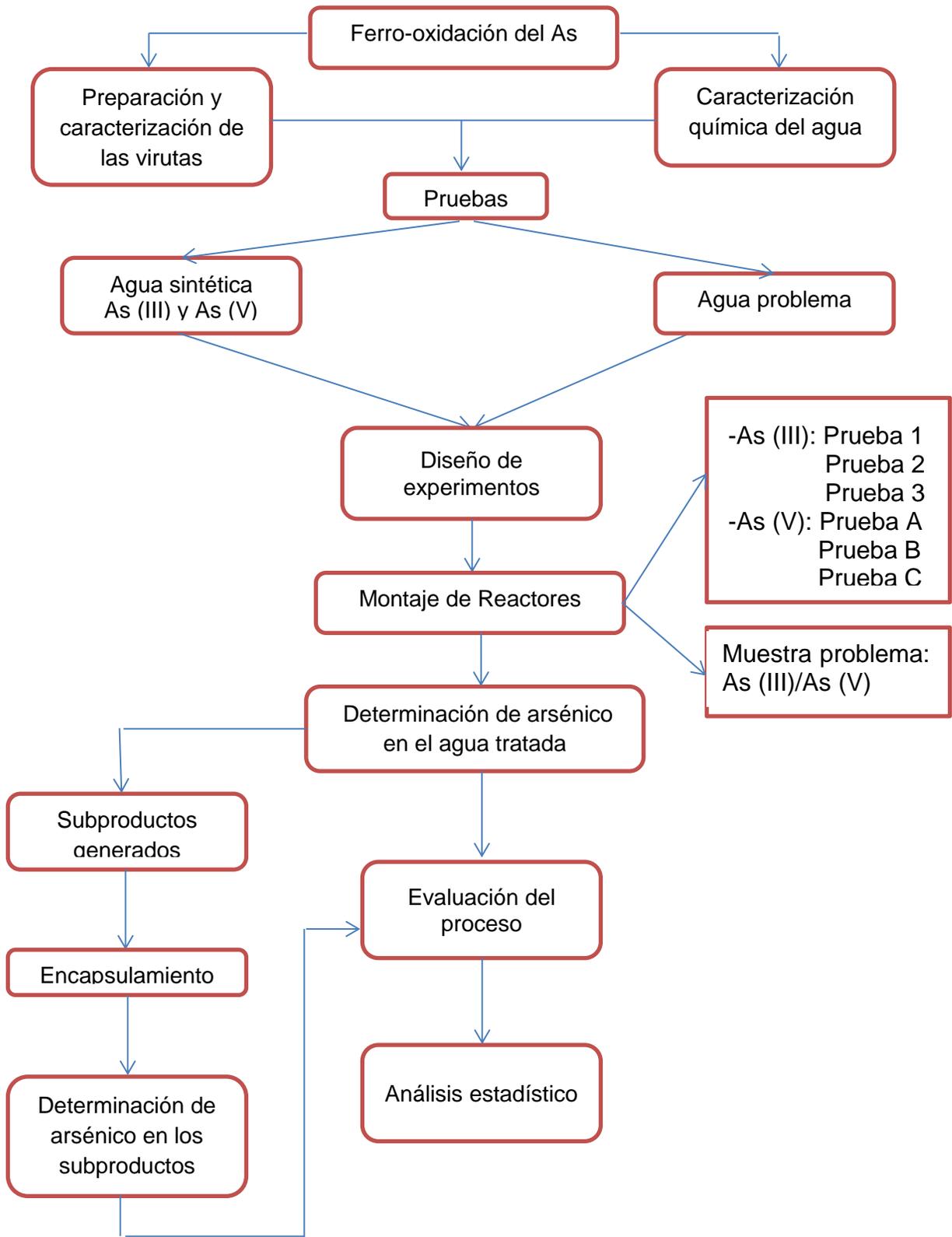


Figura 4. 1 Diagrama de flujo de la metodología

4.1.1. Caracterización de las virutas de hierro

4.1.1.1. Preparación y caracterización de las virutas

Las virutas de hierro utilizadas en este proyecto fueron donadas por la empresa MAHLE Componentes de Motor de México, S. de R.L. de C.V., estas virutas son generadas como residuos en el proceso de fabricación de componentes metálicos.

Para que se llevara a cabo el empleo de las virutas en el proceso de remoción de arsénico presente en agua, estas fueron primero sometidas a un proceso de limpieza, el cual consistió en lavar las virutas de hierro con gasolina blanca para retirar las posibles impurezas presentes, a continuación se dejaron secar a temperatura ambiente. Posteriormente fueron tamizadas hasta obtener un tamaño de partículas de entre 1 - 17 mm aproximadamente.

Las virutas de hierro fueron caracterizadas para conocer su composición química utilizando el equipo de espectrofotometría de absorción atómica VARIAN Spectra AA-200, con ello determinó el porcentaje promedio total del contenido de hierro en el material.

4.1.2. Caracterización química del agua

La caracterización química del agua a tratar se realizó empleando el equipo de espectrofotometría de absorción atómica VARIAN Spectra AA-200, con el fin de determinar los elementos de la muestra y descartar posibles interferencias en el proceso.

4.1.3. Obtención de la muestra de agua sintética

Las soluciones de agua sintéticas de As (III) y As (V) fueron preparadas empleando NaAsO_2 (arsenito de sodio) y As_2O_5 (óxido de arsénico V) respectivamente, para una concentración inicial de arsénico de 2000, 4000 y 8000 mg/L.

El agua utilizada en todas las soluciones fue agua libre de iones.

4.1.4. Obtención de la muestra de agua problema

El agua contaminada con arsénico fue extraída de un acuífero somero contaminado por una industria ubicado en el área metropolitana de la Ciudad de México y fue caracterizada para conocer la concentración inicial de arsénico y

demás constituyentes. El pozo de extracción fue elegido de entre otros de la misma zona en función a la alta concentración que éste presentaba respecto a los demás de acuerdo con reportes anteriores analizados.

En las pruebas que se realizaron con un agua problema, se procedió de la misma manera que en las pruebas realizadas con agua sintética, con el fin de asegurar que las condiciones de reacción fueran similares.

4.1.5. Experimentos en reactores por lotes

Los reactores por lotes secuenciales fueron usados para estudiar la remoción de arsénico por las virutas de hierro, investigando el efecto del pH y la concentración de arsénico en la eficiencia del proceso.

Las pruebas se llevaron a cabo por triplicado, donde se emplearon reactores cuadrados herméticos con 180 g de virutas de hierro y 450 mL de la solución problema, manteniendo una relación de 0.4 viruta/agua (m/v). Se les suministró un flujo de aire en el intervalo de 800–950 mL/min. A la par, se corrió una prueba control con 450 mL de la solución problema sin la adición de virutas, con el fin de determinar la aportación del aire en el proceso de remoción de arsénico. En todos los casos se utilizó un flujo de aire de 900 ± 21 mL/min.

Como se había mencionado el tamaño de partícula de las virutas utilizadas estaba en el intervalo de 1-17 mm aproximadamente. El tiempo de reacción fue de 24 horas.

El pH se ajustó usando H_2SO_4 al 0.1 M. Se tomaron 50 mL de muestra entre cada reactor, se filtró cada muestra utilizando filtros de velocidad media y se preservaron a 4°C para su posterior análisis. Se monitoreó el pH de las muestras, la relación viruta/agua se conservó todo el tiempo y se tomó en cuenta que las pruebas se realizaran a presión y temperatura ambiente.

4.1.6. Diseño de experimentos

El diseño experimental para el agua sintética fue el siguiente; se utilizaron tres valores distintos de pH (3, 5 y 7) los cuales se combinaron con tres concentraciones diferentes de arsénico (2, 4 y 6 g/L). Lo que permitió obtener nueve combinaciones o pruebas para As (III) y otras nueve para As (V), cada prueba constó de tres reactores (Tabla 4.1).

Tabla 4. 1. Diseño experimental para el agua sintética

# Prueba*	[As] inicial	pH inicial
1	2,000 mg/L	3
		5
		7
2	4,000 mg/L	3
		5
		7
3	8,000 mg/L	3
		5
		7

El diseño experimental fue el mismo para As (III) y As (V).
Las pruebas se llevaron a cabo a presión y temperatura ambiente.

El diseño experimental de la muestra problema consistió en analizar la concentración inicial de arsénico en el agua y después se procedió a modificar el pH, aplicando tres diferentes valores 3, 5 y 7 para evaluar la influencia del pH en el proceso (Tabla 4.2).

Tabla 4. 2. Diseño experimental para la muestra del agua problema

Prueba	pH inicial
[As] mg/L	3
	5
	7

Las pruebas se llevaron a cabo a presión y temperatura ambiente.

4.1.7. Proceso de ferro-oxidación en una muestra de agua contaminada con arsénico

El proceso de ferro-oxidación como tratamiento de aguas contaminadas con arsénico se describió en el apartado 3.4.2.6, del capítulo anterior.

La remoción de arsénico presente en agua utilizando hierro, consistió en poner en contacto las virutas de hierro con una muestra de agua contaminada con arsénico. El hierro de las virutas al encontrarse en un medio oxidante, se oxida pasando de hierro metálico, Fe (0), a Fe (II) y posteriormente a Fe (III), durante este proceso el arsénico presente en el medio en forma de As (III) también es oxidado a su forma As (V). En este proceso el medio presenta un incremento en

iones OH^- los cuales en presencia de Fe (III) forman el hidróxido férrico, un compuesto conocido por ser utilizado como coagulante en el tratamiento de aguas contaminadas. Se cree que el proceso por el cual el arsénico es retirado del medio usando hierro es por la formación de los hidróxidos de hierro los cuales co-precipitan al fondo del reactor arrastrando a su paso el arsénico presente en el medio, de igual forma se plantea la posibilidad de que las virutas de hierro actúen como un medio adsorbente del arsénico con lo que promueven la remoción del arsénico presente en agua.

En este apartado se evaluó el pH y la concentración de arsénico en la eficiencia del proceso de remoción de arsénico y se determinó la influencia de la especie de arsénico presente en la solución.

4.1.8. Remoción del As (III) y As (V) en solución simple

Para el proceso de ferro-oxidación se evaluaron distintas muestras de agua: dos muestras sintéticas y la muestra problema, las tres muestras fueron sometidas a las mismas condiciones de reacción, variando los mismos parámetros.

El arsénico presente en aguas naturales se llega a encontrar en dos principales especies As (III) y As (V), por lo que en este trabajo se estudiaron estas dos especies de forma aislada, con el fin determinar cuál de ellas es más susceptible a ser removida por ferro-oxidación. Para el adecuado manejo de las muestras, éstas fueron nombradas como se describe en las Tablas 4.3, 4.4 y 4.5.

Tabla 4. 3. Pruebas realizadas con As (III)

Pruebas	Condiciones iniciales de operación	
	[As (III)] mg/L	pH
Prueba 1	2000	3
		5
		7
Prueba 2	4000	3
		5
		7
Prueba 3	8000	3
		5
		7

Tabla 4. 4. Pruebas realizadas con As (V)

Pruebas	Condiciones iniciales de operación	
	[As (V)] mg/L	pH
Prueba A	2000	3
		5
		7
Prueba B	4000	3
		5
		7
Prueba C	8000	3
		5
		7

Tabla 4. 5. Pruebas realizadas con la muestra de agua problema

Condiciones iniciales de operación	
[As] mg/L	pH
1738.17	3
1819.31	5
1844.88	7

4.1.9. Tratamiento de los subproductos generados

Subproductos gaseosos.- Las neblinas generadas en el proceso se trataron por neutralización. El proceso consistió en burbujear los gases de arsénico, generados dentro de cada reactor, en 50 mL de agua destilada contenida en matraces Erlenmeyer sellados con parafilm, esto se realizó con el fin de atrapar los gases generados en un agua carente de arsénico y así poder cuantificar posteriormente la cantidad de gases formados por cada proceso y reactor. El análisis de arsénico se realizó por absorción atómica.

Subproductos sólidos.- Las virutas residuales del proceso fueron tratadas por encapsulamiento y posteriormente sometidas a la prueba de extracción del constituyente tóxico de acuerdo con las normas NOM 052-SEMARNAT-2005 y NOM 053-ECOL (DOF, 2005; DOF, 1993).

4.1.10. Encapsulamiento de residuos

En la eliminación de arsénico presente en agua se utilizaron virutas, residuos provenientes de la industria metal mecánica, si bien este residuo industrial no es considerado como peligroso sí lo es cuando sale del proceso de

eliminación de arsénico debido a que el hierro reacciona directamente con el arsénico presente en el agua por procesos descritos en el apartado 3.4.2.6 obteniéndose con ello virutas contaminadas con arsénico, un residuo peligroso, por lo que su tratamiento y disposición final son considerados relevantes para el proyecto.

En este proyecto se planteó la utilización del proceso de encapsulamiento como tratamiento de control para los residuos de virutas generados.

El encapsulamiento consiste en mezclar el cemento, la arena, la grava, las virutas y el agua hasta obtener una composición homogénea, posteriormente con esta mezcla se procede a formar cilindros.

Para determinar la composición adecuada de los constituyentes del cilindro se realizaron diferentes pruebas en las que se varió el contenido de cemento, virutas, grava, arena y agua, con el fin de obtener el cilindro que presentara la mayor resistencia física y el mejor encapsulamiento de los residuos de viruta, Tabla 4.6.

Tabla 4. 6 Pruebas de encapsulamiento

# Ensayo	Peso (g)					% Total de virutas por ensayo
	Cemento	Arena	Grava	Virutas	Agua (mL)	
P1	64.2	15.1	80.8	92.5	20	36.6
P2	11.8	3.8	15.1	4.14	6	11.9
P3	11.8	4	10	5	5	16.2
P4	10	20	---	10	6	25.0
P5	15	20	10	10	7	18.2
P6	15	20	5	15	10	27.3
P7	15	20	15	15	10	23.1
P8	15	20	10	15	11	25.0
P9	13	18	9	15	10	27.3
P10	13	18	9	25	10	38.5

Una vez formados los cilindros se sometieron a un proceso de curado con el fin de evitar fracturas o grietas por deshidratación del fraguado y con ello un daño posterior en su estructura. Posteriormente, las virutas encapsuladas se sometieron a la prueba de extracción del constituyente tóxico.

Pruebas de Extracción del Constituyente Tóxico (PECT)

Las pruebas de PECT se utilizan para determinar la movilidad de los constituyentes de un residuo, que lo hacen peligroso por su toxicidad al ambiente y a la salud.

Las pruebas de extracción se realizaron de acuerdo con el procedimiento descrito en la norma NOM-053-SEMARNAT-1993 (DOF, 1993) para la determinación de residuos peligrosos. En el análisis, se utilizó la solución de extracción 1 descrita en la norma. Se pesaron 20 g de virutas y se les adicionaron 400 mL de la solución extractora, las mezclas se agitaron durante 18 horas, posteriormente se filtraron. Las muestras filtradas se analizaron por espectrofotometría de absorción atómica para medir el contenido de metales lixiviables, la prueba se realizó por duplicado.

Asimismo, se realizó una prueba de lixiviación de metales a diferentes pH (4.5, 5.5 y 6.5), los valores de pH establecidos para la prueba fueron elegidos de los reportados por la SEMARNAT en su informe de lluvias ácidas del 2012 para la Zona Metropolitana del Valle de México (SEMARNAT, 2012).

Los resultados de los ensayos de lixiviación fueron comparados con la concentración inicial de metales pesados en las virutas. El porcentaje de encapsulamiento fue calculado como se expresa en la ecuación 19.

$$\% \text{ Encapsulamiento} = \frac{C_i - C_f}{C_i} * 100 \dots \dots \dots (19)$$

donde:

C_i: concentración inicial del metal en las virutas

C_f: concentración final del metal en las virutas.

4.2 Metodología estadística

En la evaluación estadística de los datos experimentales de las pruebas realizadas por triplicado, se aplicó el análisis de varianzas a través de un ANOVA multifactorial, este procedimiento ejecuta un análisis de varianza de varios factores con respecto a un grupo de datos, construye varias pruebas y gráficas para determinar qué factores tienen un efecto estadísticamente significativo sobre el proceso. La prueba-F en la tabla ANOVA permite identificar los factores significativos. La prueba de rangos múltiples indicará cuáles medias son significativamente diferentes de otras.

4.3 Métodos analíticos

A continuación se describe el método experimental aplicado en la caracterización de las virutas de hierro empleadas y en la determinación de los contaminantes de interés presentes en las soluciones bajo estudio.

4.3.1 pH

Para la determinación del pH se utilizó el método la NMX-AA-008-SCFI-2011 para análisis de agua y la lectura se realizó con un potenciómetro ORION modelo 290 A, con precisión de ± 0.05 unidades a 25°C. Las medidas se llevaron a cabo por triplicado (DOF, 2011).

4.3.2 Digestión ácida

Para determinar la cantidad de As total en las muestras resultantes se les realizó una digestión ácida utilizando un horno de digestión, marca MARsx empleando la metodología de la EPA 3015 A (EPA, 2007).

4.3.2 Espectrofotometría de absorción atómica

Las concentraciones totales y solubles de arsénico fueron analizadas por espectrofotometría de absorción atómica con un equipo VARIAN Spectra AA-200, empleando la metodología de la norma NMX-AA-051-SCFI-2001. Límite de detección de 3 $\mu\text{g/mL}$ para el arsénico (DOF, 2001).

Capítulo 5

5. Resultados y discusión

En este capítulo se presentan los resultados de la fase experimental así como su análisis y discusión. Se inicia determinando la composición química de las virutas de hierro y del agua utilizada.

Después se analizan las pruebas realizadas durante el proceso de ferro-oxidación. Se hace un análisis del efecto o influencia del valor del pH y se determina la eficiencia del proceso en la eliminación de arsénico. Finalmente se aborda el tratamiento de encapsulamiento y neutralización para los diferentes subproductos generados.

5.1 Caracterización de las virutas de hierro

5.1.1. Caracterización química

La caracterización química de las virutas de hierro se realizó con el fin de determinar la cantidad de Fe (0) que las componen. Lo anterior, debido a que son éstas las generadoras *in situ* de hidróxidos de hierro altamente adsorbentes que forman progresivamente óxidos de hierro amorfo y cristalino; así como, subproductos de la oxidación.

La composición química de las virutas utilizadas se presenta en la Tabla 5.1. Se observa que el 86% de la viruta se compone de hierro mientras que el resto está formado por otros componentes como: carbón, silicio, manganeso, fosforo, azufre, níquel, cromo, molibdeno, cobre y magnesio.

Tabla 5. 1. Composición de la viruta de hierro

Componente	%
Fe	86
C	3.30-3.90
Si	2.40-2.90
Mn	0.20-0.80
P	≤ 0.15
S	≤ 0.015
Ni	≤ 1.50
Cr	≤ 0.10
Mo	≤ 0.30
Cu	≤ 0.12
Mg	0.02-0.07

5.2. Caracterización química del agua problema

En la caracterización química del agua se midió el contenido de As, Cu y Ni, así como el valor de pH presente en la muestra. Los resultados se reagrupan en la Tabla 5.2.

Tabla 5. 2. Caracterización química del agua problema

Parámetros	Unidades	Concentración
As	mg/L	1,800.8 ± 208.7
Cu	mg/L	12,180.7 ± 790.9
Ni	mg/L	849.9 ± 98.3
pH	unidades	1.74 – 3.04

La razón de medir el contenido de Cu y Ni es que éstos reaccionan con el hierro y podrían obstruir en la eliminación del As. Como puede apreciarse en la Tabla 5.2, el contenido de Cu resultó doce veces mayor al contenido de arsénico por lo que este metal puede interpretarse como una interferencia del proceso, que habría de tenerse en consideración para la determinación de la eficiencia de remoción de arsénico por ferro-oxidación.

El agua así empleada se le denominó “solución multicomponente” debido a que existe la presencia de otros metales en el medio.

En la utilización de lechos fijos de hierro se deben de considerar los parámetros de temperatura, pH, y composición química/mineral del agua, por lo que se considera importante la caracterización inicial de las virutas de hierro y del agua a emplear.

5.3 Proceso de ferro-oxidación

La aplicación del proceso de remoción del arsénico presente en solución simple y multicomponente se realizó en reactores por lotes secuenciales empleando virutas de hierro para la separación del arsénico.

5.3.1. Remoción del As (III), As (V) en soluciones simples.

En las aguas naturales el arsénico se encuentra como especie disuelta; la cual, se presenta preferentemente en dos estados de oxidación: arsénico trivalente [As (III)] y arsénico pentavalente [As (V)], mientras que el As (0), As (-I) y As (-II) se encuentran en concentraciones bajas. Por tal motivo, en este trabajo se estudió únicamente el As (III) y el As (V).

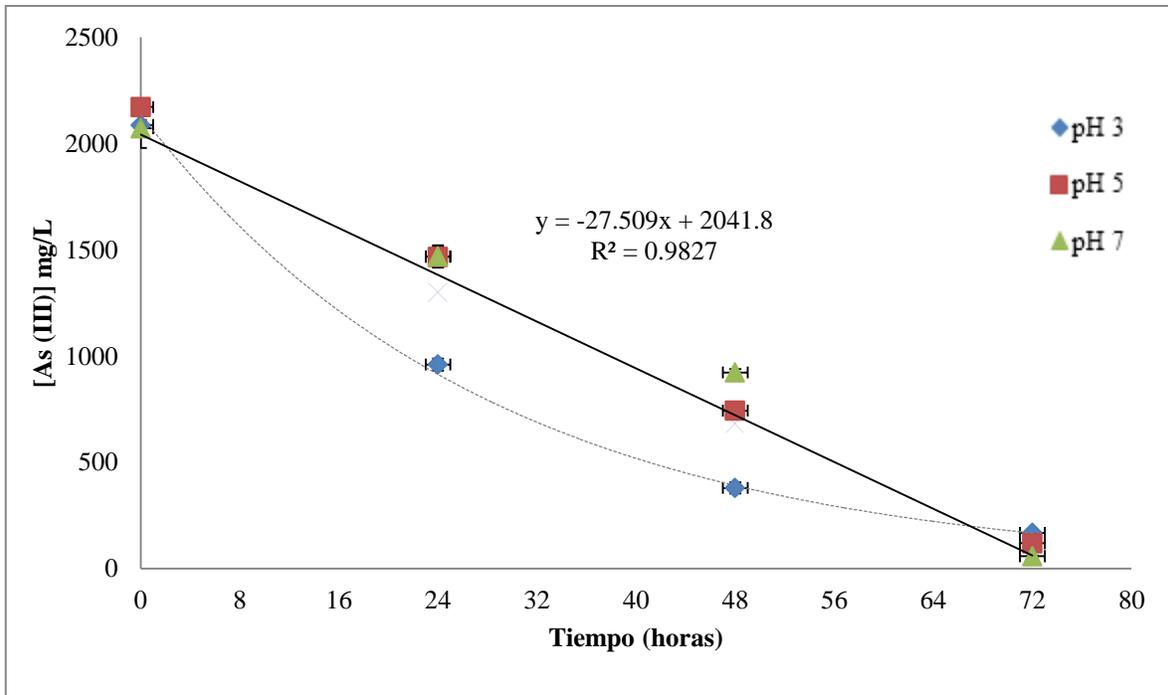
A continuación se muestran gráficamente los resultados presentados en dos grupos. En el primero se muestra el proceso de ferro-oxidación para el As (III) y en el segundo para As (V).

Prueba de ferro-oxidación para [As (III)]

En esta etapa se desarrollaron tres pruebas con concentraciones iniciales de arsénico de 2000, 4000 y 8000 mg/L respectivamente. Las pruebas se realizaron a diferentes valores de pH con el fin de determinar su influencia en el proceso.

Prueba 1, concentración de arsénico inicial de 2000 mg/L

La prueba 1, se realizó bajo las condiciones descritas en la Tabla 4.3, ésta prueba fue llevada a cabo con una concentración inicial de 2000 mg/L de As a tres valores de pH: 3, 5, 7. Con ello se pretende determinar el valor de pH para el cual se obtienen los mayores porcentajes de remoción del arsénico.



Gráfica 5. 1. Proceso de ferro-oxidación para concentración inicial de As (III) de 2000 mg/L con diferentes valores de pH

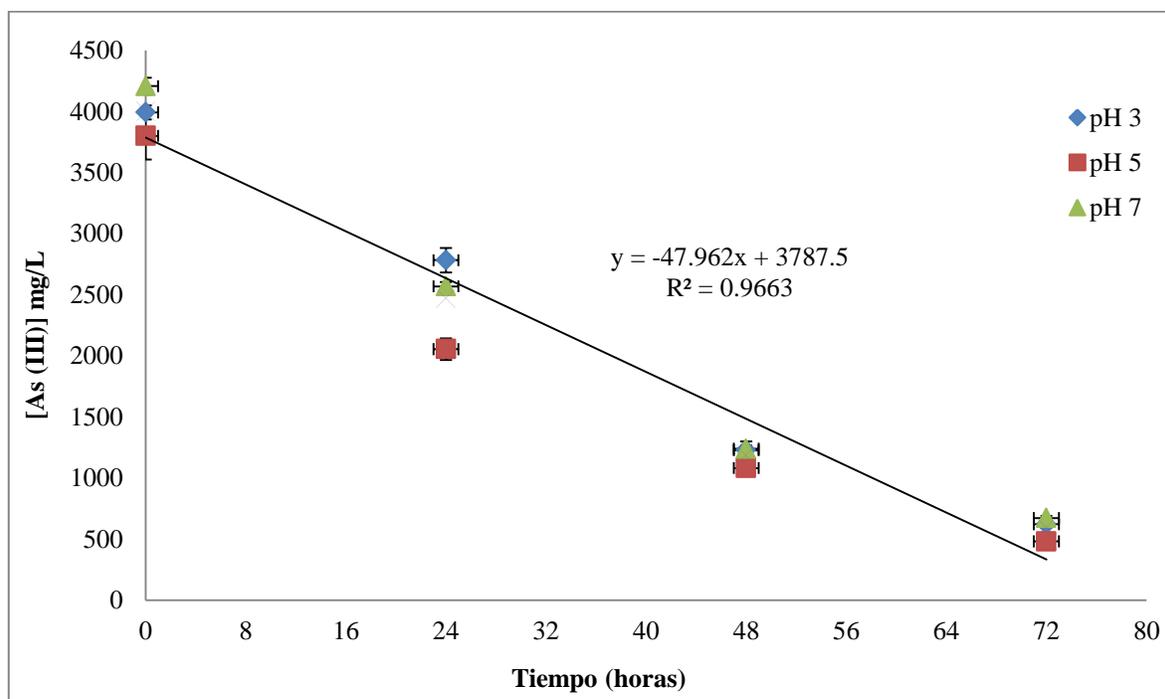
En la Gráfica 5.1, se exponen los resultados obtenidos en la remoción del As (III), con una concentración inicial de 2000 mg/L a diferentes valores de pH. Se observó que la concentración de arsénico decrece a lo largo del tiempo. Asimismo, se graficó la tendencia de los datos y se observó que los datos obtenidos con pH 5 y 7 presentaron una tendencia lineal, mientras que la tendencia para los obtenidos con pH 3 fue exponencial, lo que resultó en concentraciones de 920.3 y 379.5 mg/L de arsénico, para 24 y 48 horas de reacción respectivamente; sin embargo, la prueba realizada a un pH inicial de 7, reportó una concentración final de As de 58.2 mg/L, siendo la prueba con la menor cantidad de arsénico al final de las 72 horas de reacción.

Se observó que la concentración de arsénico fue menor a valores de pH ácidos y tiempos de reacción menores o iguales a 48 horas.

.Prueba 2, concentración de arsénico inicial de 4000 mg/L

Las pruebas realizadas con una concentración inicial de As (III) de 4000 mg/L bajo las mismas condiciones de reacción, proyectaron la misma tendencia que lo reportado en la Prueba 1.

En la Gráfica 5.2, se observó que los datos obtenidos presentaron un decaimiento lineal en la concentración de arsénico en solución para los tres valores de pH: 3, 5, 7. Los datos obtenidos con pH 5 proporcionaron una concentración final de arsénico de 481.5 mg/L, después de 72 horas de reacción, siendo la prueba más factible de las tres realizadas.

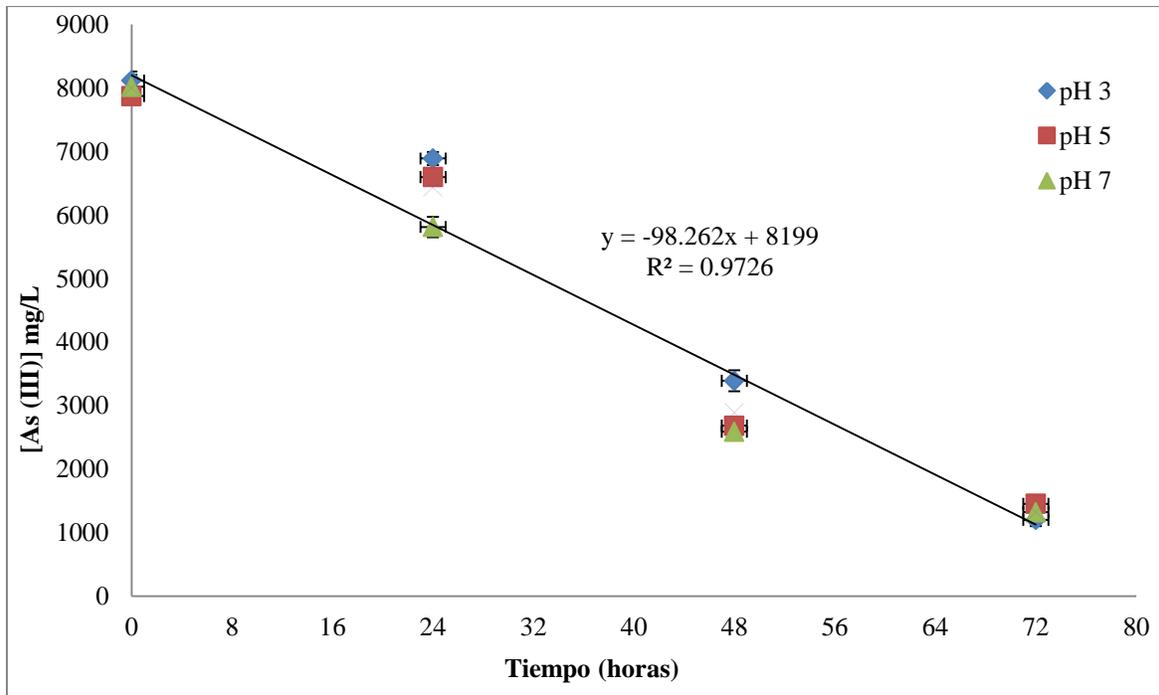


Grafica 5. 2. Proceso de ferro-oxidación para concentración inicial de As (III) de 4000 mg/L con diferentes valores de pH

Prueba 3, concentración de arsénico inicial de 8000 mg/L

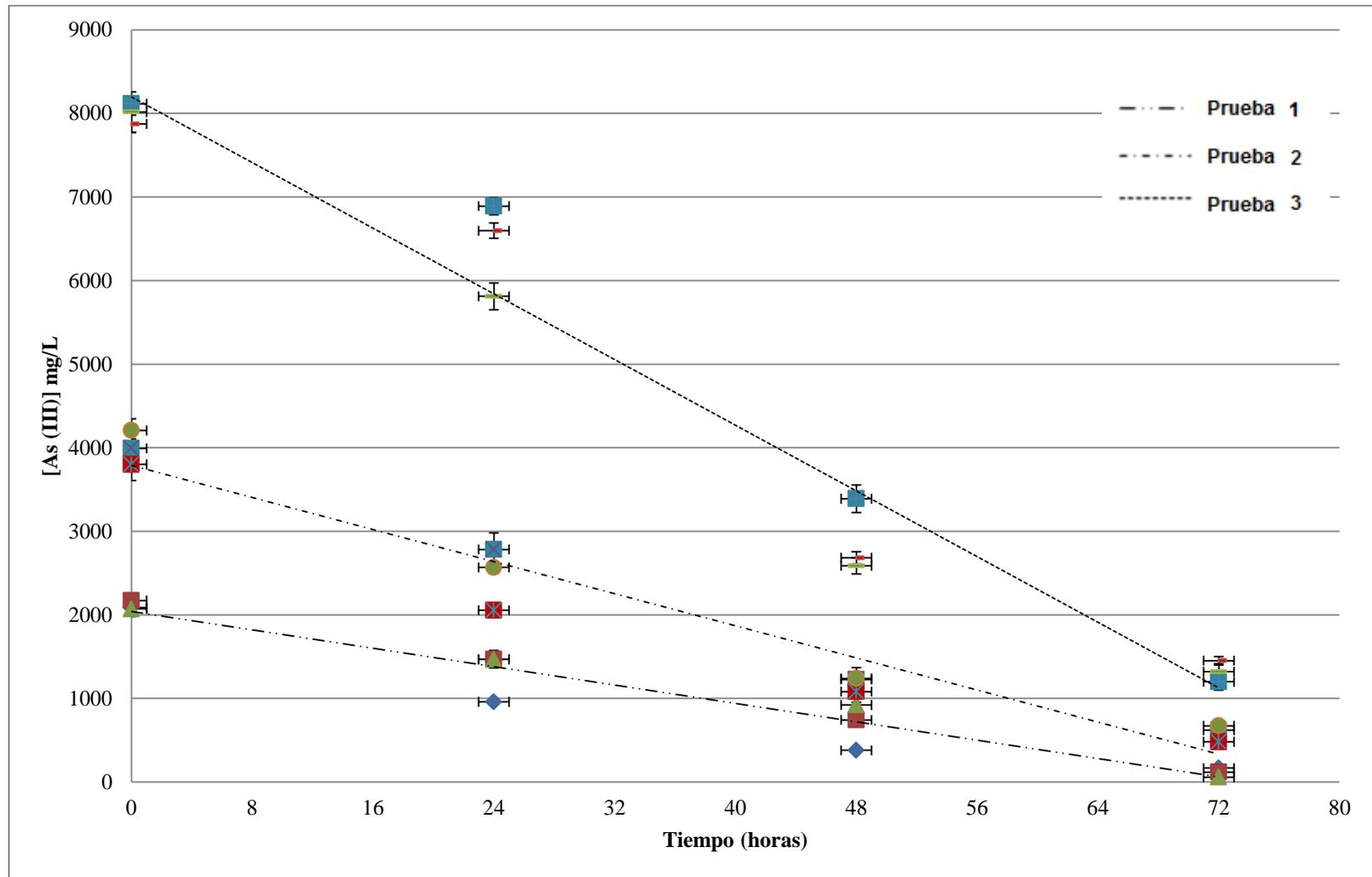
Al aumentar la concentración de arsénico inicial a 8000 mg/L, se observó que la remoción de arsénico del medio no fue tan efectiva como la obtenida a concentraciones menores, 2000 mg/L o 4000 mg/L, esto debido a que al existir una mayor cantidad de arsénico disponible en la solución la interacción entre el arsénico y los hidróxidos de hierro no fue la adecuada, por lo que al final de las 72

horas de reacción la concentración de arsénico reportada fue superior a 1000 mg/L, a pesar de esto el tratamiento presentó una tendencia similar a las pruebas anteriores; es decir, la concentración del arsénico en el medio decreció a lo largo del tiempo siguiendo una tendencia lineal. La prueba realizada a pH 3 fue la que presentó la menor concentración de arsénico de los tres experimentos, siendo ésta de 1199.6 mg/L, Gráfica 5.3.



Gráfica 5. 3. Proceso de ferro-oxidación para concentración inicial de As (III) de 8000 mg/L con diferentes valores de pH

En la Gráfica 5.4, se encuentran los datos obtenidos por cada una de las tres pruebas realizadas a diferentes concentraciones iniciales de arsénico 2000, 4000 y 8000 mg/L, se observó que al existir una mayor cantidad de arsénico en el medio el decaimiento de la concentración a través del tiempo no presentó la misma pendiente, la mayor pendiente se observó a concentraciones de 2000 mg/L. Por lo que se puede concluir que a pH 7 se alcanza una concentración baja de arsénico en corto tiempo.



Grafica 5. 4. Decaimiento de la concentración de As (III) a través del tiempo. Prueba 1: 2000 mg/L, Prueba 2: 4000 mg/L y Prueba 3: 8000 mg/L.

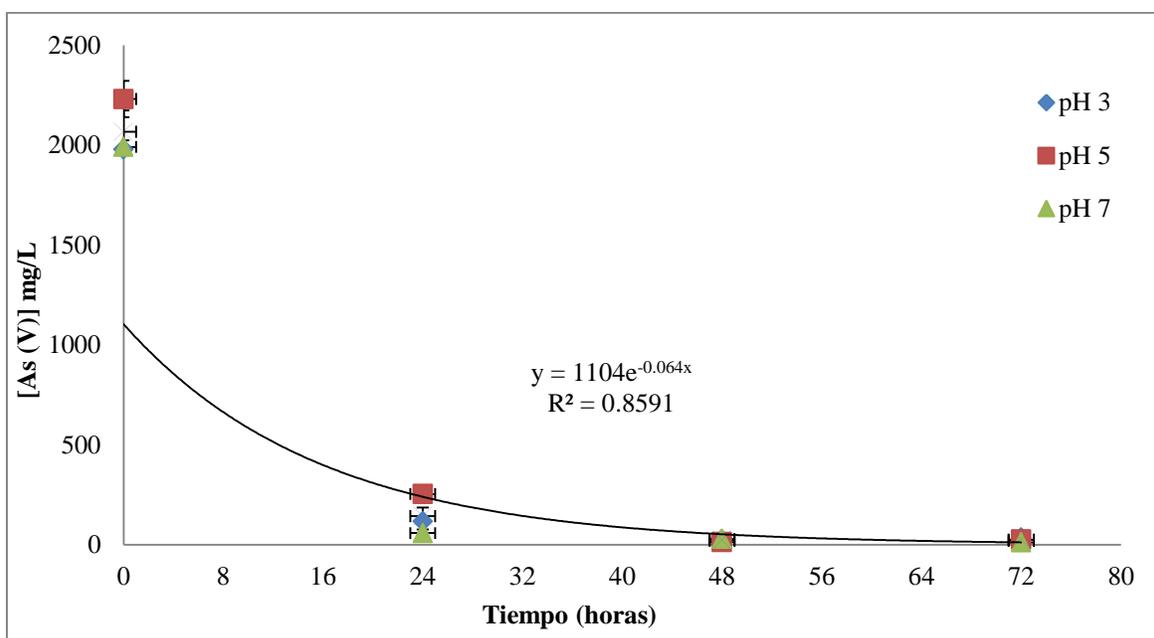
Los colores azul, rojo y verde corresponden a pH 3, 5 y 7 respectivamente

Prueba de ferro-oxidación para [As (V)]

El estudio del proceso de ferro-oxidación del As (V) se realizó con diferentes concentraciones de arsénico 2000, 4000 y 8000 mg/L para un pH inicial de 3, 5 y 7. Las pruebas fueron agrupadas en tres grupos denominados Prueba A, B y C, como se muestra en la Tabla 4.4.

Las pruebas realizadas con As (V) se llevaron a cabo de la misma manera que las pruebas efectuadas con As (III).

Prueba A, concentración de arsénico inicial de 2000 mg/L



Gráfica 5. 5. Proceso de ferro-oxidación para concentración inicial de As (V) de 2000 mg/L con diferentes valores de pH

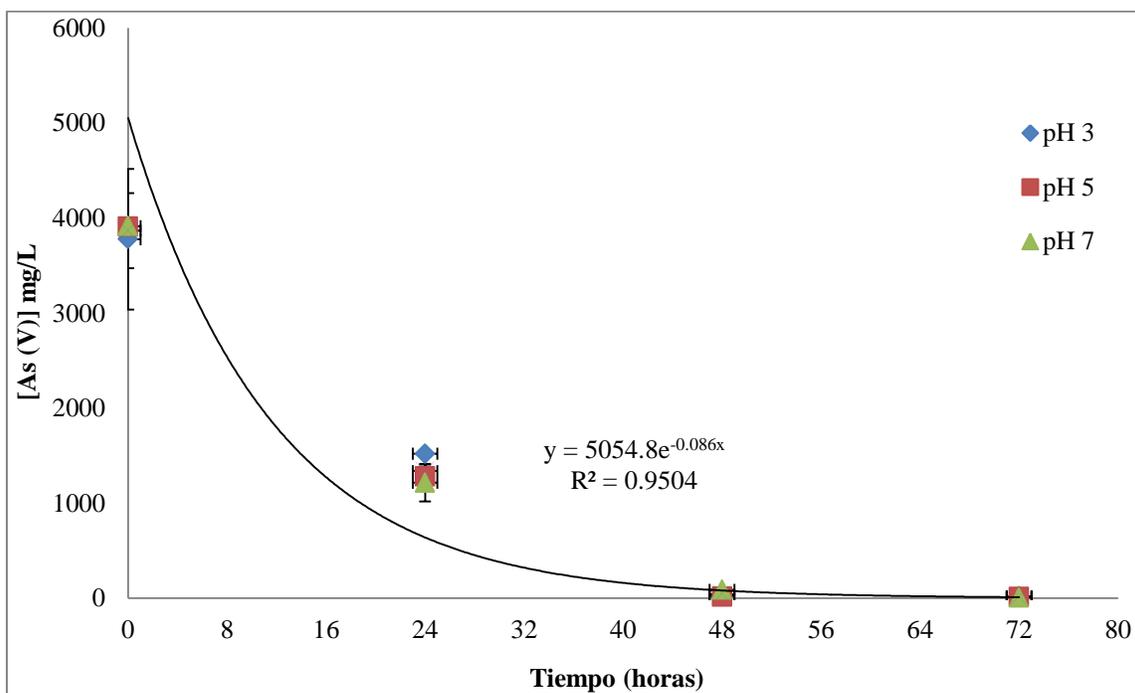
En la Gráfica 5.5, se observó la tendencia exponencial del decaimiento de la concentración de arsénico para las pruebas realizadas con 2000 mg/L de As (V) con tres diferentes valores de pH. Asimismo, se observó que la prueba realizada a pH 7 logró una concentración final de 10.7 mg/L de arsénico, mientras que con pH 3 y 5 las cantidades finales de arsénico reportadas fueron de 34.9 y 25 mg/L respectivamente.

Por otro lado, se observó que la concentración final de arsénico tuvo una tendencia similar desde las 48 horas hasta las 72 horas de reacción, por lo que el tratamiento podría haberse detenido antes de concluir las 72 horas y conseguir una adecuada remoción del arsénico presente en la solución.

Todas las pruebas presentaron la misma tendencia, independientemente del pH.

Prueba B, concentración de arsénico inicial de 4000 mg/L

Al duplicar la concentración de arsénico inicial en la solución, la tendencia decreciente de la prueba fue similar a la reportada en la Prueba A.



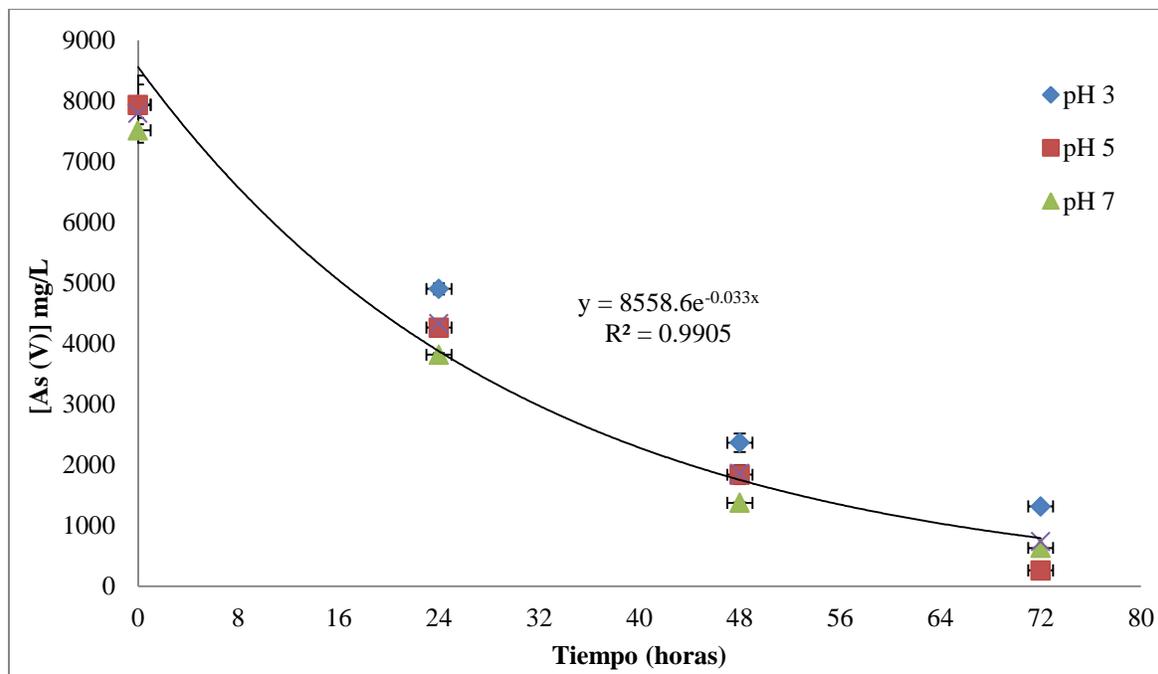
Gráfica 5. 6. Proceso de ferro-oxidación para una concentración inicial de As (V) de 4000 mg/L con diferentes valores de pH

La Gráfica 5.6, contiene los resultados de los experimentos realizados con una concentración inicial de As (V) de 4000 mg/L corridas con diferentes valores de pH. En esta gráfica se observó que las tres pruebas realizadas presentaron una tendencia similar independientemente del pH estudiado. Las concentraciones de arsénico alcanzadas al final de la reacción fueron 19.7, 11.8 y 5.9 mg/L para pH 3, 5 y 7 respectivamente.

Por otra parte, se observó que las concentraciones de arsénico reportadas a las 48 horas fueron cercanas a las obtenidas con 72 horas de reacción. Por lo que podría considerarse disminuir el tiempo de reacción para esta especie.

Prueba C, para una concentración de arsénico inicial de 8000 mg/L

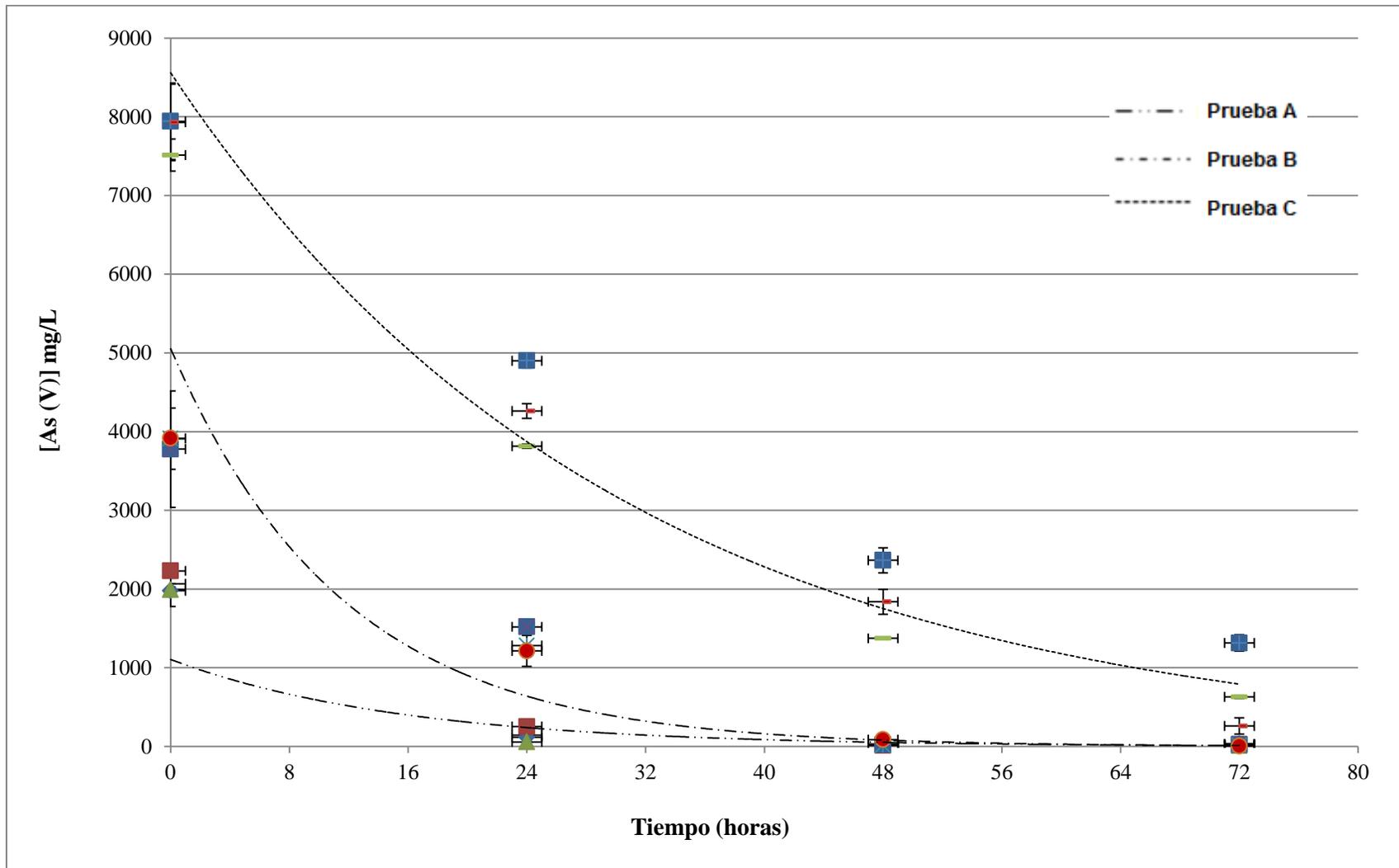
La última prueba realizada con As (V) consistió en el estudio del efecto del pH 3, 5 y 7 con respecto a 8000 mg/L como concentración inicial de arsénico.



Gráfica 5. 7. Proceso de ferro-oxidación para una concentración inicial de As (V) de 8000 mg/L con diferentes valores de pH

En la Gráfica 5. 7, se observaron los datos obtenidos con una concentración inicial de 8000 mg/L a tres diferentes valores de pH. La tendencia observada en esta prueba es similar a la obtenida en las pruebas A y B; sin embargo, se observó que la concentración de arsénico inicial en el medio influyó en la remoción final del arsénico con respecto al tiempo, para este caso se requirió de las 72 horas de reacción para obtener la mayor eliminación de As. La prueba realizada a una concentración de arsénico inicial de 8000 mg/L y pH 5 dio como resultado 259.7 mg/L de arsénico, siendo ésta la que presentó la menor cantidad de arsénico en el medio.

A continuación en la Gráfica 5.8, se muestran las líneas de tendencia exponenciales obtenidas en cada una de las pruebas analizadas con 2000, 4000 y 8000 mg/L de arsénico evaluadas a diferentes valores de pH 3, 5 y 7. En dicha gráfica se observa que a mayor concentración de arsénico inicial en el medio se requiere de un tiempo de reacción de 72 horas para obtener las menores concentraciones de arsénico final. Se observó que el proceso es mejor para As (V).



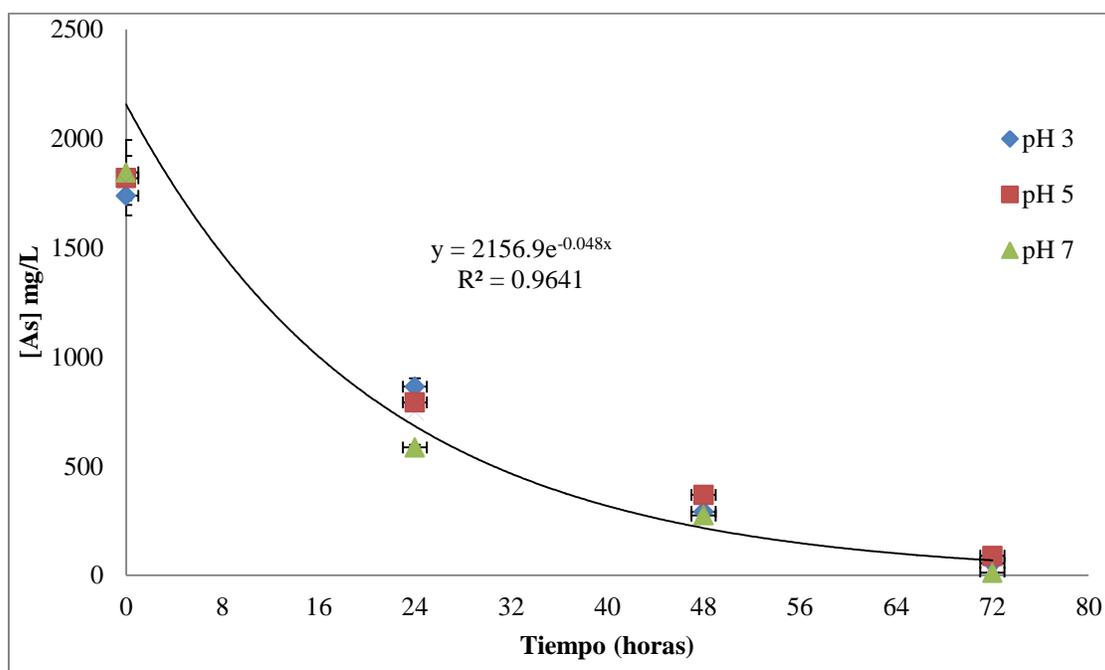
Grafica 5. 8. Decaimiento de la concentración de As (V) a través del tiempo. Prueba A: 2000 mg/L, Prueba B: 4000 mg/L y Prueba C: 8000 mg/L.

Los colores azul, rojo y verde corresponden a pH 3, 5 y 7 respectivamente

Una vez que se analizó el proceso de remoción de arsénico en agua sintética se procedió a trabajar con la muestra de agua problema, con el fin de evaluar el proceso de remoción de As en una muestra constituida por diferentes compuestos que podrían actuar como interferencias.

5.3.2. Remoción de As (III/V) en soluciones multicomponentes.

Las características químicas de la muestra de agua ocupada en esta prueba se describieron previamente en el apartado 5.2, dicha muestra de agua presentó un valor de pH en el intervalo de 1.74 a 3.04, así como altas concentraciones de Cu y Ni.



Gráfica 5. 9. Proceso de ferro-oxidación para la muestra de agua problema a diferentes valores de pH.

En la Gráfica 5.9, se observó que el experimento realizado con un pH de 7 fue el que presentó los mejores resultados en la remoción de arsénico, con un valor de As final de 11.6mg/L, al igual que en el agua sintética. Se puede observar que la concentración de arsénico inicial de las pruebas no fue la misma en todos los casos, esto se debió a que al tratarse del agua problema la homogeneidad no pudo mantenerse constante debido a diferentes factores como; los puntos de muestreo, la presencia de otros metales y la especie de arsénico. A pesar de

todos los inconvenientes presentados en el proceso, la prueba proporcionó resultados favorables en la eliminación de arsénico presente en el agua a tratar. También, se demostró de manera paralela que la presencia de otros componentes no interfiere en la eficiente remoción del arsénico.

Un aspecto a destacar en esta prueba fue la tendencia exponencial en la remoción del arsénico, ésta presentó la misma tendencia que la reportada con As(V), por lo que podría asumirse que la especie de arsénico predominante en el sistema multicomponente fue el As (V).

Con respecto a las pruebas realizadas con As (III) y As (V) queda comprobado lo expuesto por Triszcz y colaboradores quienes indicaron que en la remoción del arsénico presente en agua es el As (V) el que presenta mayores eficiencia de remoción con respecto al As (III) (Triszcz *et al.*, 2009).

Asimismo, se observó que en la remoción del arsénico los factores que influyeron directamente en el proceso de remoción de arsénico fueron el pH, la concentración de arsénico inicial en el medio, el tiempo de reacción y la especie estudiada. Cabe señalar que las pruebas realizadas en este trabajo se corrieron bajo la misma relación viruta/agua, demostrando la importancia de la misma en el proceso de remoción de As.

Los principales procesos por los cuales se lleva a cabo la remoción de arsénico presente en agua utilizando virutas de hierro son la adsorción, la precipitación y la co-precipitación.

En la adsorción el arsénico es atrapado por las virutas de hierro en solución, el Fe (0) comienza a corroerse liberando en este proceso varios adsorbentes que incluyen Fe (0), Fe (OH)₂, Fe (OH)₃, FeOOH, Fe₃O₄, Fe₂O₃ y el óxido verde; los cuales, son los responsables de la eliminación de arsénico empleando hierro. Los hidróxidos de hierro presentes en solución actúan como coagulante atrapando al As presente y precipitándolo en el fondo del reactor, dicho supuesto se vio reflejado en las gráficas anteriores en las cuales se observó que la concentración de arsénico inicial disminuyó a lo largo del tiempo.

5.4 Variación del pH

En esta sección se presentan los resultados de la variación del pH en el proceso de remoción de As (III y V) presente en solución simple y multicomponente, en reactores por lotes secuenciales.

5.4.1. Variación del pH en soluciones simples

El valor de pH es la característica más importante de las aguas naturales para el tratamiento con Fe (0). Como regla general la disolución oxidativa de Fe (0) produce especies de Fe (II) y Fe (III) solubles a pH <4.0 – 4.5 y precipitados de Fe (II), Fe (III) y Fe (II)/Fe (III) a pH > 4.5 (Whitman *et al.*, 1924).

En el tratamiento del agua por Fe (0) se tiene que el hierro disuelto precipita en forma de hidróxidos o/y óxidos en las proximidades de la superficie de Fe (0) formando una película de óxido inicialmente poroso. Las variaciones en el pH pueden cambiar tanto la distribución de carga superficial de óxidos/hidróxidos de hierro como la escala de adsorción de los contaminantes a remover sobre los óxidos Fe (0), y en el caso específico de la contaminación por metales y metaloides se tiene que su especiación, su solubilidad y la afinidad a los óxidos de hierro es fuertemente dependiente del pH.

Según lo expuesto por Noubactep la eficiencia del Fe (0) es debida a la producción progresiva de fases de Fe muy reactivas que son transformadas de manera *in situ*. Por consiguiente los contaminantes son eliminados durante su formación (Noubatctep, 2010).

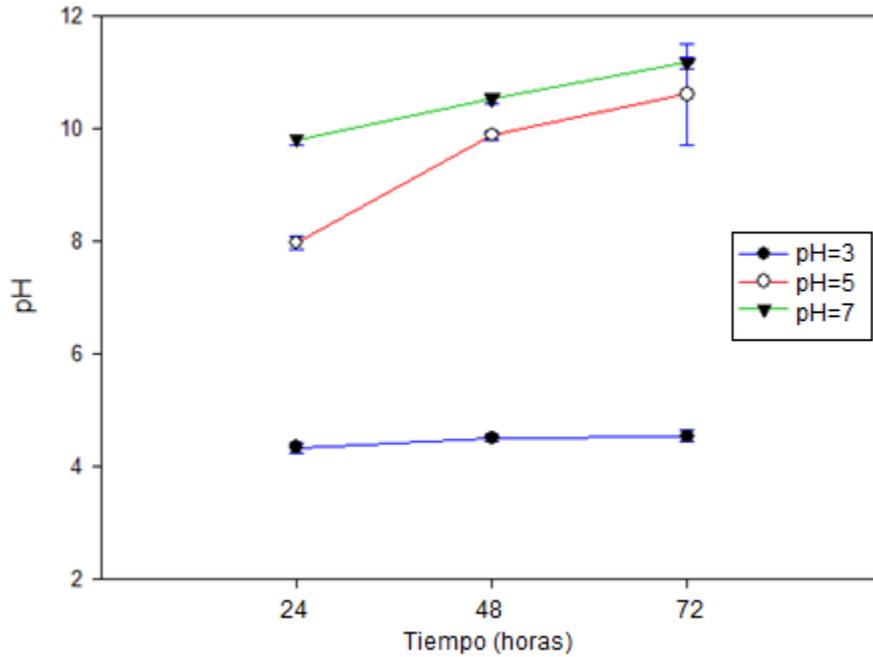
El proceso de remoción de arsénico utilizando virutas de hierro es afectado directamente por el pH, debido a que son los productos de la oxidación del hierro los principales responsables de la eliminación del arsénico, pues estos actúan como "mercenarios" con la misión de atrapar el contaminante en el espacio poroso de las virutas de hierro.

La variación del pH se determinó analizando por separado los datos obtenidos de las muestras de aguas contaminadas con As (III) y (V); así como, los obtenidos con el agua problema.

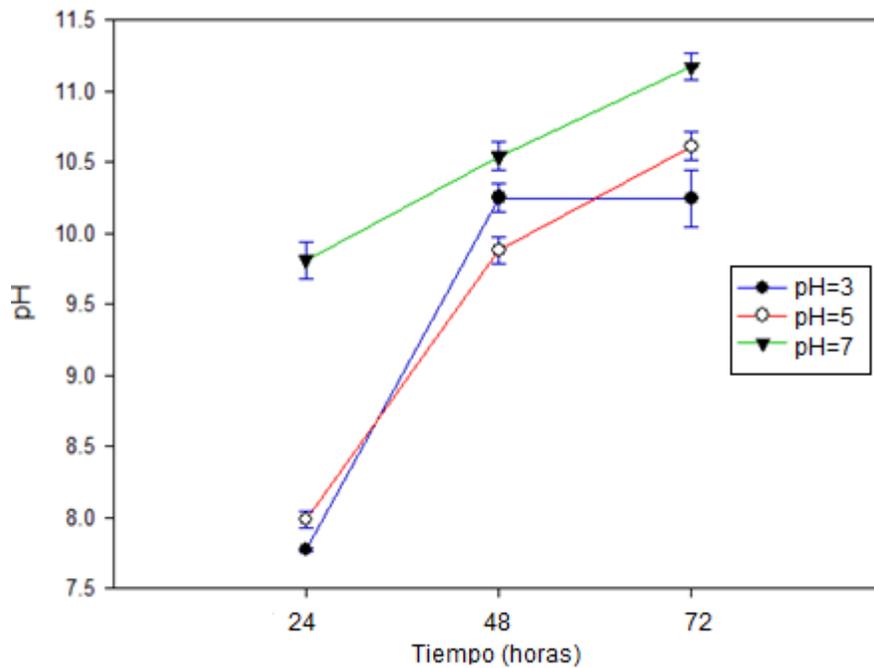
A continuación se ilustra gráficamente la variación del pH a través del tiempo, de la concentración y la especie de arsénico analizada.

Variación del pH en el tratamiento de As (III)

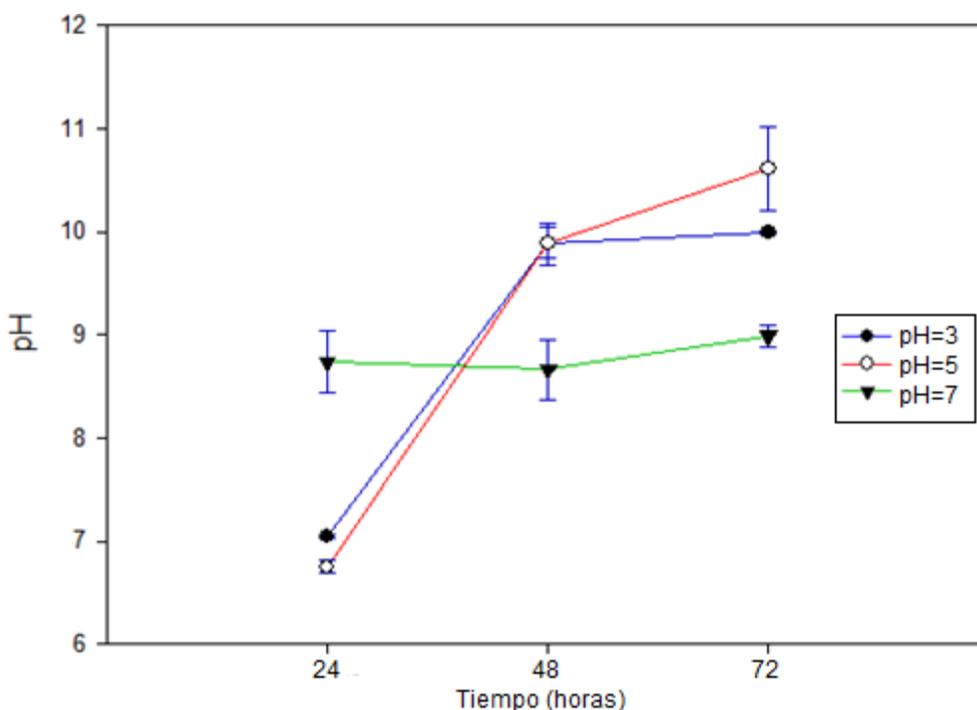
En este apartado se presentan los resultados del pH para las pruebas realizadas con tres diferentes concentraciones iniciales de As (III) de 2000, 4000 y 8000 mg/L respectivamente, al igual que las muestras realizadas con As (V).



Gráfica 5. 10. pH vs tiempo de reacción, [As (III)]= 2000 mg/L



Gráfica 5. 11. pH vs tiempo de reacción, [As (III)]= 4000 mg/L



Gráfica 5. 12. pH vs tiempo de reacción, [As (III)]= 8000 mg/L

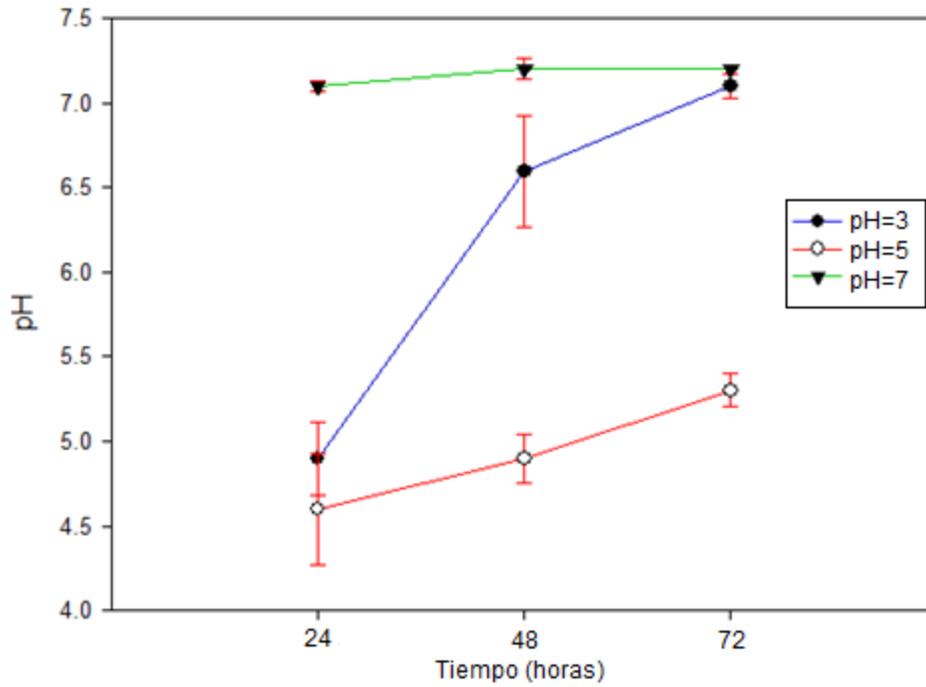
En las Gráficas 5.10, 5.11 y 5.12, se puede observar que a lo largo de las pruebas el pH aumentó con respecto al tiempo, esta tendencia fue la misma para todas las pruebas realizadas. Por otro lado, al analizar el pH con respecto a la remoción de arsénico, se pudo establecer una clara relación entre el pH y la eficiencia de remoción del proceso, esta relación está determinada por la presencia de los productos de la oxidación del hierro, hidróxidos de hierro e iones hidroxilo; los cuales, son los responsables del aumento en el pH y de la remoción del As.

Los hidróxidos de hierro son conocidos por ser excelentes coagulantes en el tratamiento de aguas contaminadas por lo que se cree que su presencia en dicho proceso benefició la remoción del arsénico, pues al actuar como coagulante atrapó al arsénico presente en el medio y lo precipitó, eliminándolo del medio de interés.

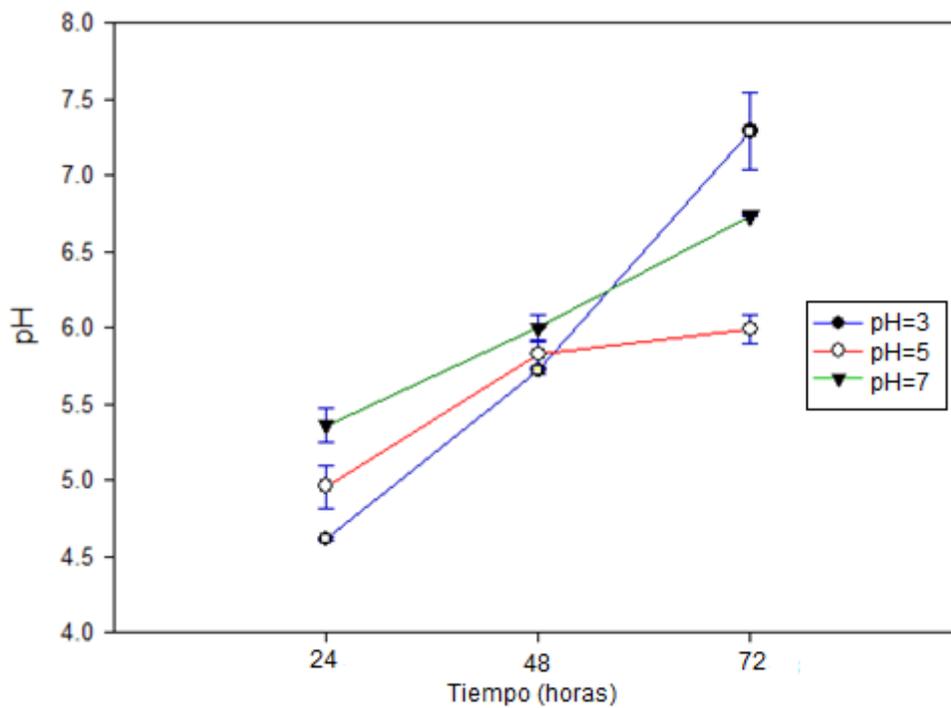
Variación del pH en el tratamiento de As (V)

En las Gráficas 5.13, 5.14 y 5.15, se puede observar que el pH final presentó un incremento con respecto al pH inicial. Como se mencionó anteriormente, durante la oxidación del Fe (0) se producen iones responsables de incrementar el pH de la solución; por lo que, se puede demostrar de manera indirecta que se llevó a cabo la oxidación del hierro en solución.

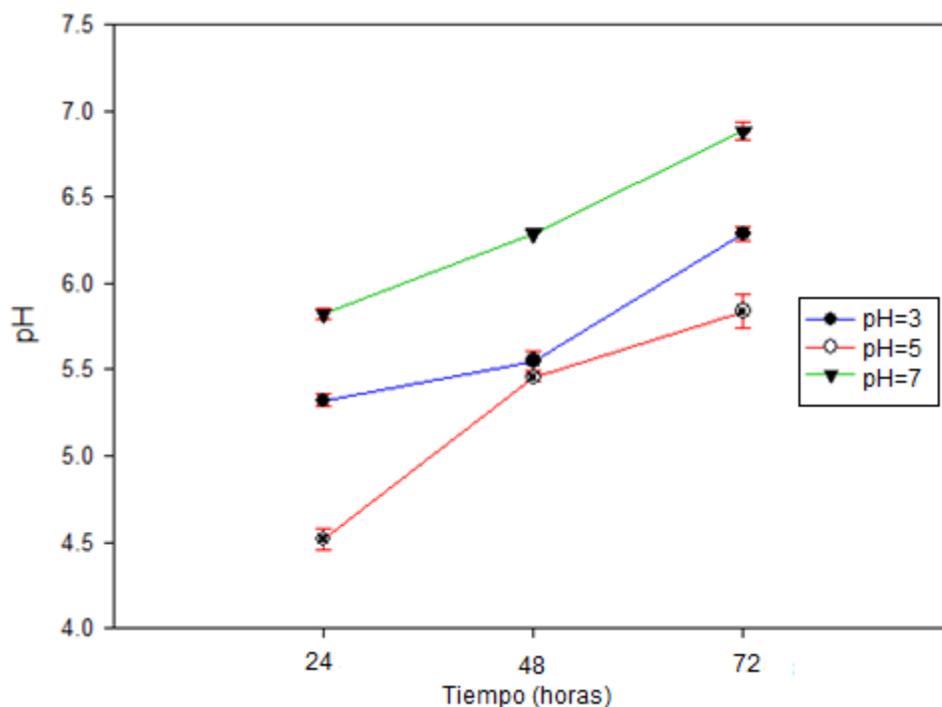
Los valores finales de pH reportados en esta prueba fueron cercanos a la neutralidad a diferencia de las pruebas corridas con As (III).



Gráfica 5. 13. pH vs tiempo de reacción, [As (V)] = 2000 mg/L



Gráfica 5. 14. pH vs tiempo de reacción, [As (V)] = 4000 mg/L

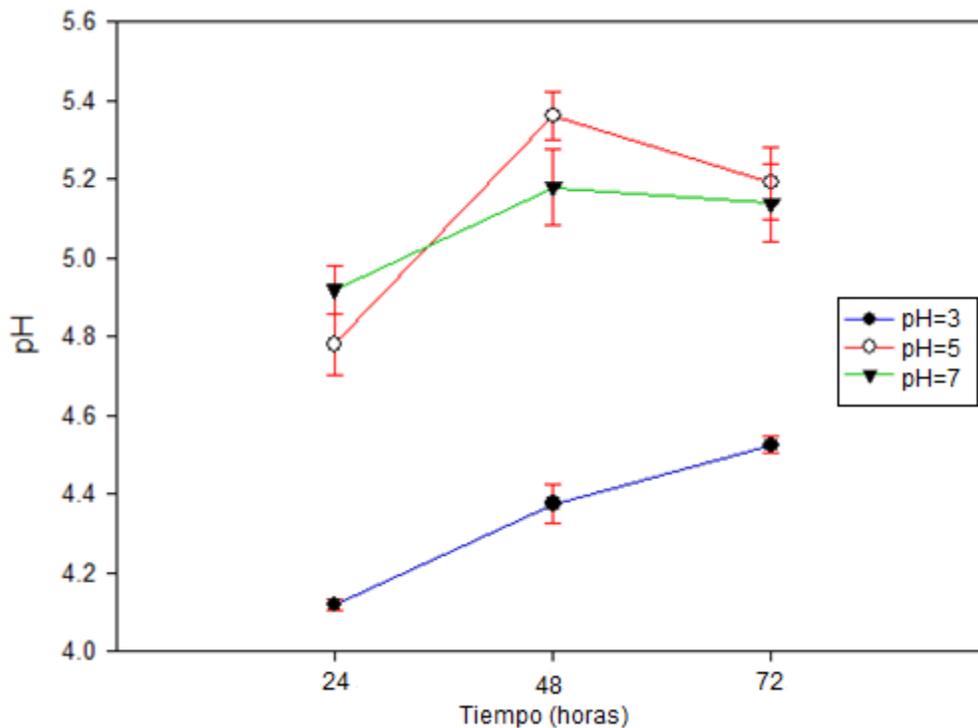


Gráfica 5. 15. pH vs tiempo de reacción, [As (V)] = 8000 mg/L

5.3. Variación del pH en solución multicomponente.

El análisis del pH para la muestra problema presentó una diferencia en la tendencia con respecto a la reportada con agua sintética, esto posiblemente debido a los diferentes componentes químicos del agua.

En la Gráfica 5.16, se muestra el pH final para los experimentos realizados con la muestra de agua problema, se puede observar que los valores finales de pH para todas las pruebas fueron alrededor de 5. La prueba con pH 7 en lugar de aumentar decreció, esto pudo haberse debido a la presencia del Cu y Ni, así como de otros compuestos presentes en la muestra, los cuales actuaron como interferentes durante el proceso.



Gráfica 5. 16. pH vs tiempo de reacción, muestra de agua problema.

En las gráficas presentadas en esta sección, se puede observar que la tendencia creciente del pH para todos los experimentos realizados fue similar, sin embargo ésta dependen de la concentración inicial de arsénico.

Noubactep explicó que los productos de la oxidación del hierro, como el hidróxido ferroso, $\text{Fe}(\text{OH})_2$, componen la capa de la barrera de difusión más próxima a la superficie del hierro a través de la cual tiene que difundirse el O_2 . El pH del $\text{Fe}(\text{OH})_2$ saturado es aproximadamente de 9.5 por lo que la superficie del hierro que se corroe en agua pura aireada es siempre alcalina, lo que indica la presencia del hidróxido ferroso. En la cara externa de la película de óxido, el acceso del oxígeno disuelto convierte al óxido ferroso en óxido férrico hidratado o hidróxido férrico. El $\text{Fe}(\text{OH})_3$, saturado tiene un pH casi neutro (Noubactep, 2010). Si bien la oxidación del hierro suele llevarse a cabo a todos los valores de pH es la velocidad de oxidación la que depende directamente del pH del medio, por lo que el pH inicial y final de cada prueba fue un elemento importante en el proceso.

En general, se observó que el pH de la solución originó un efecto en la eficiencia de remoción de la especie estudiada. Esto se debe principalmente al efecto que el pH tiene sobre la especiación (Kumaresan y Riyazuddin, 2001). La mejor remoción del arsénico fue observada a valores de $\text{pH} \geq 5$, para los cuales prevalecen las especies HAsO_2 , AsO_2^- AsH_3 , según el diagrama de Pourbaix. El pH de los reactores determinó la eficiencia de remoción del arsénico, se observó que a valores de pH menores a 7 unidades se remueve mayor porcentaje de As (V) que de As (III), mientras que para valores de pH mayores a 7 unidades existe una mayor eficiencia en la remoción de As (III), estos resultados concuerdan con lo reportado por diferentes investigadores como Hlavay y colaboradores en el 2005, Triszcz y colaboradores en el 2009 y más recientemente con lo reportado por Sun y colaboradores en el 2014. De forma análoga, la mejor remoción del arsénico presente en la muestra problema se llevó a cabo a valores de $\text{pH} \leq 5.5$ unidades (Hlavay y Polyak, 2005; Triszcz *et al.*, 2009; Sun *et al.*, 2014).

5.5 Estudio de la eficiencia del proceso de ferro-oxidación en la eliminación de arsénico.

En esta sección se presentan las eficiencias de remoción del As (III y V) realizadas en una solución simple y multicomponente, en reactores por lotes secuenciales.

5.5.1. Remoción del As (III) y As (V) en soluciones simples

La eficiencia del proceso de remoción de arsénico, se estudió como una función del pH y la concentración de arsénico inicial. Así como, del tiempo y la especie de As.

A continuación se muestran los resultados de eficiencia obtenidos por cada una de las muestras analizadas. Las Tablas 5.3, 5.4 y 5.5, contienen las eficiencias reportadas para las pruebas realizadas con As (III), mientras que en las Tablas 5.6, 5.7 y 5.8, se reportan las eficiencias obtenidas para las muestras con As (V).

Eficiencia del proceso para As (III)

La eficiencia del proceso dependió de la concentración de arsénico, y el pH.

Tabla 5. 3. Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba 1

Tiempo (horas)	2000 mg/L		
	pH3	pH5	pH7
	Total (%)	Total (%)	Total (%)
24	54	32	29
48	82	66	55
72	92	95	97

Tabla 5. 4. Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba 2

Tiempo (horas)	4000 mg/L		
	pH3	pH5	pH7
	Total (%)	Total (%)	Total (%)
24	30	46	39
48	69	72	71
72	84	87	84

Tabla 5. 5. Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba 3

Tiempo (horas)	8000 mg/L		
	pH3	pH5	pH7
	Total (%)	Total (%)	Total (%)
24	15	26	28
48	58	66	68
72	85	84	84

La Tabla 5.3, contiene las eficiencias obtenidas en el proceso llevado a cabo bajo una concentración inicial de arsénico de 2000 mg/L a tres diferentes valores de pH, en ésta se observa que el experimento realizado con un pH 3 presento las mejores eficiencias en las primeras 48 horas, siendo del 82%; sin embargo, al terminó de las 72 horas de reacción la prueba que dio las mejores eficiencias en la remoción de As (III) fue la prueba corrida con pH 7, con una eficiencia final del 97%. Los tres experimentos realizados arrojaron eficiencias finales superiores al 90%, cumpliendo con ello el objetivo del trabajo.

En las Tablas 5.4 y 5.5, se observan las eficiencias obtenidas con 4000 y 8000 mg/L de As (III). Las eficiencias finales reportadas fueron superiores al 80%, para ambos casos; sin embargo la mejor eficiencia para 4000 mg/L se obtuvo a pH 5 y para 8000 mg/L se obtuvo a pH 3.

Eficiencia del proceso para As (V)

En las Tablas 5.6, 5.7 y 5.8, se observa que las eficiencias alcanzadas con As (V), fueron superiores a las obtenidas con As (III). Asimismo, se observó que la eficiencia del proceso disminuyó al aumentar la concentración de arsénico inicial en el medio, independientemente del pH.

Tabla 5. 6. Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba A

Tiempo (horas)	2000 mg/L		
	pH3	pH5	pH7
	Total (%)	Total (%)	Total (%)
24	95	88	97
48	99	99	100
72	98	99	100

Tabla 5. 7. Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba B

Tiempo (horas)	4000 mg/L		
	pH3	pH5	pH7
	Total (%)	Total (%)	Total (%)
24	55	64	67
48	99	100	100
72	99	100	100

Tabla 5. 8. Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la Prueba C.

Tiempo (horas)	8000 mg/L		
	pH3	pH5	pH7
	Total (%)	Total (%)	Total (%)
24	35	40	39
48	69	74	78
72	83	96	90

En la Tabla 5.6, se muestran las eficiencias obtenidas en el proceso empleando una concentración inicial de 2000 mg/L de As (V), se pueden observar

eficiencias del 100% para las pruebas con pH 7, mientras que para pH 3 y 5 las eficiencias son mayores al 98%.

Las pruebas realizadas con una concentración inicial de 4000 mg/L de As (V) y tres valores de pH 3, 5 y 7 dieron eficiencias finales cercanas o iguales al 100% para todos los casos, (Tabla 5.7).

Por otro lado, las pruebas realizadas con una concentración inicial de 8000 mg/L de As (V) presentaron eficiencias finales superiores al 80%, para pH 3. Con valores de pH 7 alcanzaron eficiencias de hasta 90%, siendo el mejor experimento la prueba corrida a pH 5, con una eficiencia de remoción del 96%, (Tabla 5.8).

Las pruebas realizadas con una muestra de agua sintética, contaminada con As (V) presentaron eficiencias superiores a las obtenidas con As (III), éstos resultados concuerda con lo expuesto por Triszcz y colaboradores los cuales estudiaron las dos especies de arsénico y encontraron que el As (V) presenta una mayor facilidad para ser removido por procesos donde se emplee hierro valencia cero (Triszcz *et al.*, 2007).

En resumen los resultados de los experimentos de remoción de arsénico (III) y As (V) en solución simple dieron eficiencias superiores al 80 %, en todos los casos. Los mejores resultados obtenidos en las eficiencias de remoción de As (III) fueron del 97%, mientras que en el caso del As (V) las eficiencias alcanzaron valores del 100%. Las mejores eficiencias se presentaron cuando la concentración de As (III o V) era de 2000 mg/L. La eficiencia del proceso disminuyó con el incremento de la concentración de As dentro del medio.

5.5.2. Eficiencia de remoción del As (III/V) en soluciones multicomponentes

Las pruebas realizadas con la muestra problema, dependieron del pH, la concentración inicial de arsénico en el medio y las características químicas del agua.

La Tabla 5.9, contiene las eficiencias obtenidas por experimento, en ella se puede observar que el pH es determinante en la eficiencia, pues a un valor de pH inicial menor o igual a 5 la eficiencia es superior al 95%, mientras que a un valor de pH de 7 la eficiencia final del proceso es del 99%.

Tabla 5. 9. Eficiencia de remoción de As a diferentes valores de pH, para la muestra de agua problema.

Tiempo (horas)	pH3	pH5	pH7
	Total (%)	Total (%)	Total (%)
24	50	56	68
48	83	80	85
72	97	95	99

El proceso de remoción de arsénico presente en solución multicomponente no fue afectado por la presencia del Cu y Ni, indicando con ello que este proceso puede ser implementado para el tratamiento de aguas contaminadas con diferentes compuestos y obtener favorables eficiencias de remoción. Sin embargo, se debe de considerar el mecanismo de eliminación de arsénico presente en solución, precipitación y co-precipitación, debido a que durante el tratamiento se forma una capa de óxido; la cual, al inicio es porosa y permeable, pero puede ser transformada en una capa impermeable dependiendo principalmente de la química del agua (Dickerson *et al.*, 1979). En otras palabras, una capa de óxido comienza a formarse inmediatamente después de la inmersión del Fe (0) y puede facilitar o dificultar la oxidación, ya sea sirviendo como una barrera o como un camino para el intercambio iónico con la solución de Fe (0).

De las tablas anteriores se puede concluir que la eficiencia en el proceso de eliminación de arsénico depende de la concentración inicial de arsénico, el pH, la especie, las características químicas del agua a tratar y de la cantidad de hierro que conforman a las virutas. Así como, las capas de óxido formadas durante el proceso.

Asimismo, es importante mencionar que se observó que a valores de pH menores a 7 se remueve un mayor porcentaje de As (V) que de As (III), éstos resultados concuerdan con los obtenidos por Triszcz y colaboradores así como por Zun y colaboradores (Triszcz *et al.*, 2009; Zun *et al.*, 2014).

En la remoción de arsénico empleando virutas de hierro el oxígeno actúa como principal oxidante tanto del Fe (0) como del As (III), lo que podría explicar por qué al aumentar la concentración de As (III) en el medio la eficiencia disminuye. Las pruebas se corrieron variando únicamente el pH y la concentración inicial del medio, manteniendo constante el volumen de aire inyectado y la relación viruta/agua. El O₂, presente en el aire, es el oxidante más fuerte en el medio estudiado; por lo que, es éste el que lleva a cabo la oxidación de As (III) y la oxidación del Fe (0). Dicho de otra manera, si la concentración de As (III) aumenta, el O₂ inyectado comienza a volverse insuficiente para asegurar la adecuada oxidación del As y la oxidación del Fe (0), por consiguiente la eficiencia del proceso es menor en pruebas realizadas con altas concentraciones de As (III) y mayor en aquellas con concentraciones bajas de arsénico. Todos los experimentos realizados arrojaron eficiencias finales superiores al 80%, cumpliendo con ello el objetivo del trabajo.

Por otro lado, Leupin y Hug (2005), estudiaron la capa de óxidos y escamas amorfas formada sobre la superficie metálica y expusieron en su investigación que del 75 al 80% en peso de las virutas residuales esta formada por Fe, mientras que del 5 al 20% en peso es arsénico, con base en éste estudio se determinó que las virutas desechadas en el proceso debían de ser manejadas como un residuo peligroso, estableciéndose el encapsulamiento como método de control.

5.6 Tratamiento de los subproductos

En este apartado se exponen los tratamientos propuestos para el control de las virutas residuales y neblinas generadas en el proceso de remoción de arsénico presente en agua.

5.6.1 Encapsulamiento de virutas

Las pruebas de encapsulamiento se encuentran descritas en el apartado 4.1.10, de los ensayos de encapsulamiento realizados se eligió la prueba P9 por ser el encapsulado que presentó la mayor resistencia física, comparada con las demás pruebas. La cantidad de virutas de hierro encapsuladas en éste ensayo fue del 27.3% del cilindro consolidado. Los demás ensayos mostraron fractura después del proceso de fraguado o liberaron una mayor cantidad de arsénico después del análisis PECT por lo que fueron descartadas como técnicas aplicables de encapsulamiento.

El proceso de encapsulamiento para todas las virutas resultantes del proceso se llevaron a cabo según el ensayo P9 y, posteriormente, se procedió a realizar la prueba de extracción del constituyente tóxico, PECT.

Tabla 5. 10. Miligramos de metal fácilmente lixiviable por litro de lixiviado PECT*

pH	Virutas sin encapsular						Virutas encapsuladas					
	[As (III)] mg/L			[As (V)] mg/L			[As (III)] mg/L			[As (V)] mg/L		
	2000	4000	8000	2000	4000	8000	2000	4000	8000	2000	4000	8000
4.5	7.31	7.87	8.3	5.45	6.92	7.81	2.01	2.12	3.31	<LD	1.04	2.36
5.5	6.85	5.23	7.29	5.02	5.3	7.09	<LD	2.04	3.14	<LD	<LD	2.19
6.5	3.89	4.17	5.94	3.04	4.22	5.49	<LD	<LD	2.23	<LD	<LD	2.07
LMP	5											
LD	0.01											
No. CAS	7440-38-2											

* La prueba de extracción (PECT) permite determinar la movilidad de los constituyentes de un residuo, que lo hacen peligroso por su toxicidad al ambiente.

LD Límite de detección del equipo en mg/L

LMP Límite máximo permisible de acuerdo con la NOM-052-SEMARNAT-2005. Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos, mg/L

<LD Menor al límite de detección del equipo

No. CAS Identificación numérica única para compuestos químicos (Chemical Abstracts Service)

NA No aplica

En la Tabla 5.10, se encuentran los resultados obtenidos en la prueba PECT antes y después del proceso de encapsulamiento, en esta tabla se puede observar que las virutas sin encapsular lixivaban bajas cantidades de arsénico siendo en muchos de los casos menores al límite máximo permisible establecido

en la NOM-052-SEMARNAT-2005, a pesar de ello fueron sometidas al proceso de encapsulamiento, después del proceso de encapsulamiento la cantidad de As lixiviado era menor a 5 ppm y en algunos casos menor al límite de detección del equipo, asegurando con ello que no existe liberación del arsénico al ambiente (DOF, 2005).

Para el análisis del proceso de remoción de arsénico presente en una muestra de agua contaminada se agruparon los residuos del análisis de las virutas según el pH, debido a que la concentración de arsénico inicial fue la misma para todos los casos, variándose únicamente el pH estudiado.

Tabla 5. 11. Prueba PECT* de las virutas para la muestra de agua problema

pH	Virutas sin encapsular			Virutas encapsuladas		
	3	5	7	3	5	7
4.5	3.25	4.63	5.78	<LD	<LD	1.28
5.5	3.06	4.23	5.59	<LD	<LD	1.12
6.5	3.01	4.02	5	<LD	<LD	1.02
LMP	5.0000					
LD	0.0100					
No. CAS	7440-38-2					

* PECT Prueba de extracción del contaminante tóxico dado en mg/L

LMP Límite máximo permisible de acuerdo con la NOM-052-SEMARNAT-2005. Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos

<LD Menor al límite de detección del equipo

No. CAS Identificación numérica única para compuestos químicos (Chemical Abstracts Service)

En la Tabla 5.11, se puede observar que antes del proceso de encapsulamiento la cantidad de arsénico lixiviable en la extracción PECT fue menor a 5 ppm, para dos de los tres casos y después del encapsulamiento la concentración de As reportada se considera no tóxica para el ambiente. La diferencia entre los resultados obtenidos con el agua sintética y el agua problema se debieron principalmente a dos causas, en primer lugar la concentración de arsénico inicial en el medio y en segundo lugar las características químicas del agua estudiada.

El porcentaje de encapsulamiento se calculó como se describe en el apartado 4.1.10. En la Tabla 5.12 se muestran los porcentajes de

encapsulamiento obtenidos por muestra y por prueba, estos valores se calcularon con base en la información contenida en las Tablas 5.10 y 5.11.

Tabla 5. 12. Porcentaje de encapsulamiento de las virutas de hierro utilizadas en el proceso, por muestra realizada.

pH	% Encapsulamiento								
	Muestra de agua sintética						Muestra de agua problema		
	[As (III)]			[As (V)]			[As]		
	2000	4000	8000	2000	4000	8000	pH 3	pH 5	pH 7
4.5	72.5	73.06	60.12	≈ 100	70.52	57.23	≈ 100	≈ 100	79.6
5.5	≈ 100	60.99	56.93	≈ 100	≈ 100	56.79	≈ 100	≈ 100	74.6
6.5	≈ 100	≈ 100	55.72	≈ 100	≈ 100	50.95	≈ 100	≈ 100	65.6

En la Tabla 5.12 se puede observar que los porcentajes de encapsulamiento obtenidos en las muestras de agua sintética, As (III) y As (V) fueron mayores al 50% en todos los casos, independientemente de la especie analizada.

Las pruebas realizadas con el agua problema presentaron porcentajes de encapsulamiento cercanos al 100% para los valores de pH inicial de 3 y 5, mientras que para el pH 7 se obtuvieron porcentajes mayores al 60%. Los resultados obtenidos en el encapsulamiento no se vieron afectados por la presencia del Cu y Ni.

5.6.2. Control de vapores

Durante la reacción de eliminación de arsénico presente en agua, se encontró que existía la emanación de vapores de arsénico (AsH_3) por lo que se procedió a controlar este subproducto de la reacción. El control de los vapores de arsénico se realizó burbujeandolos en un agua libre de iones con la finalidad de atrapar el arsénico y posteriormente cuantificarlo, tal como se muestra en la Figura 5.1.

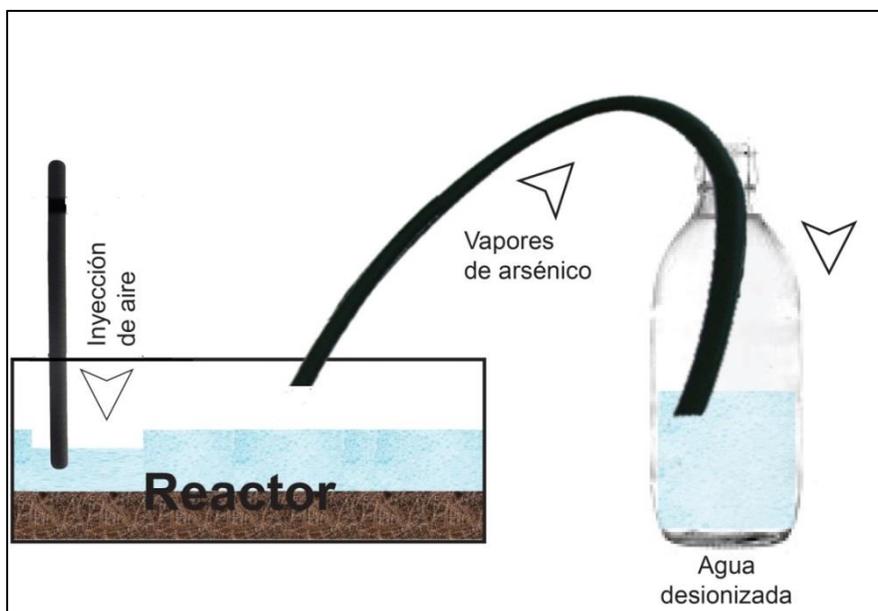


Figura 5. 1. Esquema del proceso implementado para el control de vapores de arsénico

Para el control de los vapores de arsénico recuperados en el agua desionizada se propuso la neutralización y posterior precipitación del arsénico presente en el medio, este procedimiento consistió en agregar hidróxido de cal al agua a tratar hasta llegar a un pH cercano a la neutralidad y posteriormente sedimentar, el sobrenadante del medio fue analizado por absorción atómica, con el fin de garantizar que la concentración de arsénico presente en el agua es menor a lo normado en la NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000).

Se encontró que a mayor concentración de arsénico en el agua a tratar, mayor era la cantidad de vapores de arsénico que se producían como subproducto de la reacción (Tabla 5.13).

Tabla 5. 13. Concentración de arsénico en las neblinas.

pH	Agua sintética						Agua problema [As] mg/L
	[As (III)] mg/L			[As (V)] mg/L			
	2000 mg/L	4000 mg/L	8000 mg/L	2000 mg/L	4000 mg/L	8000 mg/L	
3	13.7	15.5	17.3	5.3	8.1	10.9	4.0
5	9.4	12.5	13.9	4.5	7.0	8.7	3.1
7	16.6	20.1	23.4	7.9	9.0	11.2	5.2

En la Tabla 5.13, se observan las concentraciones de arsénico contenidas en las neblinas de los experimentos realizados; asimismo, se observa que la concentración de As en las neblinas presentó una tendencia similar entre los diferentes experimentos, es decir, la cantidad de As en las neblinas fue mayor para las pruebas corridas a pH 7, seguidas por las pruebas realizadas a pH 3. La especie de As (III) presentó la mayor cantidad de As en las neblinas esto debido a que la especie de As (V) puede formar complejos con los productos de la oxidación del hierro estabilizando esta especie en la matriz de las virutas. De forma análoga, la cantidad de As en las neblinas de las pruebas corridas con la muestra problema siguieron la misma tendencia que la obtenida con las muestras de agua sintética; sin embargo, las cantidades de As en las neblinas de éstas muestras fueron menores que las reportadas con As (III) y As (V), este suceso se pudo deber no solo a la especie de arsénico en el medio sino también a la presencia del Cu y el Ni.

Como alternativa al tratamiento estudiado se propone la recirculación de los gases de arsénico al mismo reactor, esto con el fin de reducir los costos del tratamiento de los subproductos generados (Figura 5.2).

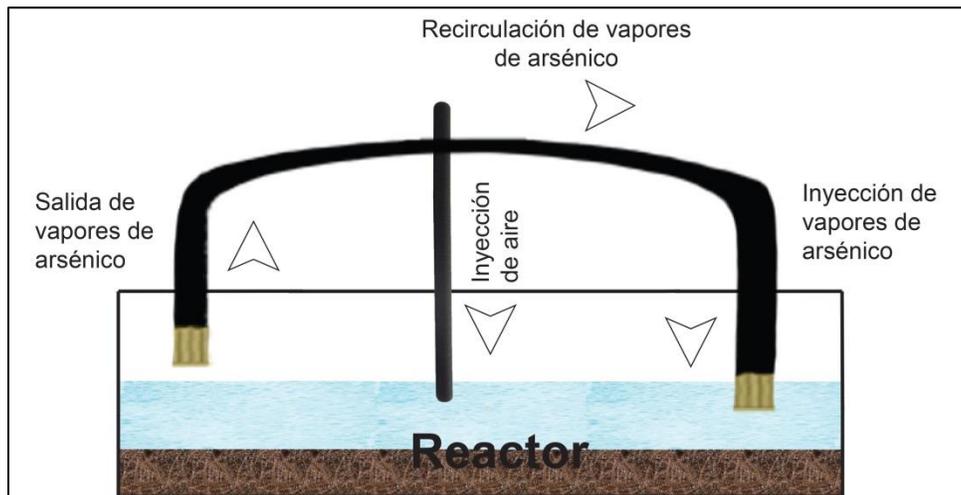


Figura 5. 2. Esquema del proceso propuesto para el control de los vapores de arsénico

5.7. Análisis estadístico

El análisis estadístico de los resultados se realizó mediante el software STATGRAPHICS CENTURION XV.II, se empleó el análisis de varianza a través de un ANOVA multifactorial de igual manera se recurrió a las Pruebas de Rangos Múltiples para determinar las diferencias significativas en las pruebas.

5.7.1. Análisis estadístico del proceso de ferro-oxidación

A continuación se presenta el análisis estadístico realizado por prueba para el proceso de eliminación de arsénico presente en solución simple y multicomponente utilizando virutas de hierro. Primero se analiza el proceso para el As (III) a diferentes valores de pH y posteriormente se analiza el As (V), en soluciones simples. Finalmente, se presenta el análisis estadístico para la remoción de arsénico en solución multicomponente.

Análisis de ANOVA multifactorial

Este procedimiento ejecuta un análisis de varianza de varios factores para la variable respuesta “eficiencia de remoción de As”. Asimismo, realiza varias pruebas y gráficas para determinar qué factores tienen un efecto estadísticamente significativo sobre la variable de respuesta. Evalúa la significancia de las interacciones entre los factores y a través de las pruebas-F de la tabla ANOVA permite identificar cuáles son los factores significativos del proceso. Por último, las pruebas de rangos múltiples indicaran las medias significativamente diferentes de otras y el gráfico de medias y la gráfica de interacciones facilitan la interpretación de los efectos significativos.

Hipótesis a prueba

Para la realización de este proyecto se evaluaron cuatro factores: la concentración inicial de As, el pH, el tiempo de reacción y la especie química. Se establecieron dos hipótesis, con cuatro factores:

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$$

$$H_1: \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3$$

donde;

μ : Eficiencia de remoción

H_0 : Hipótesis nula

H_1 : Hipótesis alternativa

La hipótesis nula, consiste en que las eficiencias de las pruebas corridas con el factor en estudio son iguales sin importar su nivel.

La hipótesis alternativa, consiste en que las eficiencias de cada una de las pruebas son diferentes, asegurando con ello que el factor en estudio en ese nivel influye en el proceso.

Análisis estadístico para el proceso de eliminación de As (III) y As (V) empleando virutas de hierro en soluciones simples

La evaluación del proceso de remoción de arsénico se realizó utilizando el As (III) y As (V) por ser estas dos especies las que se presentan comúnmente en las aguas naturales. Se realizó el análisis estadístico proveniente de los resultados obtenidos experimentalmente y se determinaron los factores que influyeron directamente en el proceso así como aquellos que no lo hicieron, de igual manera se realizó un análisis multifactorial con interacciones para determinar los factores que al analizarse conjuntamente presentaban diferencias estadísticamente significativas y que pudieron influir en la eficiencia final del proceso.

Tabla 5. 14. Análisis de varianza por efecto para determinar la eficiencia del proceso

Fuente	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Concentración	10032.1	2	5016.03	44.60	0.0000
B:Especie	18047.0	1	18047.0	160.45	0.0000
C:pH	533.72	2	266.86	2.37	0.0966
D:Tiempo de reacción	48332.7	2	24166.4	214.86	0.0000
RESIDUOS	17321.3	154	112.476		
TOTAL (CORREGIDO)	94266.9	161			

Todas las razones-F se basan en el cuadrado medio del error residual

En la Tabla 5.14, se observa el análisis estadístico para los factores estudiados en este proyecto, los factores concentración de As, tiempo de reacción y especie de arsénico tiene una influencia estadísticamente significativa en el proceso de remoción de As con un intervalo de confianza del 95%, mientras que el pH inicial no mostró ninguna influencia significativa.

Se procedió a realizar el análisis de interacción donde se determinó cuáles fueron los factores que al analizarse en conjunto presentaron diferencias estadísticamente significativas en el proceso (Tabla 5. 15).

Tabla 5. 15. Variabilidad de la eficiencia debida a la interacción entre los diferentes factores del proceso

Fuente	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Concentración	10032.1	2	5016.03	329.57	0.0000
B:Especie	18047.0	1	18047.0	1185.76	0.0000
C:pH	533.72	2	266.86	17.53	0.0000
D:Tiempo de reacción	48332.7	2	24166.4	1587.82	0.0000
INTERACCIONES					
AB	1566.31	2	783.157	51.46	0.0000
AC	1507.55	4	376.889	24.76	0.0000
AD	3618.78	4	904.695	59.44	0.0000
BC	541.234	2	270.617	17.78	0.0000
BD	3867.31	2	1933.65	127.05	0.0000
CD	576.534	4	144.133	9.47	0.0000
ABC	258.872	4	64.7181	4.25	0.0031
ABD	1645.97	4	411.493	27.04	0.0000
ACD	1196.73	8	149.591	9.83	0.0000
BCD	214.887	4	53.7217	3.53	0.0095
ABCD	683.373	8	85.4216	5.61	0.0000
RESIDUOS	1643.74	108	15.2198		
TOTAL (CORREGIDO)	94266.9	161			

Todas las razones-F se basan en el cuadrado medio del error residual

En la Tabla 5.15, se encuentran los cuatro factores estudiados en conjunto y se observó que las interacciones entre estos influyen directamente en la

eficiencia del proceso de remoción de arsénico, caso contrario a lo que sucede al analizarse por separado cada uno de los factores.

Análisis estadístico para el proceso de eliminación del As (III/IV) en soluciones multicomponentes

El análisis estadístico de la muestra de agua problema se realizó tomando como factores el valor de pH inicial del medio y el tiempo de reacción, para determinar su influencia en la eficiencia de remoción de arsénico.

Tabla 5. 16. Análisis de varianza por efecto para determinar la eficiencia del proceso en una muestra de agua problema

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:pH	107.032	2	53.5161	2.55	0.1931
B:Tiempo de reacción	2301.67	2	1150.83	54.87	0.0012
RESIDUOS	83.8923	4	20.9731		
TOTAL (CORREGIDO)	2492.59	8			

Todas las razones-F se basan en el cuadrado medio del error residual

En la Tabla 5.16 se puede observar que en el análisis estadístico del pH inicial el valor-P obtenido es mayor al 0.05, lo que indica que este factor no es estadísticamente significativo, mientras que para el caso del tiempo de reacción se observó que el valor P fue menor que 0.05; por lo que, este factor tiene un efecto estadísticamente significativo sobre la eficiencia con un 95.0% de nivel de confianza.

Conclusiones

6. Conclusiones

En este proyecto se evaluó el proceso de ferro-oxidación para la remoción de arsénico presente en dos muestras de agua, la primera una muestra de agua sintética, con dos especies de arsénico As (III) y As (V), analizadas por separado, la segunda, una muestra de agua real proveniente de un acuífero somero ubicado en el área metropolitana de la Ciudad de México. De los resultados se obtiene lo siguiente;

En el proceso de ferro-oxidación se observó que la remoción de arsénico se llevó a cabo de manera más eficiente con la especie de As (V) que con As (III), esto es debido a que los productos de oxidación del Fe (0), responsables del secuestro del arsénico y posterior deposición del mismo sobre las virutas de hierro.

En la eliminación de arsénico empleando un lecho de virutas de hierro en reactores por lotes secuenciales se observó que la eficiencia del proceso fue diferente para cada una de las muestras de agua analizadas, esto debido a factores como la concentración de arsénico, el pH del medio y las características químicas del agua.

En el estudio del pH se observó que éste fue en aumento durante la reacción, debido a que durante la oxidación del Fe (0) en medio acuoso se liberan iones OH^- y se forman compuestos de hidróxido de hierro y arsénico. Cabe mencionar, que el valor del pH del medio en la velocidad de oxidación del hierro y en la formación de productos de la oxidación; los cuales, son los principales responsables del atrapamiento del As y posterior precipitación.

Las mejores eficiencias de remoción reportadas con la muestra de agua problema se encontraron a pH 7, sin embargo, el análisis estadístico no mostró diferencias significativas al variar el pH.

El encapsulamiento de las virutas con cemento Portland resultó ser un método de control eficaz. Las concentraciones de As lixiviado después del análisis

PECT fue menor a lo establecido en la NOM-052-SEMARNAT-2005, siendo la prueba 9 (P9) la mejor mezcla con 13g de cemento, 18g de arena, 9g de grava, 15g de virutas y 10 mL de agua con un contenido total de virutas encapsuladas del 27%.

En cuanto a las neblinas con arsénico generadas en el proceso se propuso la recirculación de las mismas dentro del reactor con la finalidad de darle al proceso que lo generó la posibilidad de eliminarlo, este método de control resulta viable debido a que la cantidad de neblinas con arsénico generada no es mayor a 25 mg/L.

De la remoción de arsénico presente en agua empleando el proceso de ferro-oxidación como tratamiento se puede concluir:

- La concentración de arsénico inicial en el medio influye de manera directa en la eficiencia del proceso, siendo las concentraciones más bajas (2000 mg/L) de arsénico las que presentan eficiencias del 100% de remoción.
- El As (V) presenta mejores eficiencias de remoción que el As (III).
- Debido a que el As (V) se remueve con mayor eficiencia que el As (III) la inyección de aire en el medio asegura la adecuada oxidación del arsénico presente, evitando con ello el uso de un pretratamiento de oxidación.
- La tendencia creciente del pH está influenciada por la concentración inicial de arsénico.
- La concentración de arsénico influye directamente en la eficiencia del proceso. Es decir, a mayor concentración menor eficiencia de remoción.
- Los productos de oxidación del hierro son los principales responsables de la eliminación de arsénico presente en agua.
- Con base en lo observado en la sección 5.4, se encontró que la eficiencia de remoción está ligada con el pH y la especie de As. Para valores de pH finales menores que 7.3 se remueve mayor porcentaje

de As (V) que de As (III), mientras que para valores de pH mayores a 7.3 existe una mayor eficiencia de remoción de As (III).

- La superficie de hierro metálico expuesta son las variables que mayor influencia presentan en la cinética de producción del agente precipitante- $\text{Fe}(\text{OH})_3$.
- El encapsulamiento como método de control para los residuos de virutas contaminadas con As generadas en el proceso dio porcentajes de encapsulamiento cercanos al 100%, lo que indicó la completa estabilización del As dentro de la matriz del bloque de concreto, evitando con ello su posible liberación al ambiente.
- La recirculación de las neblinas de arsénico (AsH_3) generadas en el proceso puede ser un método económico y eficiente sobre todo al considerar que la generación de las neblinas de As es mínima.

Recomendaciones

7. Recomendaciones

A continuación se mencionan algunas recomendaciones que podrían mejorar la eficiencia de remoción de arsénico empleando el proceso de ferro-oxidación.

Se encontró que el aire juega un papel importante en la remoción de arsénico, por lo que se recomienda trabajar con diferentes volúmenes de aire y encontrar a cual se lleva a cabo mejor la remoción de arsénico, las pruebas deben de realizarse bajo concentraciones de arsénico inicial de 8000 mg/L para determinar la importancia del oxígeno en la remoción del arsénico presente en agua y comprobar el supuesto que se sugiere en este trabajo.

De igual manera se cree que el tamaño de partícula de las virutas de hierro puede influir en mejorar la eficiencia del proceso, por lo que se propone realizar experimentos trabajando con diferentes tamaños de partículas, obsérvese que no se sugiere la fragmentación de las virutas, pues dicho proceso acarrearía un costo adicional al tratamiento de aguas contaminadas con arsénico empleando la ferro-oxidación, más bien se propone trabajar con los distintos tamaños de virutas generadas como residuos de los diferentes procesos productivos.

Otro aspecto que se debe de considerar evaluar es la relación viruta/ agua, dicha relación surgió de experimentos realizados previamente, sin embargo se debe de considerar adaptar esta relación al aumentar o disminuir la cantidad de arsénico a tratar, pues experimentalmente se encontró que la modificación y reajuste de esta relación podría mejorar la eficiencia del proceso.

Por último se propone determinar la cantidad de veces que las virutas pueden ser reutilizadas en el proceso, la teoría indica que la formación de óxidos de hierro sobre las virutas pueden favorecer el proceso, sin embargo también se debe de tener en cuenta que un exceso en el reuso podría interferir en el proceso de oxidación de las virutas evitando con ello la adecuada eliminación de arsénico presente en solución y provocando un decaimiento en la eficiencia del proceso.

Referencias

8. Referencias

- Agua. (2004). *Agua. Centro virtual de información del agua*. Recuperado el 17 de marzo de 2014, de <http://www.agua.org.mx/>
- Armienta, M. A., y Rodríguez, R. (2005). Metales y metaloides. Estudio de caso: Contaminación por arsénico en el agua subterránea de Zimapán, Hidalgo; Problemática ambiental y enfoque metodológico. En B. Jiménez, y L. Marin (Edits.), *El agua en México vista desde la academia* (pág. 397). D.F., México: Academia mexicana de ciencias.
- Armienta, M., y Segovia, N. (2008). Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico. *Environmental Geochemistry Health*, 30, 345-353.
- ATSDR. (2007 a). *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. Recuperado el 21 de Febrero de 2013, de http://www.atsdr.cdc.gov/es/csem/arsenic/en_donde_se_encuentra.html
- ATSDR. (2007 b). *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. Recuperado el 12 de mayo de 2014, de <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp2-c5.pdf>
- ATSDR. (2011). *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. Recuperado el 18 de Febrero de 2013, de Environmental Health and Medicine Education: <http://www.atsdr.cdc.gov/csem/csem.asp?csem=1ypo=4>
- Badal, K. M., y Kazuo, T. S. (2002). Arsenic round the world: a review. *Talanta*, 201-235.
- Bang, S., Johnson, M., Korfiatis, G., y Meng, X. (2005). Chemical reactions between arsenic and zero-valent iron in water. *Water Research*, 39, 763–770.
- Becerril, J. M., Barruita, O., García Plazola, J. I., Hernández, A., Olano, J. M., y Garbisu, C. (2007). Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofísicos y su uso en fitorremediación. *Asociación Española de Ecología Terrestre*, 16(2), 50-55.
- Bissen, M., y Frimmel, F. H. (2003). Arsenic- a review. Part I: Occurrence, toxicity, speciation, mobility. *Acta Hydrochimica Hydrobiologica*, 31(1), 9-18.

- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., y Jambor, J. J. (1997). In-situ remediation of Cr(VI)-contaminated groundwater using permeable reactive walls: laboratory studies. *Environmental Science Technology*, 31(12), 3348-3357.
- Bourgeois, M. J., y Barragán, H. L. (2010). Contaminación de recursos de agua dulce. En H. L. Barragán, A. Pascual, M. J. Bourgeois, y O. A. Ojea, *Desarrollo, salud humana y amenazas ambientales. La crisis de la sustentabilidad* (págs. 200-2016). La Plata, Argentina: Editorial de la Universidad de La Plata.
- Bundschuh J., Litter M. I., Parvez F., Gabriela Román-Ross G., Nicolli H. B., Jean J.-S., Liu C.-W., López D., Armienta M. A., Guilherme R.G. L., Gomez C. A., Cornejo L., Cumbal L., Toujaguez R. (2012). One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Science of the Total Environment*, 429, 2–35.
- Bundschuh, J., y Litter, M. I. (2010). Situación de América Latina con relación al problema global del arsénico. En M. I. Litter, y J. Bundschuh, *Situación del arsénico en la región Ibérica e Iberoamericana. Posibles acciones articuladas e integradas para el abatimiento del arsénico en zonas aisladas* (págs. 10-37). Argentina: CYTED.
- Camacho, L. M., Gutiérrez, M., Alarcón-Herrera, M. T., y Villalba, M. (2011). Occurrence and treatment of arsenic in groundwater and soil in northern México and southwestern USA. *Chemosphere*, 83, 211-225.
- CAMIMEX. (2014). *Informe anual 2014*. Obtenido de Cámara Minera de México: https://www.camimex.org.mx/files/9714/0544/1072/situacion_de_la_mineria.pdf
- Cantrell, K. J., y Kaplan, D. I. (1997). Zero-valent iron colloid emplacement in sand columns. *Journal Environmental Engineering*, 499-505.
- Carbonell Barrachina, A. A., Burló Carbonell, F. M., y Mataix Beneyto, J. J. (1995). *Arsénico en el sistema suelo-planta* (págs. 6-115). España: Espagrafic.
- Carro Pérez, M. E. (2009). Remediación de aguas con arsénico mediante mecanismos de adsorción y floculación. *Tesis de maestría en ciencias de la ingeniería mención en recursos hídricos* (págs. 6-36). Córdoba: Universidad Nacional de Córdoba.
- Carter, S. (1999). *Otros pesticidas. Pesticidas arsenicales*. Recuperado el 18 de abril de 2013, de Environmental Protection Agency: <http://www.epa.gov/oppead1/safety/spanish/healthcare/handbook/Spch14.pdf>

- Castro de Esparza, M. (2006). Remoción de arsénico en el agua para bebida y biorremediación de suelos. *International Congress Natural Arsenic in Groundwater of Latin America*, (págs. 1-14). México.
- Cebrián, M. E., Albores, A., García-Vergas, G., y Del Razo, L. M. (1994). Chronic arsenic poisoning in humans: The case of Mexico. En *Arsenic in the environment Part II* (págs. 93-107). New York: J. O. Nriagu.
- Cervantes, C., y Moreno, R. (1999). Contaminación ambiental por metales pesados impacto en los seres vivos (págs. 4-8) México D.F.: Instituto de Investigaciones Químico Biológicas, Universidad Michoacana.
- Chavéz Quijada, M. L., y Miglio, T. M. (2011). Remoción de arsénico por oxidación solar en agua para consumo humano. *Enseñanza de la química*, 4(77), 307-314.
- Chwirka, J., Thomson, B. M., y Stomp III, J. M. (2000). Removing arsenic from ground-water. *Journal of the American Water Works Association*(92), 79-88.
- Comisión Ambiental Metropolitana, Sociedad Alemana de Cooperación Técnica (GTZ) y ARGE-MEX, T. (1997). *Manual de minimización, tratamiento y disposición de los residuos industriales y peligrosos generados por la industria metal-mecánica (hierro y acero)* (págs. 27-45). México, D. F. 101.
- CONAGUA. (2008). Programa Nacional Hidrico 2007-2012. (Semarnat, Ed.) Coyoacán, D.F., México. Recuperado el 10 de 03 de 2013, de http://www.semarnat.gob.mx/programas/Documents/PNH_05-08.pdf
- CONAGUA. (2011). *Estadística del agua en México*. México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- CONAGUA. (2012). *Contraste regional entre el desarrollo y la disponibilidad del agua*. Recuperado el 26 de abril de 2014, de Comisión Nacional del Agua: <http://www.conagua.gob.mx/atlas/contexto08.html>
- Cornejo, L., Acarapi, J., Lienqueo, H., y Arenas, M. (2010). Métodos solares. Tecnología hierro cero para la remoción de arsénico en aguas naturales con altos niveles de salinidad. Experiencias en implementación y transferencia tecnológica comunidades rurales del norte de Chile. En M. I. Litter, A. M. Sancha, y A. M. Ingallinella, *IBEROARSEN. Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (págs. 230-242). La Plata, Argentina: CYTED.

- Cortina, J., Fiúza, A., Silva, A., y Litter, M. (2010). Tecnologías de tratamiento in-situ de aguas subterráneas. En M. Litter, A. M. Sancha, y A. M. Ingallinella (Edits.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (págs. 111- 144). Argentina: CYTED.
- Cullen, W. R., y Reimer, K. J. (1989). Arsenic speciation in the environment. *Chemistry Review*, 89, 713-764.
- D'Ambrosio, C. (2005). Evaluación y selección de tecnologías disponibles para remoción de arsénico. Argentina: Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea.
- Das D., Samanta G., Mandal, B. K., Chowdhury, T. R., Chanda, C. R., Chowdhury, P. P., Basu G. K., Chakraborti D. (1996). Arsenic in groundwater in six districts of West Bengal, India. *Environmental Geochemical Health*, 18, 5-15.
- DEFRA. (2009). *Soil Guideline Values for inorganic arsenic in soil*. Recuperado el 2013, de Environment Agency: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/313869/scho0409bpvy-e-e.pdf
- Dickerson, R. E., Gray, H. B., y Haight Jr, G. P. (1979). *Principles of Chemistry* (págs. 276-280) (3rd. ed.). Londres: Benjamin/Cummings Inc.
- DOF. (1993). *NOM-053-SEMARNAT-1993. Que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente*. Obtenido de Diario Oficial de la Federación: <http://dof.gob.mx/normasOficiales>
- DOF. (2000). *NOM-127-SEMARNAT-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. Obtenido de Diario Oficial de la Federación: <http://dof.gob.mx/normasOficiales>
- DOF. (2001). *NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de aguas, determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas*. Obtenido de Diario Oficial de la Federación: <http://dof.gob.mx/normasOficiales>
- DOF. (2005). *NOM-052-SEMARNAT-2005. Que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente*. Obtenido de Diario Oficial de la Federación: <http://www.dof.com/normasOficiales>

- DOF. (2011). *NMX-AA-008-SCFI-2011. Análisis de agua- Determinación del pH- Método de prueba*. Obtenido de Diario Oficial de la Federación: <http://dof.gob.mx/normasOficiales>
- Domy C. Adriano (2001). *Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals* (págs. 219-240). New York: Springer-Verlag.
- Dong, H., Guan, X., y Lo, I. M. (2012). Fate of As(V)-treated nano zero-valent iron: Determination of arsenic desorption potential under varying environmental conditions by phosphate extraction. *Water Research*, 46, 4071-4080.
- EPA. (1997). *Technology alternatives for the remediation of soils contaminated with As, Cd, Cr, Hg and Pb*. Recuperado el Febrero de 2013, de Engineering Bulletin: <http://www.epa.gov/tio/download/remed/tdtchalt.pdf>
- EPA. (2001). *Treatment technologies for site clean-up: annual status report*. Recuperado el 2013, de Office of solid waste and emergency response/technologyinnovation: <http://clu-in.org/asr>
- EPA. (2003). *Guía para el ciudadano sobre solidificación/Estabilización*. U.S.A.: Environmental Protection Agency United States.
- EPA. (2007). *Method 3015A. Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts*. Obtenido de Environmental Protection Agency. Testmethods:<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3015a.pdf>
- EPA. (2012). *United States Environmental Protection Agency*. Recuperado el 20 de Febrero de 2013, de <http://water.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/arsenic.cfm>
- Espino-Valdés, M. S., Barrera-Prieto, Y., y Herrera-Peraza, E. (2009). Presencia de arsénico en la sección norte del acuífero Meoqui-Delicias del estado de Chihuahua, México. *Medio ambiente y desarrollo sustentable*, III(1), 8-18.
- Estrada Orozco, P. A. (2009). Evaluación de las alternativas para la remoción de arsénico en el agua potable. *Aquaform*, 52(13), 10-13.
- FAO. (2013). *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Recuperado el 16 de Julio de 2014, de http://www.fao.org/nr/water/index_es.html

- Farrell, J., Wang, J., O'Day, P., y Conklin, M. (2001). Electrochemical and spectroscopic study of arsenate removal from water using zero-valent iron media. *Environmental Science Technology*, 35(10), 2026-2032.
- Fernández-Turiel, J. L., Galindo, G., Parada, M. A., Gimeno, D., García-Vallés, M., y Saavedra, J. (2005). Estado actual del conocimiento sobre el arsénico en el agua de Argentina y Chile: Origen, movilidad y tratamiento. En G. Galindo, J. L. Fernández Turiel, M. Á. Parada, y D. G. Torrete (Edits.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento* (págs. 1-22). Argentina: V congreso hidrogeológico argentino.
- Fitz, W. J., y Wenzel, W. W. (2002). Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *Journal of Biotechnology*, 99(3), 259-278.
- Foster, S.; Garduño, H.; Kemper, K.; Tuinhof, A.; Nanni, M.; Dumars, C. (2006). *Protección de la calidad del agua subterránea* (págs. 59-76). Washington D.C., EEUU.: Publicaciones Banco Mundial.
- Freeman, H. M. (1997). *Hazardous waste treatment and disposal* (págs. 980-1120). (2nd ed.). USA: McGraw Hill.
- Galán Huertos, E., y Romero Baena, A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Sociedad española de minerología*, 10, 48-60.
- Galvão A.C., L., y Corey, G. (1987). *Arsénico* (págs. 3-16). México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud.
- García Ubaque, C. A., Vaca Bohórquez, M. L., y García Vaca, M. C. (2013). Encapsulamiento de lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales de la industria automotriz en matrices de arcilla. *Tecnura*, 17(38), 10.
- García, I., y Dorronsoro, C. (2005). *Contaminación por metales pesados*. Recuperado el 15 de Agosto de 2014, de <http://edafología.org.es/conta/tema15/introd.htm>.
- García-Nieto, E., Carrizales-Yañez, L., Juárez, S. L., García-Gallegos, E., Hernández-Acosta, E., Briones-Corona, E., y Vázquez-Cuecuecha, O. G. (2011). Plomo y arsénico en la subcuenca del alto Atoyac en Tlaxcala, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 7-17.

- Hasegawa, H., Matsui, M., Okamura, S., Hojo, M., Iwasaki, N., y Sohrin, Y. (1999). Arsenic speciation including “hidden” arsenic in natural waters. *Applied Organometallic Chemistry*, 13, 113–119.
- Hernández-García, Y., Sosa-Cerecedo, M., Moreno, M., Alcalá, J., y Puga, S. (2008). Evaluación de la contaminación por metales pesados y arsénico en sedimento en ambales del estado de Chihuahua, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 4(2), 89-94.
- Hlavay, J., y Polyak, K. (2005). Determination of surface properties of iron hydroxide-coated alumina adsorbent prepared for removal of arsenic from drinking water. *Journal of colloid and Int. Science*, 284, 71-77.
- Höll, W., y Litter, M. (2010). Ocurrencia y química del arsénico en aguas. En M. I. Litter, A. M. Sancha, y A. M. Ingallinella, *Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (págs. 17-31). Buenos Aires: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.
- Hug, S. J., y Leupin, O. (2003). Iron-Catalyzed Oxidation of Arsenic(III) by Oxygen and by Hydrogen Peroxide: pH-Dependent Formation of Oxidants in the Fenton Reaction. *Environmental science*, 2734-2742.
- IARC, International Agency for Research on Cancer. (2004). *World Health Organization*. Recuperado el 28 de Febrero de 2013, de <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol84/volume84.pdf>
- INECC. (2007). *Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático*. Recuperado el 15 de abril de 2014, de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/372/fuentes.html>
- INECC. (2009). *Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático*. Recuperado el 23 de marzo de 2014, de <http://www.inecc.gob.mx/sqre-temas/763-aqre-metales>
- INEGI. (2006). *Estadísticas a propósito del día mundial del agua*. Obtenido de Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- INEGI. (2009). *Resumen de los resultados de los censos económicos 2009*. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI. (2010). *INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática*. Recuperado el 16 de Mayo de 2014, de [cuentame, territorio: http://cuentame.inegi.org.mx/territorio/agua/dispon.aspx?tema=T](http://cuentame.inegi.org.mx/territorio/agua/dispon.aspx?tema=T)

- INTI, Instituto Nacional de Tecnología Industrial. (2009). *Modelo de intervención para el abatimiento de arsénico en aguas de consumo*. Argentina: INTI.
- Jáuregui Mandujano, L. M. (2006). Estabilización de residuos con arsénico mediante el proceso de fijación química y solidificación (FQS). *Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental* (págs. 25-64). Morelos, México: Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ingeniería.
- Johnston, R., Heijmen, H., y Wurzal, P. (2001). Safe Water Technology (págs. 25-53). Capítulo 6. En *World Health Organization*.
- Kabata-Pendias, A., y Pendias, H. (2011). *Trace Elements in Soils and Plants* (págs. 353-359) (4er ed.). CRC Press.
- Kanel, S., Manning, B., Charlet, L., y Choi, H. (2005). Removal of arsenic(III) from groundwater by nanoscale zero-valent iron. *Environmental Science and Technology*, 39, 1291-1298.
- Kartinen, E., y Martin, C. (1995). An overview of arsenic removal processes. *Desalination*, 79-88.
- Kumaresan, M., y Riyazuddin, P. (2001). Overview of speciation chemistry of arsenic. *Current Science*(80), 837-846.
- Lackovic, J. A., Nikolaidis, N. P., y Dobbs, G. M. (2000). Inorganic arsenic removal by zero valent iron. *Environmental Engineering Science*(17), 29-39.
- Ladeira, A. C., y Ciminelli, V. S. (2004). Adsorción and desorption of arsenic on an oxisol and its constituents. *Water Research*, 38(8), 2087-2094.
- Lansdown, A. B. (1995). Physiological and toxicological changes in the skin resulting from the action and interaction of metal ions. *Crit. Rev. Toxicol.*, (25), 397-462.
- Leupin, O., y Hug, S. (2005). Oxidation and removal of arsenic (III) from aerated groundwater by filtration through sand and zero-valent iron. *Water Research*, (39), 1729-1740.
- Leyva Ramos, R. (2010). Fundamentos de adsorción en sistemas líquidos-sólido. En M. Litter, A. M. Sancha, y A. M. Ingallinella (Edits.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (págs. 43-58). Argentina: CYTED.
- Lillo, J. (2007). *Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas*. Obtenido de Temas Ambientales: www.aulados.net

- Litter M. I., Morgada M. E., Bundschuh Jochen. (2010). Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption. *Environmental Pollution*, 158, 1105–1118.
- Litter, M. I., Alarcón-Herrera, M. T., Arenas, M. J., Armienta, M. A., Avilés, M., Cáceres, R. E., Pérez- Carrera, A. (2012). Small-scale and household methods to remove arsenic from water for drinking purposes in Latin America. *Science of the Total Environmental*, 429, 107-122.
- Litter, M., y Morgada, M. E. (2009). Formas arsenicales en agua y suelos. En M. Litter, M. Armienta, y S. Farías, *Metodologías analíticas para la determinación y especiación de arsénico en aguas y suelos* (págs. 19-28). Argentina: IBEROARSEN.
- Lowry, G. V., y Johnson, K. M. (2004). Congener-specific dechlorination of dissolved PCBs by microscale and nanoscale zerovalent iron in a water/methanol solution. *Environmental Science and Technology*, 38(19), 5208-5216.
- Macías, A., Goñi, S., Guerrero, A., y Fernández, E. (1999). Inmovilización/solidificación de residuos tóxicos y peligrosos en matrices de cemento. *Materiales de construcción*, 49(254), 5-16.
- Magalhaes, M. C. (2002). Arsenic. An environmental problem limited by solubility. *Pure and Applied Chemistry*, (74), 1843-1850.
- Magdaleno Rico, C. A., y Martín Romero, F. (2014). *Peligrosidad de los residuos mineros históricos del distrito minero San Antonio-El triunfo en la Paz Baja California Sur y evaluación de generación de drenaje ácido a través de pruebas estáticas* (págs. 4-14). México: (Tesis de Ingeniería) Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Manahan, S. E. (1994). *Environmental Chemistry* (págs. 120-137). E.U.A.: Lewis Publisher.
- Mandal, B., y Suzuki, K. (2002). Arsenic round the world: a review. *Talanta*, 58, 201–235.
- Manning, B. A., Hunt, M. L., Amrhein, C., y Yarmoff, J. A. (2002). Arsenic(III) and Arsenic(V) reactions with zerovalent iron corrosion products. *Environmental Science and Technology*, (36), 5455-5461.

- Matheson, L. J., y Tratnyek, P. G. (1994). Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal. *Environmental science and technology*, 28(12), 2045-2053.
- Matschullat, J. (2000). Arsenic in the geosphere- a review. *The Science of the total environment*, 249, 297-312.
- Miliarium. (2008). *Miliarium*. Recuperado el 10 de Febrero de 2014, de <http://www.miliarium.com/Bibliografia/Monografias/Arsenico/>
- Mohan, D., y Pittman, J. C. (2007). Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents. *Journal of Hazardous Materials*, 142, 1–53.
- Monographs, I. (2004). Some Drinking-Water Disinfectants and Contaminants, Including Arsenic Related Nitrosamines. 84.
- Monroy-Torres, R., Macias-Hernández, A., Gallaga-Solórzano, J. C., Santiago-García, E. J., y Hernández-Ornelas, M. (2009). Arsenic in mexican children exposed to contaminated well water. *Ecology of food and nutrition*, 48(1), 59-75.
- Moore, A. M., De Leon, C. H., y Young, T. M. (2003). Rate and extent of aqueous perchlorate removal by iron surfaces. *Environmental science and technology*, 37(14), 3189-3198.
- Moreno, J. E. (2010). *Recuperación de suelos mineros contaminados con arsénico* (págs. 99-170). Tesis doctoral, Universidad autónoma de madrid, Departamento de química agrícola, España.
- Naranjo Pulido, A. (2004). *Estudio de la contaminación por arsénico en agua, suelo y plantas de la región del cabo en Baja California Sur, México* (págs. 22-28). México: Tesis de maestría en ciencias (ecología y ciencias ambientales). Facultad de ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Nikolaidis, N. P., Dobbs, G. y Lackovici, J. (2003). Arsenic removal by zero-valent iron: field, laboratory and modelling studies. *Water Research*, 37, 1417-1425.
- Noubactep, C. (2010). Metallic iron for safe drinking water worldwide. *Chemical Engineering Journal*(165), 740-749.
- Noyes, R. (1991). *Handbook of pollution control processes* (págs. 125-190). New Jersey: Noyes Publications.

- OMS. (2012). *Organización Mundial de la Salud*. Recuperado el 24 de Octubre de 2013, de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs372/es/>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2013). *WHO Chemical Safety - Activity Report 2013*. Obtenido de http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/chemicals_phc/en/index.html
- OPS, Organización Panamericana de la Salud. (2007). *Guía para mejorar la calidad del agua, ámbito rural y pequeñas ciudades* (págs. 37-44).Lima: Publicaciones COSUDE.
- Ortega-Guerrero, M. A. (2009). Presencia, distribución, hidrogeoquímica y origen de arsénico, fluoruro y otros elementos traza disueltos en agua subterránea, a escala de cuenca hidrológica tributaria de Lerma-Chapala, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 26(1), 143-161.
- Oxford University Press. (1999). *Diccionario de química* (págs. 56-58). Madrid: Complutense S.A.
- Palakodeti, R. C., LeBoeuf, E. J., y Clarke, J. H. (2009). Tool for assessment of process importance at the groundwater/surface water interface. *Journal of Environmental Management*, 91, 87-101.
- Patrón, G. (2011). *Primer Foro Agua y arsénico: Problemática en Baja California Sur*. México.
- Peña-Torres, A., Cano-Rodríguez, I., Aguilera-Alvarado, A. F., Gamiño-Arroyo, Z., Gómez-Castro, F. I., Gutiérrez-Valtierra, M. P., y Soriano-Pérez, S. (2012). Adsorción y desorción de arsénico en oxihidróxidos de hierro sintéticos como modelo de estudio para explicar uno de los mecanismos de su lixiviación de jales mineros. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 11(3), 495-503.
- Pérez Carrera, A., Cayla, C., Fabre, J., y Fernández Cirelli, A. (2010). Uso de plantas acuáticas para la remoción de arsénico del agua. En M. I. Litter, A. M. Sancha, y A. M. Ingallinella, *IBEROARSEN, Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (págs. 219-228). Argentina: CYTED.
- PNUD. (2007). *Programa de las naciones unidas para el desarrollo*. Recuperado el 22 de Mayo de 2014, de http://www.undp.org.mx/spip.php?page=publicacionyid_article=254

- Posada Ayala, I. H. (2011). Geoquímica ambiental del distrito minero San Antonio, sedimentos de los arroyos de la cuenca de San Jaun de los planes y plataforma continental de bahía la ventana, BCS, México (págs. 30-100). *Tesis de maestría en ciencias en manejo de recursos marinos*. Baja California Sur, México.
- Powell, R. M., Puls, R. M., Hightower, S. K., y Sabatini, D. A. (1995). Coupled iron corrosion and chromate reduction: mechanisms for subsurface remediation. *Environmental Science and Technology*, 29(8), 1913-1922.
- Ramaswanil, A., Tawachsupa, S., y Isleyen, M. (2001). Batch-mixed iron treatment of high arsenic waters. *Research note*, 4474–4479.
- Rivas, B., y Sánchez, J. (2010). Materiales poliméricos para la remoción de arsénico. En M. I. Litter, A. M. Sancha, y A. M. Ingallinella, *IBEROARSEN, Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (págs. 91-105). Argentina: CYTED.
- Rodríguez Mejía, J. R. (2012). Eliminación de arsénico (As) por electroquímica, en aguas subterráneas para consumo humano. Caso de estudio "Municipio San Salvador, Hidalgo" (págs. 17-42). *Tesis para obtener el grado de maestro en ingeniería civil*. México: Instituto Politécnico Nacional.
- Rodríguez, R., y Echeverría, M. (2008). *Reducción de Arsénico en agua. Uso de un método doméstico* (págs. 16-23). Argentina: EduTecNe.
- Rodríguez, R., Basta, N., Casteel, S., Armstrong, F., y Ward, D. (2003). Chemical extraction methods to assess bioavailable arsenic in soil and solid media. *Journal of Environmental Quality*, 32, 876–884.
- Salazar, M. L., y González B. P. (2008). *Fotocatálisis solar para descontaminación de aguas* (págs. 27-40). Tesis de maestría, Universidad de Sevilla, España.
- Salzsauler, K. A., Sidenko, N. V., y Sherriff, B. L. (2005). Arsenic mobility in alteration products of sulfide-rich, arsenopyrite-bearing mine wastes, Snow Lake. *Applied Geochemistry*, 20, 2303-2314.
- Sancha, A. M. (2010). Remoción de arsénico por coagulación y precipitación. En M. Litter, A. M. Sancha, y A. M. Ingallinella (Edits.), *Tecnología económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (págs. 33-42). Argentina: CYTED.
- Sandoval Yoal, L., y Jáuregui Mandujano, L. M. (2002). Tratamiento de residuos de arsénico provenientes del tratamiento de agua- primera parte. *Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente*, (págs. 1-13).

- Guanajuato. Obtenido de BVSDE, Biblioteca Virtual de Desarrollo Sostenible y Salud Ambiental: <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsaidis/mexico13/006.pdf>
- Sandoval, L., y Jáuregui, L. M. (2005). Fabricación de ladrillos inocuos para la salud a partir de lodos de arsénico provenientes de la potabilización del agua. *Seminario Internacional: Visión Integral en el Mejoramiento de la Calidad del Agua* (págs. 1-9). Cali: Universidad del Valle. Facultad de Ingeniería. Instituto Cinara.
- Scherer, M. M., Richter, S., Valentine, R. L., y Álvarez, P. J. (2000). Chemistry and microbiology of permeable reactive barriers for in situ groundwater clean up. *Critical Reviews in Microbiology*, 26(4), 221-264.
- SEMARNAT. (2012). *Lluvia ácida, causas y consecuencias. Informe 2012*. Obtenido de Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales: http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/05_atmosfera/recuadro2.html
- Sharma, V. K., y Sohn, M. (2009). Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environment International*, 743-759.
- Smedley, P., y Kinniburgh, D. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17, 517-568.
- Stacy, E. M., y Craig, H. B. (2007). Iron foundry slags as permeable reactive barrier materials for removing arsenic from groundwater. *Geoenvironmental Engineering*, 226(8), 1-11. Obtenido de [http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/40907\(226\)8](http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/40907(226)8)
- Su, C., y Puls, R. A. (2001). Arsenate and arsenite removal by zerovalent iron: kinetics, redox transformation, and implications for in situ groundwater remediation. *Environmental Science and Technology*, 35(7), 1487-1492.
- Sun, Y., Guan, X., Wang, J., Meng, X., Xu, C., y Zhou, G. (2014). Effect of weak magnetic field on arsenate and arsenite removal from water by zerovalent iron: an XAFS investigation. *Environmental Science and Technology*, 48, 6850-6858.
- Talbot, D., y Talbot, J. (1998). *Corrosion Science and Technology* (págs. 17-50). Boca Raton, Nueva York: CRC Press LLC.
- Tarquini, G. (2010). Tecnologías de membranas aplicadas al tratamiento de aguas con elevado contenido de arsénico. En M. Litter, A. M. Sancha, y A. M.

- Ingallinella (Edits.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (págs. 59-72). Argentina: CYTED.
- Tripathi, R., Srivastava, S., Mishra, S., Singh, N., Tuli, R., D.K., G., y Mathuis, F. (2007). Arsenic hazards: strategies for tolerance and remediation by plants. *ATrends in Biotechnology*, 25, 158–165.
- Triszcz, J. M., Luchessi, N., Sosa, B., Rosales, E. M., y Garcia Einschlag, F. S. (2007). Abatimiento de arsénico en aguas de consumo mediante el empleo de la técnica de hierro cero valente. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 91, 50-54.
- Triszcz, J. M., Porta, A., y García Einschlag, F. S. (2009). Effect of operating conditions on iron corrosion rates in zero-valent iron systems for arsenic removal. *Chemical Engineering Journal*, 150, 431-439.
- Triszcz, J. M., Rosales, E., y García, F. (2006). III Congreso iberoamericano de ambiente y calidad de vida. *Cinética de formación de Fe(III) en la técnica ZVI para la remoción de arsénico de aguas de consumo*. Argentina.
- Tyrovola K., Peroulaki E., Nikolaidis N. P. (2007). Modeling of arsenic immobilization by zero valent iron. *European Journal of Soil Biology*, 43, 356-367.
- Valles-Aragón, M. C., y Alarcón-Herrera, M. T. (2014). Retención de arsénico en humedales construidos con *Eleocharis macrostachya* y *Schoenoplectus americanus*. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(2), 143-148.
- Van, D. J., Lloyd, T., Chetry, S., Liou, R., y Peck, J. (2002). *Technology Innovation Office, EPA Platinum International, Inc.* Obtenido de http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html
- Villaseñor-Cabral, M.G., Armienta-Hernández, M.A., y Linares-López, C. (2009). Distribución de arsénico en jales provenientes de yacimientos tipo skarn. *XIX Congreso Nacional de Geoquímica* (págs. 67-71). Baja California: INAGEQ, Instituto Nacional de Geoquímica.
- Volke-Sepúlveda, T., Velasco Trejo, J., y De la Rosa Pérez, D. (2005). Suelos contaminados por metales y metaloides muestreo y alternativas para su remediación (págs. 20-88). *Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología*.

- Wauchope, R. D. (1983). Uptake, translocation and phytotoxicity of arsenic in plants. En L. y. Fensterheim, *Arsenic: Industrial, Biomedical, Environmental Perspectives* (págs. 348-374). New York: Van Nostrand Reinhold.
- Whitman, G. W., Russel, R. P., y Altieri, V. J. (1924). Effect of Hydrogen Ion Concentration on the corrosion of submerged steel. *Industry Engineering Chemistry*, 16, 665-670.
- WWAP. (2014). *World Water Assessment Programme*. Recuperado el 20 de mayo de 2014, de <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/>
- Zacarías Salinas, M. (2009). Fitoextracción in situ y ex situ de un suelo contaminado con Ni, As y Cu (págs. 24- 60). *Tesis de Maestría en Ciencias e Ingeniería Ambientales*. México: Posgrado en Ciencias e Ingeniería Ambientales. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Zhang, H., y Selim, H. M. (2008). Reaction and transport of arsenic equilibrium and kinetic modeling. *Advances in Agronomy*, 98, 45-115.
- Zhang, L., Arnold, W. A., y Hozalski, R. M. (2004). Kinetics of haloacetic acid reactions with Fe(0). *Environmental Science and Technology*, 38(24); 6881-6889.
- Zitrou, E., Nikolaou, J., Tsakiridis, P. E., y Papadimitriou, G. D. (2007). Atmospheric corrosion of steel reinforcing bars produced by various manufacturing processes. *Construction and Building Materials*, 21, 1161-1169.