

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA

ANTONIO NARRO

UNIDAD LAGUAN

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONOMICAS



Evaluación de la Cascara de Melón (*Cucumis melo* L.) para la Biosorción de Arsénico (As) del Agua.

POR

CAROLINA AGUILERA GAMBOA

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

TORREÓN, COAHUIL, MÉXICO.

DICIEMBRE 2014

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA "ANTONIO NARRO"

UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

Evaluación de la Cascara de Melón (*Cucumis melo* L.) para la Biosorción de Arsénico (As) del Agua.

TESIS:

QUE SE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL COMITÉ REVISOR COMO REQUISITO PARCIAL PARA
OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

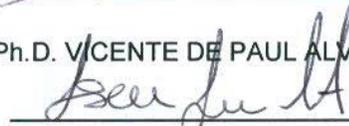
APROBADA POR EL COMITÉ REVISOR:

Asesor principal:



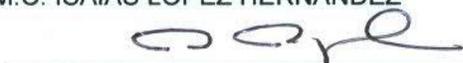
Ph.D. VICENTE DE PAUL ALVAREZ REYNA

Asesor:



M.C. ISAÍAS LÓPEZ HERNANDEZ

Asesor:



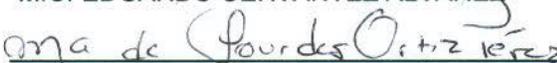
DR. JOSE LUIS REYES CARRILLO

Asesor :



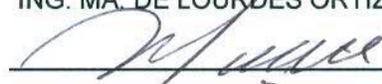
M.C. EDGARDO CERVANTEZ ALVAREZ

Asesor :

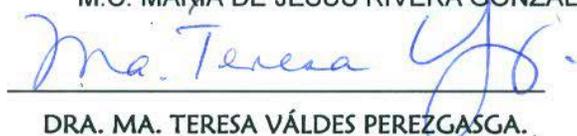


ING. MA. DE LOURDES ORTIZ PÉREZ

Asesor :



M.C. MARÍA DE JESÚS RIVERA GONZÁLEZ



DRA. MA. TERESA VÁLDES PEREZGASCA.



COORDINADORA INTERINA DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS, de la División de Carreras Agronómicas

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

Evaluación de la Cascara de Melón (*Cucumis melo* L.) para la Biosorción de Arsénico (As) del Agua.

TESIS:

QUE SE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES.

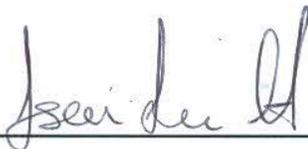
APROBADA:

Presidente:



Ph.D. VICENTE DE PAUL ALVAREZ REYNA

Vocal:



M.C. ISAÍAS LÓPEZ HERNÁNDEZ

Vocal:

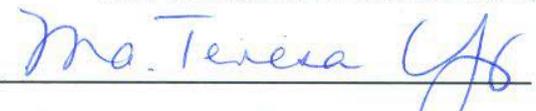


DR. JOSÉ LUIS REYES CARILLO

Vocal Suplente:



M.C. EDGARDO CERVANTES ALVAREZ



DRA. MA. TERESA VÁLDES PEREZGASGA.



COORDINADORA INTERINA DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS Coordinación de la División de Agronomías

AGRADECIMIENTOS

A Mi Alma Terra Mater

Por haberme abierto las puertas de esta gloriosa institución, y permitirme formar parte de ella, darme la oportunidad de ser una profesional egresada de esta casa de estudios.

Al Phf. Vicente De Paul Álvarez Reyna

Por el apoyo brindado durante la realización de mi tesis. La atención brindada y el tiempo dedicado a la elaboración de ella.

Al Dr. José Luis Reyes Carrillo

Por escucharme en momentos de duda total y siempre brindarme el mejor consejo. Por la disponibilidad que muy amablemente tubo hacia cada momento en el que le expresaba mis dudas.

A cada uno de mis asesores

Por la colaboración, atención, tiempo brindado y aportaciones que tuvieron para que realizara con éxito este trabajo.

A todos los profesores

Que durante la carrera me impartieron clases, porque cada momento en los laboratorios, en los pasillos y en las aulas de esta institución, fueron personas que me ayudaron a crecer no solo en conocimientos, sino como profesional.

A mis Amigos y compañeros

Por cada momento de su presencia, fueron personas que siempre recordare. Siempre con una plática animaban cada día. Cada tarea que hacíamos juntos era más amena gracias a ustedes.

DEDICATORIAS

A Dios

Por darme la oportunidad de llegar hasta donde estoy, y gracias a ello hoy termino una etapa en mi vida.

A Mi Familia

Por ser las personas que con su presencia me motivabas a seguir. Al estar siempre cerca de ellos mi casa era un lugar de resguardo.

A Mis Padres

Por ser el ejemplo que me guió en cada momento de mi vida. Gracias por apoyarme aun en la distancia, y en decisiones difíciles. Gracias por el esfuerzo que hicieron conmigo, por cada mañana de ir al trabajo, por cada consejo. Este logro es también suyo, porque con la educación que me dieron me he mantenido en la vida.

A mi madre Olga Leticia Gamboa Gómez

Por cada momento de apoyo, por cada auxilio que me brindo. Por haberme hecho ver la luz.

A mi padre Efrén Aguilera Hernández

Por todo el esfuerzo que realizo al sacarnos a mis hermanos y a mí adelante, por su apoyo aun estando lejos.

A Mi Hija Helena

Por ser la luz que esta permanente en mis días, el motivo de mis alegrías, la razón de todo lo que hago. Eres lo que hace que yo sea mejor cada día, por ti más que por nadie me levanto cada mañana, siempre para buscar ofrecerte un mejor futuro. Gracias por tu sola existencia.

INDICE

I.INTRODUCCIÓN.....	1
II. OBJETIVOS.....	3
III.HIPOTESIS.....	3
IV REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
4.1 Hidroarsenismo Crónico Regional Endémico.....	4
4.2 HACRE en el mundo.....	5
4.3 HACRE en México.....	6
4.4.1 Marco jurídico nacional.....	9
4.5 HACRE en la comarca lagunera	17
4.5.1 Ubicación Geográfica De La Comarca Lagunera.....	17
4.5.2 HACRE en la Comarca Lagunera	17
4.5.3 Casos de HACER.....	21
4.5.4 Localización de pozos con elevado contenido de As en Torreón Coahuila.....	22
4.6 Características del arsénico.....	23
4.6.1 Características químicas.....	23
4.7 Distribución en el medio.....	26
4.8 Ciclo del arsénico.....	26
4.9 Presencia del As en las aguas.....	31
4.9.1 Arsénico en aguas continentales superficiales y marinas.....	32
4.9.1.1 Ríos.....	32
4.9.1.2 Agua del mar y estuarios.....	33

Arsénico en las aguas continentales subterráneas.....	33
4.9.2 Origen del As en las aguas.....	34
4.9.2.1 Interacción agua-fase sólida: movilización y retención de arsénico.....	35
4.9.2.2 Adsorción/desorción de arsénico en la fase sólida.....	35
4.9.2.3 Precipitación/disolución de fase sólida.....	36
4.9.2.4 Transporte de arsénico en las aguas.....	37
4.9.3 Mecanismos de incorporación de arsénico a las aguas.....	39
4.10 Toxicocinética.....	40
4.11 Absorción.....	41
4.12 Distribución.....	41
4.13 Biotransformación.....	42
4.14 Excreción.....	43
4.15 Toxicodinamia.....	44
4.16 Mecanismos de toxicidad.....	46
4.17 Efectos sobre la salud.....	47
4.18 Efectos Adversos.....	48
4.18.1 Efectos agudos.....	48
4.18.2 Efectos crónicos.....	48
4.18.2.1 Lecciones cutáneas.....	48
4.18.2.2 Alteraciones en el sistema cardiovascular.....	49
4.18.2.3 Mutagenicidad y cáncer.....	50
4.19 Alternativas de tratamiento de agua con arsénico.....	51
4.19.1 Biológicos.....	55
4.19.2 Biosorción.....	56
4.19.2.1 Biosorbentes utilizados.....	60

4.19.2.2 Biosorventes utilizados para remoción de arsénico.....	61
V. MATERIALES Y METODO.....	62
5.1 Obtención de la biomasa seca.....	63
5.2 Recolección de agua.....	63
5.3 Reacción de agua con la biomasa.....	63
5.4 Filtrado.....	65
5.5 Medición final de arsénico.....	65
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	65
VII. CONCLUSIONES.....	68
VIII BIBLIOGRAFIA.....	69

RESUMEN

El arsénico es un elemento ampliamente distribuido en la corteza terrestre y en el agua del subsuelo, la contaminación del agua con este metaloide representa un gran problema para la salud pública y el ambiente por su alta toxicidad y sus efectos nocivos para la salud. La problemática del Hidroarsenismo Crónico Regional Endémico afecta muchos países en el mundo, México no es la excepción, la región de La Comarca Lagunera es uno de los lugares que se ve fuertemente afectado por esta situación. Las consecuencias del consumo por humanos de agua con arsénico se ven reflejada en la salud, originando su ingesta enfermedades que pueden llevar hasta la muerte.

Las tecnologías actualmente utilizadas para la eliminación de este elemento son costosas, difíciles de manejar y en ocasiones poco eficientes. Se han investigado alternativas de bajo costo las cuales han resultado eficientes para tratar el agua con arsénico. La biosorción emplea biomasa capaces de remover el arsénico del agua. En el presente trabajo se desarrolla una alternativa para el tratamiento de esta agua, con el fin de eliminar el Arsénico presente en ella. La comarca lagunera es una región productora de melón. Por ser un fruto altamente disponible en la región se decidió evaluar su eficiencia como biomasa adsorbente. La cascara de melón (*Cucumis melo*L.) presentó una acción biosorbente favorable para agua natural extraída del pozo de abastecimiento Senderos II de Torreón Coahuila con concentraciones de 0.164mg/L de arsénico con resultados de un 48.6 % de remoción del metaloide. Se puede utilizar la cascara del melón de deshecho para el trata el agua con altos índices de arsénico.

Palabras Clave:

HACRE, Biosorción, Remoción, Biomasa, Alternativa.

I.INTRODUCCIÓN

El arsénico ha sido clasificado como un elemento químico tóxico y carcinogénico, por lo que se presenta un serio problema ambiental en varias regiones del país y del mundo.

En la región Lagunera del estado de Coahuila, en varios países de América Latina, así como a nivel mundial, existe el problema de hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE), que es una enfermedad producida por el consumo de agua contaminada con arsénico. Dicho metaloide es acumulable en el organismo, por exposición crónica y a cierta concentración ocasiona afecciones severas. La OMS ha determinado que 1/10,000 habitantes tiene riesgo de adquirir cáncer de piel debido a la ingesta diaria de agua con concentración de 0.002 mg/L de arsénico (As) (Ilina et al., 2009).

El arsénico, aun en concentración muy baja (vestigios), puede causar a largo plazo enfermedades neoplásicas malignas, queratosis, atrofia cutánea, conjuntivitis, astenia o trastornos neurológicos y hematológicos (Ghimire *et al.* 2003). A lo largo del tiempo, se han estudiado diferentes técnicas para reducir el arsénico del agua, entre ellas la destilación solar, la osmosis inversa y el paso del agua arsenical por mantos filtrantes de propiedades adsorbentes, tales como alúmina activada y óxido de hierro, entre otras (Sato *et al.* 2002, Yanet *et al.* 2002). Los métodos convencionales para el tratamiento de aguas residuales con metales como precipitación, oxidación, reducción, intercambio iónico, filtración, tratamiento electroquímico, tecnologías de membrana y recuperación por evaporación, resultan costosos e ineficientes cuando la concentración de los metales es muy baja (Volesky, 1990; Zinkus et al., 1998). Además, los materiales y compuestos utilizados en los procedimientos aplicados actualmente en la práctica provienen de fuentes no renovables y no son biodegradables lo que presenta un problema para su depósito (US EPA 2000).

El uso de sistemas biológicos para la eliminación de metales pesados a partir de soluciones diluidas tiene el potencial para hacerlo mejor y a menos costo (Hutchins et al., 1986). La biosorción es una tecnología innovadora que emplea biomasa viva, inactiva y muerta para la recuperación de metales pesados de soluciones acuosas, donde la remoción del metal está fuertemente influenciada por parámetros fisicoquímicos tales como fuerza iónica, pH, temperatura y la concentración de compuestos orgánicos e inorgánicos (Fourest y Roux, 1992). Las ventajas principales de la biosorción sobre los tratamientos de metales convencionales incluyen: un bajo costo, alta eficiencia, minimización del producto químico y de los biológicos, regeneración del bioadsorbente y posibilidad de recuperación del metal (Kratochvil y Volesky, 1998).

Recientemente, se ha analizado el uso de metodologías alternativas, como la adsorción por diferentes biomásas, utilizando biomasa de bacterias, hongos, levaduras, algas y materiales de desecho, como residuos industriales agrícolas o urbanos para la eliminación y/o recuperación de metales pesados de efluentes industriales contaminados, entre los que se encuentran: residuos de manzana (Lee et al., 1998), corteza de árbol (Sarin y Pant, 2006), cáscara de avellana (Cimino et al., 2000), cáscara de naranja (Pérez-Marín et al., 2007) y tamarindo (Popurí et al., 2007) con resultados satisfactorios. La cascara de melón ha sido reportada anteriormente como un eficiente biosorbente (Ledezma-Tristan et al., 2011).

La biosorción con cascara de melón es una alternativa amigable con el ambiente para la remoción de arsénico, ya que además de eliminarlo del agua de consumo, se aprovecha dicho residuo como materia prima para la remoción del metaloide. En la región lagunera se producen cada año grandes cantidades de melón, está considerada como una de las regiones productoras más importantes del país. Esto facilita la obtención de la materia prima para tratar el problema de hidroarsenicismo en la Laguna.

II. OBJETIVOS

Evaluar la eficiencia de la cascara de melón (*Cucumismelo L.*) en la remoción de Arsénico (As) presente en el agua.

III.HIPOTESIS

La cascara de melón tiene la capacidad de adsorber el Arsénico.

IV REVISIÓN DE LITERATURA

4.1 Hidroarsenismo Crónico Regional Endémico

Existen regiones en el mundo donde el consumo continuo y prolongado de agua de pozo con alto contenido arsenical, produce manifestaciones dermatológicas y viscerales que se denomina Hidroarsenismo Crónico Regional Endémico. Se considera que cuando el agua contiene más de 0.5 mg/l de arsénico disódico, o más de 0.12 mg/l de arsénico metaloide, son capaces de determinar dichas intoxicaciones crónicas. Para contraer la enfermedad es preciso haber tomado durante meses o años, esa agua peligrosa por su alto contenido arsenical. Son afectados tanto hombres como mujeres, pero es más frecuente en hombres en una proporción 4:1. La gran mayoría de pacientes son adultos, siendo excepcional la enfermedad en niños. Las manifestaciones clínicas del HACRE incluyen lesiones cutáneas, mucosas, cánceres viscerales y en la piel (Bocanegra et al., 2002).

La queratodermiopalmo-plantar es el síntoma más frecuente y evocador para el diagnóstico, afecta al 96% de los enfermos aparece entre uno y quince años de ingestión de agua arsenical. Los tumores cutáneos son el segundo síntoma de frecuencia, con el 22% de pacientes esta la melanodermia. El 30% de los pacientes con HACRE mueren por neoplasia interna, de los cuales el 33% lo hacen por cáncer de pulmón. Los órganos afectados en orden de frecuencia son: pulmón, estómago, laringe, esófago, faringe, tráquea, hígado y mama.

El arsénico, aun en concentración muy baja (vestigios), puede causar a largo plazo enfermedades neoplásicas malignas, queratosis, atrofia cutánea, conjuntivitis, astenia o trastornos neurológicos y hematológicos (Ghimire *et al.* 2003). La evolución del HACRE es letal y progresiva, una vez instalado el proceso no desaparece aunque el individuo se traslade a zonas no arsenicales. (Bocanegra et al., 2002)

4.2 HACRE en el mundo

A nivel mundial, millones de personas están en riesgo de padecer los efectos adversos de la exposición al As. La mayor parte de la exposición peligrosa proviene del agua de bebida extraída de pozos excavados en zonas con sedimentos ricos en As. No sólo el agua de bebida puede representar un riesgo, sino también la ingesta de As a través de alimentos, suelo e inhalación de aire contaminado sobre todo en zonas mineras.

Preparar las comidas con agua arsenical aumenta el contenido de arsénico en un 10 a 30% para la mayoría de los alimentos, y en 200 a 250% para legumbres y granos, que absorben casi toda el agua de cocción. Además, la irrigación de cultivos con esta agua puede aumentar sustancialmente el contenido de As en el arroz y otras verduras. Se ha detectado agua rica en As en Estados Unidos, Chile, México, Bolivia, Perú, Camboya, China, Vietnam, Bangladesh, Bengala, Tailandia, Nepal, y Ghana. (Benítez et al., 2008)

Áreas documentadas del mundo con problemas de arsénico en aguas por contaminación natural de acuíferos mayores y por problemas relacionados a la minería y fuentes geotermales.

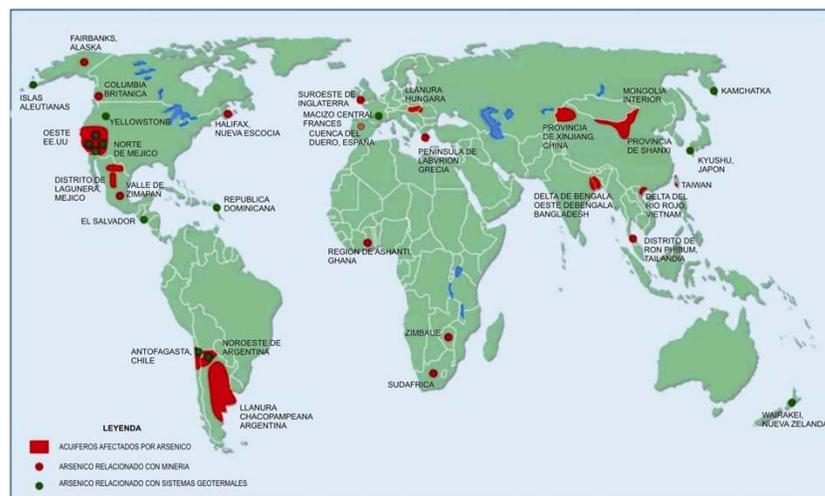


Figura 1. Fuente: Smedley P. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochem 17 (2002)

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha realizado investigaciones de la calidad del agua y ha llegado a la conclusión de que 1/10,000 habitantes tiene riesgo de adquirir cáncer de piel debido a la ingesta diaria de agua con concentraciones de 0.002 mg/L de arsénico (As) (Iliná *et al.*, 2009). En el pasado, la concentración máxima permitida en agua de consumo humano por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) era de 50 µg/L, mientras que a partir de 2001 organismos internacionales como la misma EPA y la OMS adoptaron un nuevo estándar referente a la máxima concentración permitida para As de 10 µg/L. (Dante *et al.*, 2005).

4.3 HACRE en México

En México se utilizan cerca de 75.4 mil millones de m³ anuales de agua para todos usos, siendo el 36% proveniente de agua del subsuelo. En el norte del país es muy común el uso de agua subterránea, mientras que en el sur el abasto más importante es a través del agua superficial (CNA, 2004).

El mayor uso del agua subterránea ocurre en las zonas áridas y semiáridas del centro, norte y noroeste, donde el balance extracción-recarga es negativo y refleja las condiciones de sobre explotación de los acuíferos. Este hecho amenaza la sustentabilidad de las actividades económicas apoyadas en estas fuentes de abastecimiento, ya que no sólo se agota el recurso sino que en algunas se ha afectado la calidad del agua y se encarece su aprovechamiento. En México el abastecimiento de agua subterránea tiene un papel fundamental para todos ámbitos de la sociedad ya que su utilización abarca agricultura, industria y población (Palomo *et al.*, 2007).

De los 653 acuíferos identificados por la Gerencia de Aguas Subterráneas de la Comisión Nacional del Agua, según diversos autores 102 acuíferos están siendo sobre-explotados. En estos acuíferos la recarga es de unos 9.0 km³/año y la extracción de 13.9 km³/año, representando la recarga el 65% de la extracción total. En estos acuíferos sobreexplotados se extrae el 51%

del total a nivel nacional. El usuario más importante del agua subterránea es el sector agrícola, que utiliza un 70% de las extracciones, seguido por los usos público-urbano e industrial, que representan alrededor del 22% del bombeo total y poco más del 6%, respectivamente (Marín, 2002; Arreguimet *et al.*, 2004; Cantú *et al.*, 2004).

En la República Mexicana se ha identificado este problema en diferentes regiones que incluyen a los estados de Baja California Sur, Chihuahua, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo y Morelos, donde se rebasó el límite máximo permisible de 0.030 mg As/L establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-127 SSA-1-1994 para el año 2004, lo que representa problemas de moderados agravados para la salud pública. La norma mexicana para el arsénico ha sido más estricta cada año desde el 2000 cuyo límite era de 0.05 mg/L, en el 2004 el límite fue de 0.030 mg/L, y en el 2005 el límite se estableció en 0.025 mg/L.

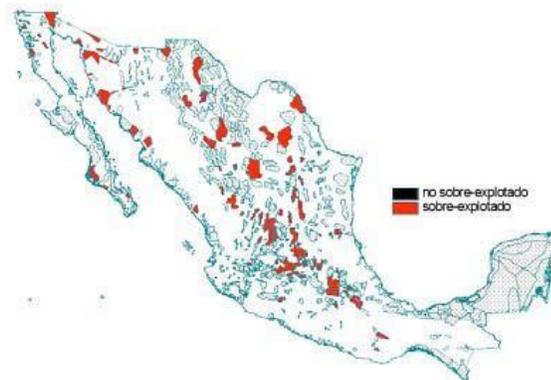


Figura 2. Acuíferos sobre-explotados en México (Fuentes, 2005).

La región de la mesa del norte se constituyó por un complejo de rocas sedimentarias paleozoicas y rocas extrusivas e intrusivas, fuentes principales de los sedimentos del final del Jurásico y principios del Cretácico que se detectan en la zona. El subsuelo está formado por aluviones del Cuaternario,

calizas, pizarras arcillosas y areniscas. Hay formaciones intrusivas como calcilulita, dolomita con hierro, fluorita, pirita y cuarzo, principal matriz de la arsenopirita y otros compuestos arsenicales sedimentarios. Un diagnóstico del estado de los acuíferos de la mesa del norte como base para la selección de los tratamientos que sería posible implementar para garantizar el cumplimiento de la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 2000) en particular en su contenido de arsénico, ya que de acuerdo a esta última, se ha reducido el límite máximo permisible para arsénico a 0.025 mg/L (IMTA, 2002). El objetivo de este trabajo es presentar esa evaluación de aniones mayores, arsénico y otros metales en ocho acuíferos de la mesa del norte de México.

La zona de estudio comprendió 90 pozos de los estados de Coahuila, Durango, Zacatecas y San Luis Potosí, contenidos en ocho acuíferos principales, en los cuales se sospechaba susceptibilidad a presentar arsénico, plomo o mercurio por causas naturales, ver figura 1. Los acuíferos fueron Principal (Coah. y Dgo.), Villa Juárez (Dgo.), Loreto (Zac.), Guadalupe - Bañuelos (Zac.), Chupaderos (Zac.), Cedral - Matehuala y Matehuala - Huizache (S.L.P.), En ellos se realizaron análisis de sulfatos, dureza total, cloruros, fosfatos, sólidos disueltos totales, arsénico, temperatura, pH y conductividad. Adicionalmente, algunos pozos fueron analizados en su contenido de fluoruros, mercurio, plomo y manganeso.

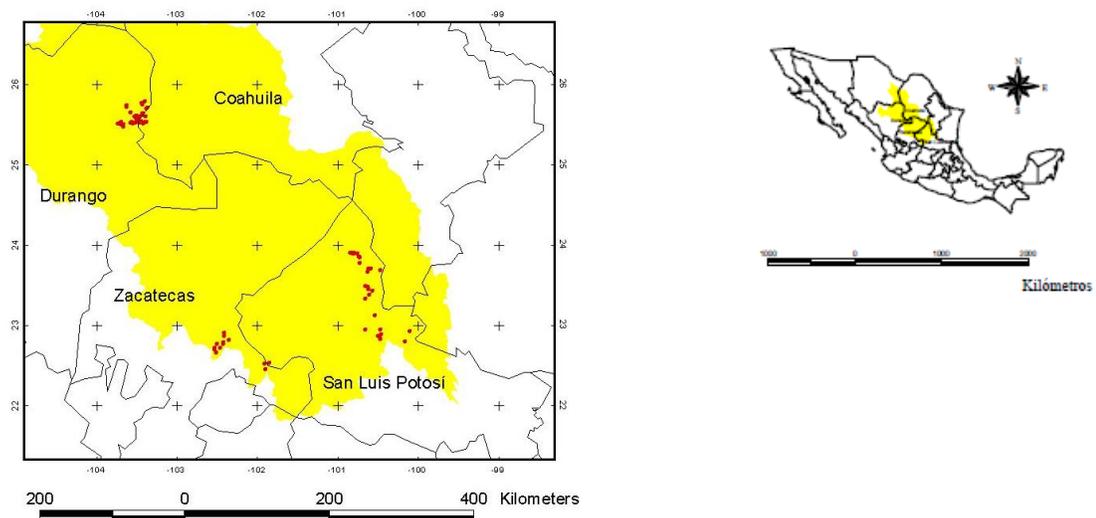


Figura 3. Zona de estudio en la mesa del norte de México

En Zacatecas se analizaron 15 pozos, entre los cuales se detectaron concentraciones mayores a los límites permisibles de sulfatos y sólidos disueltos totales en 7% de ellos, 13% el límite de dureza total, 40% el de fluoruros y el 80% de los pozos rebasan el límite de 0.025 mg/L de arsénico. Los pozos del sistema

En San Luis Potosí se analizaron 32 pozos, la mitad de ellos pertenecientes al acuífero Huizache-Matehuala y 16 del acuífero cedral – Matehuala. En el primero de ellos, se encontró que el 6% rebasó el límite máximo permisible de cloruros, 25% el de fluoruros, 44% el de dureza, 50% el de sólidos disueltos totales y 25% el límite de arsénico, especialmente en el pozo Vallejo que contiene 0.55 mg/L, 22 veces más alto que el límite marcado por la norma de agua potable. En el acuífero Cedral- Matehuala se determinó que el 25% de los pozos analizados rebasa el límite máximo permisible en fluoruros, 50% en sólidos disueltos totales y sulfatos, 62% en dureza y 19% el límite de arsénico.

4.4.1 Marco jurídico nacional

La norma mexicana para el arsénico ha sido más estricta cada año desde el 2000 cuyo límite era de 0.05 mg/l, en 2004 el límite fue de 0.030 mg/l y en el 2005 el límite máximo permisible se estableció en 0.025 mg/l (Fuentes, 2005).

MODIFICACION A LA NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994, SALUD AMBIENTAL. AGUA PARA USO Y CONSUMO HUMANO. LIMITES PERMISIBLES DE CALIDAD Y TRATAMIENTOS A QUE DEBE SOMETERSE EL AGUA PARA SU POTABILIZACION

1. Objetivo y campo de aplicación

1.1 Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano.

1.2 Esta Norma Oficial Mexicana es aplicable a todos los sistemas de abastecimiento públicos y privados y a cualquier persona física o moral que la distribuya, en todo el territorio nacional.

3. Definiciones

Para los efectos de esta Norma Oficial Mexicana se entiende por:

3.2 Adsorción, remoción de iones y moléculas de una solución que presentan afinidad a un medio sólido adecuado, de forma tal que son separadas de la solución.

3.3 Agua para uso y consumo humano, agua que no contiene contaminantes objetables, ya sean químicos o agentes infecciosos y que no causa efectos nocivos para la salud. También se denomina como agua potable.

3.5 Características físicas y organolépticas, las que se detectan sensorialmente. Para efectos de evaluación, el sabor y olor se ponderan por medio de los sentidos y el color y la turbiedad se determinan por medio de métodos analíticos de laboratorio.

3.6 Características químicas, las debidas a elementos o compuestos químicos, que como resultado de investigación científica se ha comprobado que pueden causar efectos nocivos a la salud humana.

3.8 Coagulación química, adición de compuestos químicos al agua, para alterar el estado físico de los sólidos disueltos, coloidales o suspendidos, a fin de facilitar su remoción por precipitación o filtración.

3.9 Contingencia, situación de cambio imprevisto en las características del agua por contaminación externa, que ponga en riesgo la salud humana.

3.10 Desinfección, destrucción de organismos patógenos por medio de la aplicación de productos químicos o procesos físicos.

3.11 Evaporación, separación del agua de los sólidos disueltos, utilizando calor como agente de separación, condensando finalmente el agua para su aprovechamiento.

3.12 Filtración, remoción de partículas suspendidas en el agua, haciéndola fluir a través de un medio filtrante de porosidad adecuada.

3.13 Floculación, aglomeración de partículas desestabilizadas en el proceso de coagulación química, a través de medios mecánicos o hidráulicos.

3.14 Intercambio iónico, proceso de remoción de aniones o cationes específicos disueltos en el agua, a través de su reemplazo por aniones o cationes provenientes de un medio de intercambio, natural o sintético, con el que se pone en contacto.

3.15 Límite permisible, concentración o contenido máximo o intervalo de valores de un componente, que no causará efectos nocivos a la salud del consumidor.

3.16 Neutralización, adición de sustancias básicas o ácidas al agua para obtener un pH neutro.

3.16.1 Estabilización, obtención de determinada concentración de sales y pH del agua, para evitar la incrustación o corrosión de los materiales con que se fabrican los elementos que la conducen o contienen.

3.17 Osmosis inversa, proceso esencialmente físico para remoción de iones y moléculas disueltos en el agua, en el cual por medio de altas presiones se fuerza el paso de ella a través de una membrana semipermeable de porosidad específica, reteniéndose en dicha membrana los iones y moléculas de mayor tamaño.

3.18 Oxidación, pérdida de electrones de un elemento, ion o compuesto por la acción del oxígeno u otro agente oxidante.

3.19 Potabilización, conjunto de operaciones y procesos, físicos y/o químicos que se aplican al agua en los sistemas de abastecimiento públicos o privados, a fin de hacerla apta para uso y consumo humano.

3.20 Sedimentación, proceso físico que consiste en la separación de las partículas suspendidas en el agua, por efecto gravitacional.

3.21 Sistema de abastecimiento de agua, conjunto de elementos integrados por las obras hidráulicas de captación, conducción, potabilización, desinfección, almacenamiento o regulación y distribución.

4. Límites permisibles de calidad del agua

4.1 Límites permisibles de características microbiológicas.

4.1.1 El contenido de organismos resultante del examen de una muestra simple de agua, debe ajustarse a lo establecido en la Tabla 1.

TABLA 1

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
-----------------------	--------------------------

Organismos coliformes totales	Ausencia o no detectables
<i>E. coli</i> o coliformes fecales u organismos termotolerantes	Ausencia o no detectables

4.1.2 Bajo situaciones de emergencia, las autoridades competentes podrán establecer los agentes biológicos nocivos a la salud que se deban investigar.

4.1.3 Las unidades de medida deberán reportarse de acuerdo a la metodología empleada.

4.1.4 El agua abastecida por el sistema de distribución no debe contener *E. coli* o coliformes fecales u organismos termotolerantes en ninguna muestra de 100 ml. Los organismos coliformes totales no deben ser detectables en ninguna muestra de 100 ml; en sistemas de abastecimiento de localidades con una población mayor de 50 000 habitantes; estos organismos deberán estar ausentes en el 95% de las muestras tomadas en un mismo sitio de la red de distribución, durante un periodo de doce meses de un mismo año.

4.2 Límites permisibles de características físicas y organolépticas.

4.2.1 Las características físicas y organolépticas deberán ajustarse a lo establecido en la Tabla 2.

TABLA 2

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Color	20 unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto.
Olor y sabor	Agradable (se aceptarán aquellos que sean tolerables para la mayoría de los consumidores, siempre que no sean resultado de condiciones objetables desde el punto de vista biológico o químico).
Turbiedad	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método.

4.3 Límites permisibles de características químicas.

4.3.1 El contenido de constituyentes químicos deberá ajustarse a lo establecido en la Tabla 3. Los límites se expresan en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad.

TABLA 3

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Aluminio	0,20
Arsénico (Nota 2)	0,05
Bario	0,70
Cadmio	0,005
Cianuros (como CN-)	0,07
Cloro residual libre	0,2-1,50
Cloruros (como Cl-)	250,00
Cobre	2,00
Cromo total	0,05
Dureza total (como CaCO ₃)	500,00
Fenoles o compuestos fenólicos	0,3
Fierro	0,30
Fluoruros (como F-)	1,50
Hidrocarburos aromáticos en microgramos/l:	
Benceno	10,00
Etilbenceno	300,00
Tolueno	700,00
Xileno (tres isómeros)	500,00
Manganeso	0,15
Mercurio	0,001
Nitratos (como N)	10,00

Nitritos (como N)	1,00
Nitrógeno amoniacal (como N)	0,50
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6,5-8,5
Plaguicidas en microgramos/l:	
Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	0,03
Clordano (total de isómeros)	0,20
DDT (total de isómeros)	1,00
Gamma-HCH (lindano)	2,00
Hexaclorobenceno	1,00
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0,03
Metoxicloro	20,00
2,4 – D	30,00
Plomo	0,01
Sodio	200,00
Sólidos disueltos totales	1000,00
Sulfatos (como SO4=)	400,00
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	0,50
Trihalometanos totales	0,20
Yodo residual libre	0,2-0,5
Zinc	5,00

Nota 1. Los límites permisibles de metales se refieren a su concentración total en el agua, la cual incluye los suspendidos y los disueltos.

Nota 2. El límite permisible para arsénico se ajustará anualmente, de conformidad con la siguiente tabla de cumplimiento gradual:

TABLA DE CUMPLIMIENTO GRADUAL

Límite permisible mg/l	Año
---------------------------	-----

0,045		2001
0,040		2002
0,035		2003
0,030		2004
0,025		2005

5. Tratamientos para la potabilización del agua

La potabilización del agua proveniente de una fuente en particular, debe justificarse con estudios de calidad y pruebas de tratabilidad a nivel de laboratorio para asegurar su efectividad.

Se deben aplicar los tratamientos específicos siguientes o los que resulten de las pruebas de tratabilidad, cuando los contaminantes microbiológicos, las características físicas y los constituyentes químicos del agua listados a continuación, excedan los límites permisibles establecidos en el apartado 4 de esta Norma.

5.1 Contaminación microbiológica.

5.1.1 Bacterias, helmintos, protozoarios y virus. Deben desinfectarse con cloro, compuestos de cloro, yodo¹, ozono, luz ultravioleta; plata iónica o coloidal; coagulación-sedimentación-filtración; filtración en múltiples etapas.

5.2 Características físicas y organolépticas.

5.2.1 Color, olor, sabor y turbiedad.- Oxidación-coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado.

5.3 Constituyentes químicos.

5.3.1 Arsénico. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.2 Aluminio, bario, cadmio, cianuros, cobre, cromo total y plomo. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.3 Cloruros. Intercambio iónico, ósmosis inversa o evaporación.

5.3.4 Dureza. Ablandamiento químico o intercambio iónico.

5.3.5 Fenoles o compuestos fenólicos. Oxidación-coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado u oxidación con ozono.

5.3.6 Hierro y/o manganeso. Oxidación-filtración, intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.7 Fluoruros. Alúmina activada, carbón de hueso u ósmosis inversa.

5.3.8 Hidrocarburos aromáticos. Oxidación-filtración o adsorción en carbón activado.

5.3.9 Mercurio. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado granular u ósmosis inversa cuando la fuente de abastecimiento contenga hasta 10 microgramos/l. Adsorción en carbón activado en polvo cuando la fuente de abastecimiento contenga más de 10 microgramos/l.

5.3.10 Nitratos y nitritos. Intercambio iónico o coagulación-floculación-sedimentación-filtración.

5.3.11 Nitrógeno amoniacal. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración, desgasificación o desorción en columna.

5.3.12 pH (potencial de hidrógeno). Neutralización.

5.3.13 Plaguicidas. Adsorción en carbón activado granular.

5.3.14 Sodio. Intercambio iónico.

5.3.15 Sólidos disueltos totales. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración y/o intercambio iónico.

5.3.16 Sulfatos. Intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.17 Sustancias activas al azul de metileno. Adsorción en carbón activado.

5.3.18 Trihalometanos. Oxidación con aireación u ozono y adsorción en carbón activado granular.

5.3.19 Zinc. Evaporación o intercambio iónico.

5.4 En el caso de contingencia, resultado de la presencia de sustancias especificadas o no especificadas en el apartado 4, las autoridades locales, la Comisión Nacional del Agua, los responsables del abastecimiento y los particulares, instituciones públicas o empresas privadas, involucrados en la contingencia, deben coordinarse con la autoridad sanitaria competente, para

determinar las acciones que se deben realizar con relación al abastecimiento de agua a la población.

7. Concordancia con normas internacionales y nacionales

Esta Norma Oficial Mexicana no es equivalente a ninguna norma internacional.

4.5 HACRE en la comarca lagunera

4.5.1 Ubicación Geográfica De La Comarca Lagunera

La región de la Laguna se encuentra en el centro norte de México entre los grados 103° 45' y los 102° de longitud oeste y entre los 25° 15' y los 26* 15' de latitud norte; comprende el noreste del estado de Durango y el suroeste del estado de Coahuila (Arreguimet *et al.*, 2004). Tiene un clima muy seco, templado la mayor parte del tiempo y con invierno benigno. La lluvia, deficiente en todas las estaciones, ha dado lugar a una vegetación característica del desierto (Marín, 2005). En esta región existen zonas en que el hidroarsenicismo crónico es endémico y donde; incluso, han surgido brotes agudos en el sector urbano de la ciudad de Torreón, Coahuila, donde se notificaron 40 casos graves y una defunción en 1962 (Albores *et al.*, 1979).

4.5.2 HACRE en la Comarca Lagunera

En la región Lagunera del estado de Coahuila, en varios países de América Latina, así como a nivel mundial, existe el problema de hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE), que es una enfermedad producida por el consumo de aguas contaminadas con arsénico. (Iliná *et al.*, 2009). Esta región abarca los estados de Durango y Coahuila, al norte del país, y debe su nombre a la antigua existencia de numerosas lagunas que impulsaron el desarrollo de las actividades agrícolas y ganaderas. El agua del río Nazas que, junto con el Aguanaval, son los más importantes de la zona, actualmente es almacenada en presas. Por otro lado, el desarrollo económico

del área ha redundado en una explotación intensiva del sistema acuífero con fuertes disminuciones en los niveles piezométricos en las últimas décadas que se han relacionado con la movilización del arsénico (CNA, 2002).

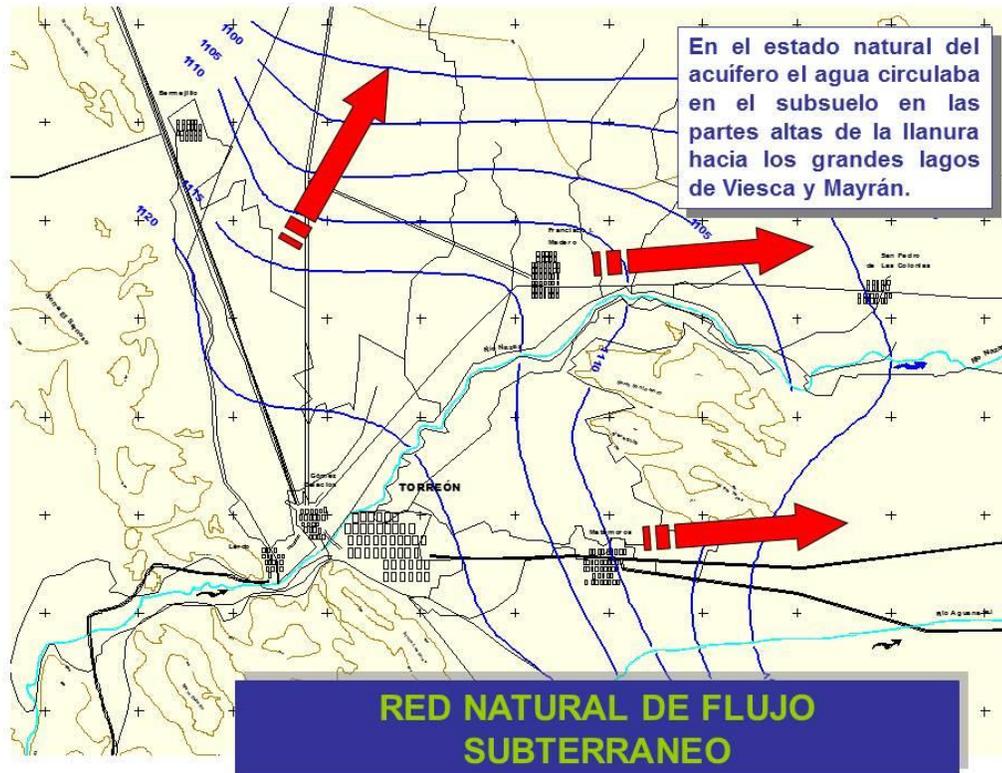


Figura 4. Red natural de flujo subterráneo de agua (CNA 2002)

El acuífero de la Comarca Lagunera está constituido por una capa somera en un medio granular, y una profunda en un medio fracturado integrado principalmente por rocas sedimentarias calcáreas y, en menor proporción, por materiales de origen ígneo (CNA, 2002). La mayoría del agua subterránea se extrae del acuífero granular. Se han formulado diversas hipótesis para explicar el origen del As; una de ellas establece que su presencia se relaciona con procesos magmáticos que formaron un sistema hidrotermal (González-Hita *et al.*, 1991). Se realizaron estudios hidrogeológicos e hidrogeoquímicos en un acuitardo lacustre ubicado en la antigua laguna de Viesca, al sur de la Comarca Lagunera, cuyos resultados indicaron otra posible fuente (Ortega, 2003). Este

acuitardosobreyace a una secuencia marina sedimentaria. El análisis de muestras de manantiales y pozos mostró concentraciones de sales en el acuitardo entre tres y cuatro órdenes de magnitud mayores que las del agua de manantiales y del acuífero carbonatado. Además, los contenidos de As en el agua subterránea de la zona de este estudio fueron superiores a 0.010 mg/L, mientras que en el acuitardo se midieron concentraciones mayores en 2.5 órdenes de magnitud. Con base en la modelación de flujo, concentraciones de elementos mayores, elementos traza e isótopos estables (^{18}O ^2H) así como modelación geoquímica se determinó que la composición del agua subterránea en el acuífero de Viesca está influida principalmente por la evaporación del agua que recibe del acuífero carbonatado. En este estudio, se concluyó que los sulfatos y carbonatos se originan por la disolución del yeso presente en la secuencia Mesozoica sedimentaria y la oxidación de arsenopirita que se encuentra en las lutitas de la misma formación; este último proceso también explica las altas concentraciones de arsénico. Con base en un estudio hidrogeoquímico que incluyó las diferentes áreas de la Comarca Lagunera (Molina, 2004), se encontraron las mayores concentraciones (hasta 0.718 mg/L de arsénico en el año 2000) en la zona norte (principalmente en Finisterre, cercanías de Tlahualilo y al norte de Bermejillo), al oriente de San Pedro de las Colonias (0.260 mg/L) y en la parte sur de la Comarca Lagunera: al oriente de Matamoros con 0.288 mg/L y al norte de la ex laguna de Viesca con 0.24 mg/L. Las distintas ubicaciones y características hidrogeoquímicas del agua de los pozos contaminados le llevaron a proponer diversos orígenes para el arsénico, un enriquecimiento asociado con la circulación del agua en las rocas calcáreas que pudiera relacionarse con oxidación de sulfuros, procesos de desorción de los materiales arcillosos, así como reacciones de disolución de óxidos de hierro y manganeso y desorción promovidos por altos valores de pH (Armienta *et al.*, 2008).

Por otro lado, se postula a la evaporación como el principal mecanismo responsable del incremento del As en el acuífero granular de la Comarca

Lagunera originada por la explotación intensiva del agua subterránea, y la construcción de presas en los principales ríos que impiden el flujo en la región. La evaporación de los ríos Nazas y Aguanaval ha sido también señalada como probable causa de las elevadas concentraciones de As en el acuífero (Ortega, 2003).

A partir de la identificación de hidroarsenismo en los pobladores de la zona, se iniciaron los estudios específicos en este tema. Se investigaron las relaciones entre las alteraciones en el perfil de las especies de arsénico en orina y la presencia de signos cutáneos de arsenicismo (Del Razo *et al.*, 1997). El arsénico se analizó por EAA, y la separación de las especies de As se realizó mediante cromatografía de intercambio iónico. Las alteraciones indicaron un decremento en la capacidad de mutación del arsénico en un grupo de 35 individuos que consumían un promedio de 0.408 mg/L de As total en el agua de bebida, respecto al grupo de control que tomaba agua con 0.031 mg/L. Los individuos expuestos que presentaron signos cutáneos tenían un mayor tiempo de exposición, mayores concentraciones de As en orina, proporciones de MMA y MMA/As inorgánico, así como menores relaciones DMA/MMA, que aquellos sin signos observables. Se encontró un incremento significativo en la frecuencia de deleciones de cromátidas e isocromáticas en linfocitos, así como en micronúcleos epiteliales urinarias y orales, de individuos expuestos respecto a los controles (Gonsebattet *et al.*, 1997).

La Comarca Lagunera es la principal zona de producción lechera del país. Con objeto de estudiar la influencia de la contaminación por arsénico en la leche, se analizaron sus contenidos en suelo, forraje, agua y leche vacuna (Rosas *et al.*, 1999). El 10% de las 55 muestras de leche analizadas presentó concentraciones de As (hasta 27.4 ng/g), por encima del nivel permisible sugerido por la Federación Internacional Lechera. Las concentraciones en suelo fueron de hasta 30 µg/g, pero solamente se encontró en la fracción extractable.

En la región se identificaron al agua contaminada como la principal fuente de arsénico para el ganado (Del Razo *et al.*, 1997).

4.5.3 Casos de HACRE

En México, sin duda la región geográfica más afectada por el hidroarsenicismo lo constituye la Comarca Lagunera. En Torreón ocurrió un brote agudo en 1962 donde se notificaron 40 casos graves y una defunción. (Castro, 2004; Nuñez 1994)

En el estudio de evaluación de la calidad de agua en cuanto a arsénico y otros metales, realizado por el IMTA en la mesa del Norte; en Torreón, los ocho pozos analizados cumplen con los límites permisibles en las pruebas determinadas, a excepción de un pozo que presentó 597 mg/L de dureza total, así como el 50% de los pozos presentan arsénico entre 0.025 y .034 mg/L.. En Gómez Palacio, de los 24 pozos analizados, 15% rebasaron el límite máximo permisible de sólidos disueltos totales, 17% el de sulfatos, 35% el de dureza y 85% el de arsénico. La concentración de arsénico más alta del municipio la presenta el pozo 13 de sistema rural San Felipe con 0.062 mg/L. En Lerdo se analizaron 12 pozos en la zona rural, de los cuales 25% rebasaron el límite permisible de sólidos disueltos totales, 25% el de sulfatos, 45% el de manganeso, 50% el de dureza total y 66% del límite máximo permisible de arsénico. El pozo de mayor contenido de este metaloide es del ejido La Loma que presenta 0.117 mg/L. (IMTA 2002)

4.5.4 Localización de pozos con elevado contenido de As en Torreón Coahuila.

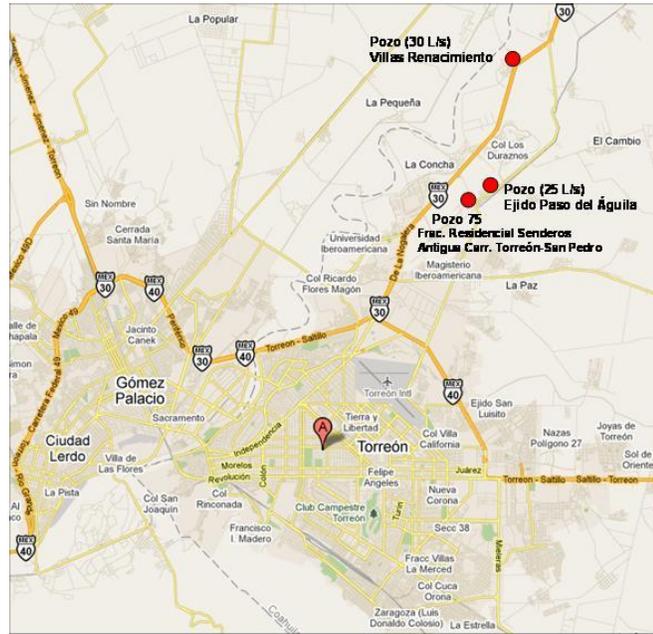


Figura 6. Localización de los pozos con mayor contenido de As en Torreón Coahuila. Localización de los pozos 75 (Residencial Senderos), “Paso del Águila”, “Villas Renacimiento”.



Figura 7. Localización de los pozos 50, 67, 65 y 4R

4.6 Características del arsénico

El arsénico es un metaloide tóxico y un carcinógeno, ampliamente distribuido como componente natural en rocas sedimentarias, rocas volcánicas y también en aguas geotermales, en algunos casos es dispersado durante actividades antropogénicas (Benítez et al., 2008). En el medio natural el As es encontrado en compuestos de azufre y óxidos, se distribuye a través del agua como un proceso milenario de la erosión de las rocas del suelo. (Martín, 2005).

4.6.1 Características químicas:

El arsénico existe en 4 estados de valencia:

As (-III)

As (0) (arsénico metaloide, estado de oxidación 0)

As (III) (estado trivalente, arsenitos)

As (V) (estado pentavalente, arseniatos) (Swiecky, C. 2011)

El arsénico (As) es un elemento ubicuo, clasificado como metaloide que junto con el nitrógeno y el fósforo, con los que comparte propiedades, pertenece al grupo V de la tabla periódica. En el estado oxidado, el As puede tener las valencias +3 [As (III)] y +5 [As (V)]. Los compuestos de As (III) forman derivados piramidales con un par de electrones no compartidos, lo que le permite formar complejos con ácidos de Lewis y metales de transición. En contraste, los compuestos de As (V) tienen una estructura trigonal bipyramidal, en los cuales los enlaces suelen ser más largos. El As (V) no tiene electrones no compartidos, lo que probablemente contribuye a su estabilidad en la naturaleza (Georgiadis *et al.*, 2006).

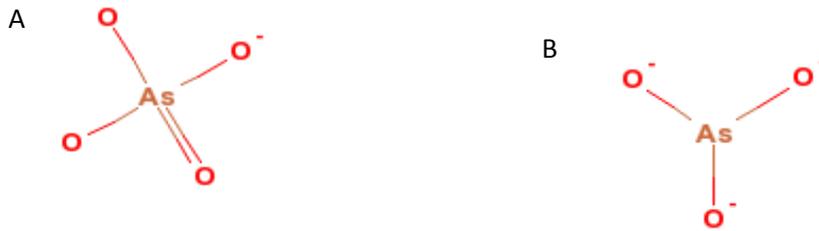


Figura 8. Representación esquemática de las estructuras químicas que presenta el arseniato (A) y arsenito (B) (URL-2, URL-3)

El arsénico puede estar presente en cuatro estados de oxidación en el agua; según las condiciones de óxido-reducción, como arseniato (As^{5+}), arsenito (As^{3+}), arsina (As^{3-}) o su estado elemental (As^0), pero generalmente se encuentra en las formas trivalente y pentavalente. Su carácter químico está determinado por el hecho de que cambia rápidamente de un estado de oxidación a otro, a través de reacciones químicas o biológicas que ocurren en el ambiente. Así, el control del equilibrio en la solubilidad y movilidad del arsénico depende de las condiciones de óxido-reducción, pH y la actividad biológica.

En la construcción de este diagrama se asume una sola fase (agua), siendo los únicos componentes el arsenato, arsenito y iones hidrógeno. Un aspecto sobresaliente del diagrama es que el As (III) se presenta como una especie soluble sin carga en el intervalo de pH neutro y el As (V) como anión para todo el intervalo de pH.

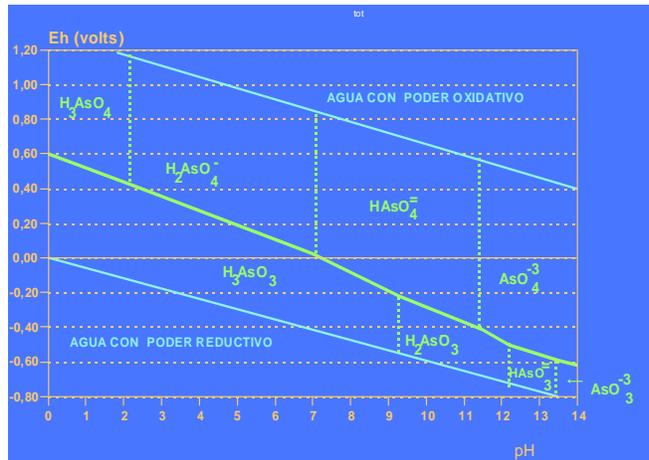


Figura.9. Diagrama pH-Eh de especies de arsénico en agua (Ferguson y Galvis, 1972)

Las reacciones ácido-base del arsénico son muy rápidas, pero las de óxido-reducción son lentas, a menos que se aplique un oxidante fuerte. Las investigaciones demuestran que el As (III) es estable por varios días en presencia de oxígeno, es decir, a un potencial redox lo suficientemente alto para causar la oxidación espontánea a As (V), por lo que esta se lleva a cabo lentamente. En aguas que contienen oxígeno, el As (V) es predominante, existiendo en formas aniónicas como H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} o AsO_4^{3-} en el pH común del tratamiento de agua (pH 5-12). Bajo condiciones anóxicas, el As (III) es estable, con especies no iónicas (H_3AsO_3) y aniónicas (H_2AsO_3^-), las cuales predominan por arriba y por debajo de un pH de 9.22, respectivamente. Soluciones fuertemente ácidas o alcalinas, así como la presencia de sales de cobre, carbón o alta temperatura pueden incrementar la tasa de oxidación.

Sustancias como el cloro, el óxido de manganeso, permanganato y otro tipo de oxidantes pueden transformar directamente el As (III) en As (V) en ausencia de oxígeno. Dentro de zonas oxigenadas, el As (V) es estable y puede permanecer en solución o coprecipitar con óxidos de hierro o manganeso si éstos se

encuentran presentes. Altas concentraciones de ortofosfatos pueden competir con el As (V) por los sitios de sorción en esta zona, incrementando las concentraciones de arsénico soluble, así como su movilización.

La principal vía de dispersión del arsénico en el ambiente es el agua. Aún si se considera la sedimentación, la solubilidad de los arseniatos y arsenitos es suficiente para que este elemento se transporte en los sistemas acuáticos. La concentración de arsénico en aguas naturales frescas es muy variable y probablemente depende de las formas de arsénico en el suelo (Ferguson & Galvis, 1972).

4.7 Distribución en el medio:

El arsénico, tanto en aguas superficiales como en las subterráneas, proviene de la disolución de minerales, la erosión y desintegración de rocas y la deposición atmosférica. Se le puede encontrar tanto en su forma trivalente como en su forma pentavalente, según las condiciones del medio. (Swiecky, C. 2011)

El contenido de As de la corteza terrestre está entre 1.5 y 2 mg/kg siendo el elemento número veinte en la lista de los elementos más abundantes. Aunque el As es estable en condiciones reductoras, no es frecuente encontrarlo en su estado fundamental. La forma oxidada, arseniato, aunque es la más abundante en la naturaleza, está fuertemente enlazada a los minerales del suelo, particularmente a los óxidos e hidróxidos metálicos coloidales, mediante enlaces iónicos. La forma arseniato está escasamente disponible para la planta, no alcanzando concentraciones superiores a 1 mg/kg de As. (Murria, G. 1988; Villarroel, F. 1991).

4.8 Ciclo del arsénico:

El arsénico es lanzado a la atmósfera en cantidades significativas desde plantas generadoras de energía por quemado de carbón; siendo estas

emisiones en estado gaseoso debidas a los bajos puntos de ebullición que presenta el arsénico y sus derivados. Por tanto, también se producirá este tipo de fenómeno en procesos de carácter vulcanístico y en el quemado de vegetación. A temperatura ambiente el arsénico se libera a la atmósfera como compuesto volátil, producto de la metilación biológica. Las entradas estimadas en la atmósfera procedente de actividades industriales, son elevadas si las comparamos con los procedentes de la minería, o con el arsénico contenido en el polvo volcánico o continental. Para describir el papel del arsénico se propuso un ciclo biogeoquímico global que se observa en la figura siguiente. Para describir el papel del arsénico en cada uno de los ecosistemas fundamentales, así como los flujos que entre ellos se establecen.

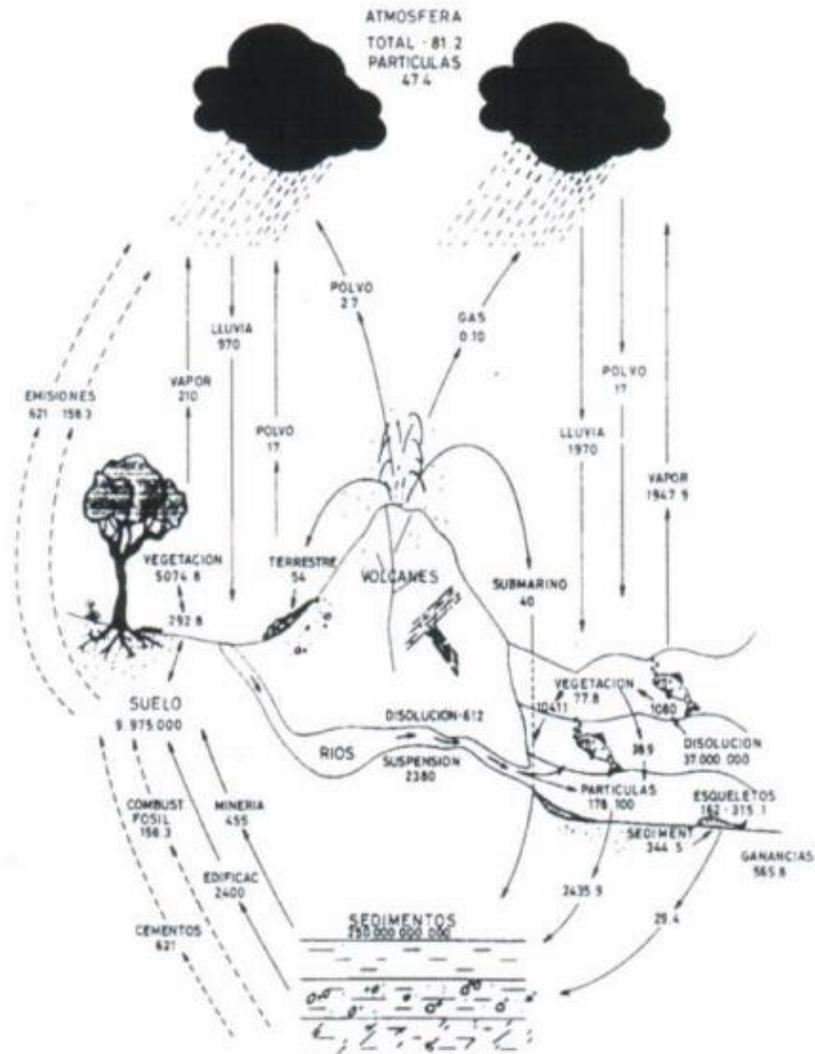


Figura 10. Ciclo global biogeoquímico del arsénico.

En medios reductores como son los sedimentos, el arseniato es reducido a arsenito éste mediante metilación y oxidación es transformado en compuestos tales como los ácidos metil y metilarsonico. Diversos microorganismos como hongos, bacterias y levaduras, transforman estos ácidos anteriores en derivados metilados de la arsina, trimetilarsina o dimetilarsina, trimetilarsina o dimetilarsina, que pueden emitirse a la atmósfera. Los gramos de As se pierden en la atmósfera desde la superficie terrestre debido a estos procesos.

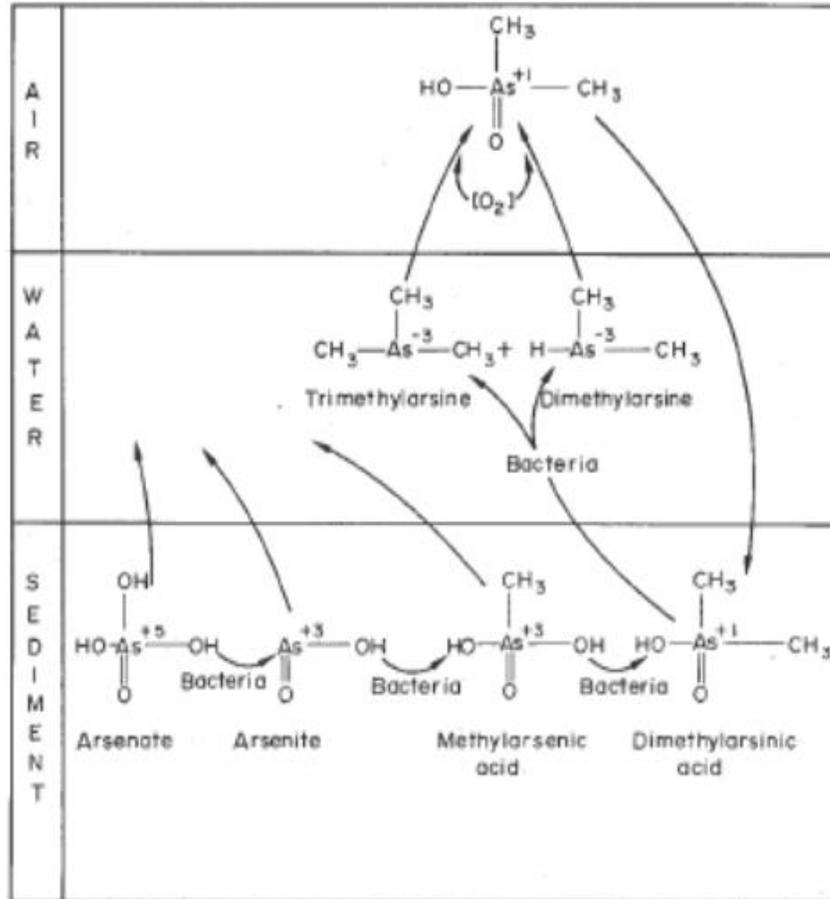


Figura 11. Ciclo aire-agua-suelo para el arsénico.

El arsénico comercial se obtiene por recuperación y purificación de gases ricos en el elemento, procedentes de los procesos de extracción y fundición de minerales de cobre, plomo y zinc. (Polo, Puente., 2009). Las industrias que son la mayor fuente de contaminación al ambiente con arsénico son: la quema de carbón, la metalúrgica y más recientemente la de los semiconductores; así como, la liberación de minerales ricos en arsénico por la industria minera. El arseniato es absorbido por organismos marinos que van desde el fitoplancton, algas, crustáceos, moluscos y peces; estos los convierten en pequeños compuestos orgánicos (tales como: el ácido metilarsonicoó el ácido dimetilarsinico) o se convierten en forma de depósitos orgánicos, los cuales son excretados al medio. Sin embargo, algo de ese arsénico es retenido por el fitoplancton que lo metaboliza a compuestos orgánicos complejos. La

transformación del arsénico inorgánico en compuestos liposolubles podría ser un mecanismo adaptativo para el fitoplancton marino, compensando así la limitada disponibilidad de nitrato. Algunas algas transforman los compuestos arsenicales en formas más complejas que son solubles en agua tal como los arsenosacáridos (dimetilarsenosacárido) o lípidos. Mientras que el fitoplancton y algunas macroalgas son productores primarios de arsénico orgánico complejo.

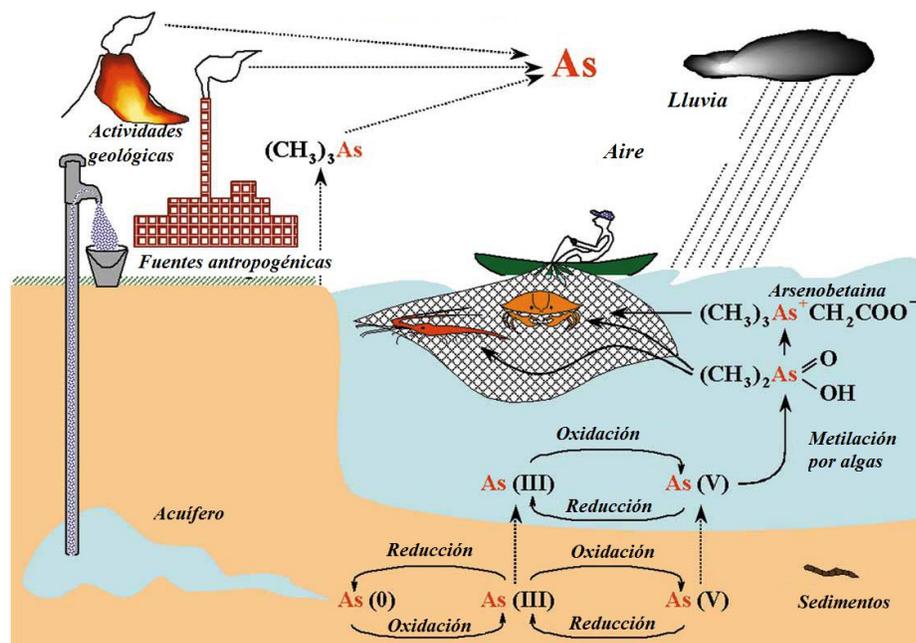


Figura 12. Representación esquemática del ciclo del arsénico(Mukhopadhyay *et al.*, 2002).

Los peces y animales invertebrados acumulan el 99% del arsénico en su forma orgánica; los tejidos de algunos crustáceos y moluscos llegan a contener concentraciones de arsénico más altas que los peces. El compuesto de arsénico orgánico más comúnmente aislado de organismos marinos en la arsenobetaina. Este está presente en algas, almejas, langostas, camarones y

tiburones. No se conoce cuantos arsenolípidos y arsenosacáridos son convertidos en arsenobetaína en animales superiores marinos. Esta es degradada en los sedimentos marinos por los microorganismos que la transforman ácido metilarsonico y arsénico inorgánico (Mukhopadhyay *et al.*, 2002)

4.9 Presencia del As en las aguas

La contaminación de los acuíferos con arsénico puede ser provocada no sólo por la incorporación de contaminantes desde la superficie relacionada con actividades humanas, sino también por los procesos naturales de interacción agua-roca, ocasionada por ambientes geológicos específicos. Las especies más importantes en el agua son H_3AsO_3 , $H_2AsO_4^-$ y $HA_2O_4^{2-}$, altamente solubles y estables. (Bocanegra *et al.*, 2002)

El Arsénico Es un constituyente natural de ciertas rocas y formaciones minerales como la arsenopirita y minerales de sulfuro. A través de un proceso de erosión, desintegración y disolución de las rocas llega a contaminar los mantos acuíferos donde se le encuentra como sales inorgánicas de arsenito (As III) y arsenato (As V), siendo mucho más tóxico el primero. Al no tener sabor ni olor, de estar presente en el agua de bebida, puede consumirse inadvertidamente originando habitualmente el llamado hidroarsenicismo crónico. (Garby MS 1988; Baker BA 2005)

Las concentraciones altas de As no se restringen a determinadas condiciones o ámbitos, apareciendo en acuíferos en condiciones oxidantes y de pH alto, acuíferos en condiciones reductoras, acuíferos con circulación geotermal, acuíferos afectados por procesos ligados a la actividad minera o relacionados con depósitos minerales, y acuíferos ligados a otros procesos antropogénicos (actividad industrial, asentamientos urbanos, actividad agropecuaria, etc.). Sin embargo, la mayor parte de los acuíferos con contenido alto de arsénico tienen un origen ligado a procesos geoquímicos naturales. A diferencia de la

contaminación antropogénica, la cual genera una afección de carácter más local, la ocurrencia de concentraciones altas de arsénico de origen natural afecta a grandes áreas. Los numerosos casos de “contaminación” natural de aguas subterráneas por arsénico que existen en el mundo están relacionados con ambientes geológicos muy diferentes: metasedimentos con filones mineralizados, formaciones volcánicas, formaciones volcano-sedimentarias, distritos mineros, sistemas hidrotermales actuales, cuencas aluviales terciarias y cuaternarias, etc. (Boyle et al,1998; BGS y DPHE, 2001; Smedley y Kinniburgh, 2002).

4.9.1 Arsénico en aguas continentales superficiales y marinas

4.9.1.1 Ríos

Los valores de fondo de contenido de arsénico en ríos son relativamente bajos, en general, inferiores a $0,8 \mu\text{g l}^{-1}$ aunque pueden variar dependiendo de factores como recarga (superficial y subterránea), litología de la cuenca, drenaje de zonas mineralizadas, clima, actividad minera y vertidos urbanos o industriales. Por ejemplo, en áreas de clima árido, el aumento de la concentración de arsénico en las aguas superficiales se ve favorecido por procesos de evaporación, que además provocan un aumento en la salinidad y pH de agua. El proceso de saturación evaporativa ha causado, en parte, las concentraciones extremadamente altas ($190\text{--}21,800 \mu\text{g l}^{-1}$) observadas en el río Loa en el norte chileno (Cáceres *et al.*, 1992). En relación a procesos asociados con la circulación geotermal, en el área con de Waikato (Nueva Zelanda) se han observado concentraciones en el rango $28\text{--}36 \mu\text{g l}^{-1}$ (McLaren y Kim, 1995). Se han citado valores de concentración de arsénico de hasta $370 \mu\text{g l}^{-1}$ en zonas de influencia de sistemas geotermales (Río Madison, sistema de Yellowstone)(Nimicket *al.*, 1998). Las corrientes fluviales de zonas mineras o con mineralizaciones muestran contenidos altos de arsénico, generalmente en el rango de $200\text{--}400 \mu\text{g l}^{-1}$ (Smedley *et al.*, 1996), que no siempre han de tener

un origen exclusivamente antropogénico (Oyarzun *et al.*, 2004). En el caso de drenaje ácido de minas, se han citado en la literatura contenidos de arsénico muy variables, en ocasiones extremadamente altos, de hasta 850.000 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Nordstrom y Alpers, 1999). Las concentraciones altas de arsénico en aguas fluviales también pueden ser el resultado de la contaminación por vertidos, que dan lugar a un variado rango de concentraciones dependiendo del tipo de vertido, distancia del foco emisor, etc. (Lillo 2009)

4.9.1.2 Agua del mar y estuarios

El valor medio de la concentración de arsénico en el agua de mar abierto presenta, por lo general, muy pocas variaciones situándose en torno a 1.5 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Navarro *et al.* 1993). Contrastando con esos valores, las concentraciones en medios estuarinos son más variables, como resultados de los aportes de las aguas continentales y variaciones locales de salinidad y gradientes redox, si bien siguen estando en la mayor parte de los casos, no afectados antropogénicamente, por debajo de 4 $\mu\text{g l}^{-1}$. En esos ambientes mixtos tienen lugar procesos fisicoquímicos complejos como consecuencia de la mezcla de aguas de distinta naturaleza en cuanto a densidad, temperatura, pH, salinidad, procesos que pueden controlar la entrada de arsénico procedente de tierra firme al mar, por ejemplo, la floculación de coloides formados por óxidos de hierro en la interfase agua dulce-agua salada contribuye a reducir el flujo de arsénico al mar (Cullen y Reimer, 1989)

Arsénico en las aguas continentales subterráneas.

En general, los valores de fondo de concentración de arsénico en aguas subterráneas son, para la mayoría de los casos, inferiores a 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Edmundset *al.*, 1989; Welch *et al.*, 2000). Sin embargo, los valores citados en la literatura para aguas en condiciones naturales definen un rango muy amplio entre <0,5 y 5.000 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Smedley y Kinniburgh, 2002). Las concentraciones

altas no se restringen a determinadas condiciones o ámbitos, apareciendo en acuíferos en condiciones oxidantes y de pH alto, acuíferos en condiciones reductoras, acuíferos con circulación geotermal, acuíferos afectados por procesos ligados a la actividad minera o relacionados con depósitos minerales, y acuíferos ligados a otros procesos antropogénicos (actividad industrial, asentamientos urbanos, actividad agropecuaria, etc). Sin embargo, la mayor parte de los acuíferos con contenido alto de arsénico tienen un origen ligado a procesos geoquímicos naturales. A diferencia de la contaminación antropogénica, la cual genera una afección de carácter más local, la ocurrencia de concentraciones altas de arsénico de origen natural afecta a grandes áreas. Los numerosos casos de “contaminación” natural de aguas subterráneas por arsénico que existen en el mundo están relacionados con ambientes geológicos muy diferentes: metasedimentos con filones mineralizados, formaciones volcánicas, formaciones volcano-sedimentarias, distritos mineros, sistemas hidrotermales actuales, cuencas aluviales terciarias y cuaternarias, etc. (BGS y DPHE, 2001; Boyle *et al*, 1998; Smedley y Kinniburgh, 2002).

Uno de las peculiaridades más notables del problema del arsénico de origen natural en las aguas subterráneas, es que no siempre hay una relación directa entre el alto contenido en arsénico en el agua y un alto contenido en arsénico en los materiales que constituyen el acuífero. , no existe un modelo geológico/hidrogeológico común para todas las ocurrencias identificadas, encontrándose aguas con arsénico en situaciones muy variadas, tanto en condiciones reductoras como en condiciones oxidantes, o en acuíferos sobreexplotados, tanto en zonas áridas como en zonas húmedas, o tanto en acuíferos superficiales libres como en acuíferos profundos confinados. Esta variedad de situaciones viene definida por la peculiaridad de las circunstancias y procesos que concurren en cada uno de los casos (Lillo 2009).

4.9.2 Origen del As en las aguas

El fenómeno de la existencia de contenido alto de arsénico de origen

natural en las aguas está controlado por tres factores: la fuente primaria de arsénico (geosfera y atmósfera), los procesos de movilización/retención de arsénico en la interacción entre la fase sólida y la fase líquida, y el transporte de arsénico como especie acuosa en el seno del agua (Lillo 2009).

4.9.2.1 Interacción agua-fase sólida: movilización y retención de arsénico

La concentración de arsénico en las aguas naturales está posiblemente controlada en gran medida por procesos de interacción sólido-solución. Existen dos categorías fundamentales de procesos geoquímicos de interacción agua-fase sólida, que controlarán la movilización de arsénico en el agua: 1) reacciones de adsorción-desorción y 2) reacciones de precipitación-disolución de la fase sólida.

4.9.2.2 Adsorción/desorción de arsénico en la fase sólida

Como se ha expuesto en el apartado 2.1, el arsénico puede ganar o perder electrones en reacciones de oxidación-reducción. Como resultado de ese fenómeno, el arsénico puede estar presente en la naturaleza en diversos estados de oxidación (-3, 0, +3 y +5), si bien se suele encontrar en las aguas en dos estados de valencia: arsenito (AsIII) y arsenato (AsV). El arsenato predomina en condiciones oxidantes, mientras que el arsenito predomina cuando las condiciones son suficientemente reductoras. Bajo las condiciones de pH más comunes en las aguas subterráneas, el arsenato está presente como oxianiones cargados negativamente (H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-}), mientras que el arsenito está presente como especie neutra (H_3AsO_3) (fig. 3a y b). La fuerza de la adsorción de estas especies arsenicales por las superficies de la fase sólida, dependerá en parte de las diferencias de carga entre las especies acuosas y la fase sólida, ya que determinan el carácter de las interacciones electrostáticas entre las especies y la fase sólida. Las reacciones de adsorción-desorción son descritas mediante isotermas de adsorción (o desorción). Una

isoterma de adsorción o intercambio relaciona la concentración de un determinado componente en solución con su concentración en la superficie de la partícula. Esa concentración en la superficie no solo depende del componente implicado y de la carga de superficie, también depende de otros iones en solución y de su concentración, ya que competirán a su vez para ocupar lugares (*sedes de intercambio*) en la superficie. Este fenómeno, está ligado a los procesos de adsorción-desorción, y es lo que se conoce como *intercambio iónico*. La principal consecuencia es que a determinadas condiciones de concentración de una especie iónica, esta puede provocar la desorción de otra especie previamente adsorbida. Dada la cantidad de especies iónicas que pueden estar en solución, y por tanto compitiendo por ocupar las sedes de intercambio, es muy complejo describir las reacciones de superficie para un caso dado. A diferencia de las reacciones de precipitación-disolución, la adsorción-desorción tiende a ser rápida para la escala temporal geológica.

Las isothermas de adsorción pueden ser “lineales” o “no lineales”. Una isoterma “lineal” significa que la cantidad adsorbida de una especie es directamente proporcional a su concentración en la solución. Las isothermas para los dos estados de oxidación del arsénico son muy diferentes, incluyendo su dependencia del pH. La isoterma para As(V) es “no lineal” de forma muy acusada, la isoterma para As(III) lo es algo menos. Una consecuencia de la isoterma de adsorción “no lineal” tan acusada del arsenato es que, incluso a concentraciones del orden de $\mu\text{g l}^{-1}$, la adsorción de arsénico sobre el óxido puede corresponder a miles de ppm en el caso de oxihidróxidos férricos. En general, aunque depende de las fases minerales presentes, la máxima adsorción de As (III) se produce a $\text{pH} < 8$, mientras que la máxima adsorción de As(V) se da $\text{pH} < 7$ (Ravenet *al.*, 1998).

4.9.2.3 Precipitación/disolución de fase sólida.

Las reacciones de precipitación-disolución implican la formación y

crecimiento de una fase mineral y su destrucción y, teóricamente, únicamente estarán involucrados en estos procesos aquellos elementos incluidos en la fórmula química del mineral. La solubilidad de un mineral puede ser descrita por su producto de solubilidad, aunque este valor puede variar en función del tamaño de la partícula y la cristalinidad del mineral. Normalmente, la velocidad de disolución o precipitación es muy lenta, por lo que el equilibrio termodinámico es, a menudo, difícil de alcanzar en periodos cortos.

La coprecipitación es un proceso natural donde constituyentes menores o accesorios se incorporan a la estructura mineral que se forma, como es el caso de arsénico que coprecipita con la pirita. De la misma manera, fósforo y arsénico son coprecipitados con los óxidos de hierro. La coprecipitación no implica ningún mecanismo en particular, y en la práctica, la adsorción y la coprecipitación tienen lugar al mismo tiempo (WHO, 2001). El proceso inverso a la coprecipitación es la codisolución, que en el caso de arsénico dará lugar a su movilización al agua. Así, la movilización de arsénico estará condicionada por la propia estabilidad del mineral con el que ha coprecipitado. Si tiene lugar la disolución de la fase mineral con arsénico (por ejemplo, óxidos), este mecanismo puede ser mucho más efectivo que la desorción en términos de arsénico movilizado.

Los procesos de disolución/codisolución más importantes en cuanto a movilización de arsénico en las aguas son: a) la oxidación de sulfuros, fundamentalmente pirita; y b) la disolución reductiva de óxidos. (Guoet *al.*, 1997).

4.9.2.4 Transporte de arsénico en las aguas.

La condición obvia para que exista una alta concentración de arsénico en agua subterránea es que este no se haya perdido por transferencia (flujo) o dilución, lo que confiere una dimensión temporal al problema, que en definitiva dependerá del régimen hidrogeológico y paleohidrogeológico del acuífero. El

tiempo que tarda el arsénico en agua subterránea en perderse por flujo depende de varios factores, siendo un factor crítico el tiempo de residencia del agua en el acuífero: a menor tiempo de residencia, mayor tasa de renovación, y por tanto mayor tasa de pérdida de arsénico por flujo. La consecuencia directa es que, en general, en acuíferos profundos y “antiguos” será mucho más difícil encontrar altas concentraciones de arsénico, requiriéndose en estos casos flujos muy lentos. Desde el punto de vista geoquímico, el transporte de arsénico en el agua está condicionado por la adsorción, ya que esta produce un retardo en el transporte del arsénico en comparación con el propio flujo del agua (Appelo y Postma, 1994).

En el caso más sencillo de una isoterma de adsorción lineal, la relación es directa, y esa diferencia viene definida como un factor de retardo constante por el coeficiente de reparto, K_d . En el caso de una isoterma no lineal, el valor de K_d varía con la concentración y depende de la forma de la isoterma. Por lo general, el valor de K_d decrece con el incremento de la concentración. Por tanto, en altas concentraciones, el transporte de arsénico en el agua es más efectivo, pero en contrapartida hay más disponibilidad de arsénico. La consecuencia de ello, es que es muy difícil que el arsénico sea completamente extraído de los acuíferos con el flujo del agua, bien a causa de que es adsorbido, bien a causa de que se halla en concentraciones altas (Smedley y Kinniburgh, 2002). Puesto que el arsenito y el arsenato tienen diferentes isotermas de adsorción, serán transportados en el agua con diferente velocidad. Han demostrado que en condiciones oxidantes y ligeramente ácidas, As (III) se mueve 5-6 veces más rápido que As(V), y que este último se moverá más rápidamente en condiciones neutras (aunque siempre más lento que As(III)); mientras que en condiciones reductoras y alcalinas, tanto As(III) como As(V) se mueven rápidamente. (Gulenset *al.*, 1979). Los valores más altos de K_d corresponden a oxihidróxidos de Fe (Pierce y Moore, 1982), aunque son valores muy variables que dependen de la cantidad de óxidos y oxihidróxidos activos en el medio, la especiación de arsénico, la concentración de arsénico, el pH, y la concentración

de aniones competidores como fosfato (DPHE yBGS., 2001; NRC, 1999). Estudios de campo han demostrado que las concentraciones altas observadas en las aguas son consecuencia de bajos K_d más que de altos contenidos absolutos de arsénico en el sedimento, poniendo en evidencia que los coeficientes de reparto calculados en laboratorio están sobrestimados, por lo que resulta muy difícil establecer la presencia de aguas ricas en arsénico únicamente partiendo de las concentraciones de arsénico en los sedimentos(Smedley y Kinniburgh, 2002).

4.9.3 Mecanismos de incorporación de arsénico a las aguas

Aunque los materiales de la geosfera no presenten grandes concentraciones de arsénico en la fase sólida, una pequeña cantidad relativa de arsénico liberado de esa fase sólida por procesos de desorción o disolución puede elevar la concentración de arsénico en el agua por encima de $50 \mu\text{g l}^{-1}$. En este sentido hay que considerar, que para que se existan aguas con contenidos altos en arsénico, no basta solo con que tengan lugar mecanismos por los cuales este se libere de la fase sólida, sino que además el arsénico liberado tiene que permanecer en el agua, es decir no tiene que ser transportado ni transferido a otro medio, ni tampoco se han de producir procesos de dilución por mezcla. Esos son los factores claves que hay que estudiar para entender la existencia de aguas con contenidos altos de arsénico. Otra consideración que hay que hacer, es sobre la naturaleza diferente de las aguas superficiales y las aguas subterráneas: las aguas superficiales constituyen sistemas abiertos donde los factores ambientales están continuamente variando; en contraste, las aguas subterráneas se pueden considerar, en la mayoría de los casos, sistemas semicerrados, donde las condiciones pueden variar, pero de forma discontinua en el tiempo, permitiendo que el sistema solución-fase sólida pueda reequilibrarse. Ello implica que, en condiciones naturales, y si no se producen grandes cambios en la evolución de un acuífero, este llegará a una etapa donde la interacción agua-fase sólida será

mínima, y por tanto no habrá transferencias de arsénico. Este escenario contrasta con el de las aguas superficiales donde no tienen por qué alcanzarse situaciones próximas al equilibrio solución-fase sólida. Uno de los problemas fundamentales con respecto a las aguas subterráneas y el arsénico radica en que la explotación de aquellas puede introducir cambios sustanciales en las condiciones originales del acuífero. En relación con el problema de la variación temporal de las condiciones geoquímicas del acuífero, es muy relevante el estudio del Servicio Geológico de Estados Unidos sobre las aguas subterráneas de la Cuenca Willamette (Oregon). (Smedley y Kinniburgh, 2002).

Se consideran varios mecanismos geoquímicos de liberación y movilización de arsénico a las aguas: Oxidación de sulfuros, Disolución de óxidos e oxihidróxidos de Fe y Mn en condiciones ácidas, Desorción en condiciones oxidantes a pH alto, Desorción y disolución de óxidos y oxihidróxidos relacionados con cambios a condiciones reductoras, Desorción por reducción de superficie específica en la fase sólida y Desorción por reducción en la carga de superficie de la fase sólida. (BGS y DPHE., 2001),

4.10 Toxicocinética

Las principales vías de entrada del arsénico al organismo son el tracto gastrointestinal (TGI) por el consumo de agua y el respiratorio debido a la aspiración de aerosoles generados por la aspersión de plaguicidas o compuestos que lo contengan. La absorción por vía dérmica es baja y alcanza solamente el 2% (Hecket *al.*, 2009). Al estudiar la toxicocinética del arsénico inorgánico en niños de tres localidades del norte de Argentina (San Antonio de los Cobres en Salta y Taco Pozo en Chaco con concentraciones de arsénico en el agua de bebida de 200 ppb, y Rosario de Lerma en Salta con 0,65 ppb), se evidenciaron concentraciones de arsénico en la sangre y orina de los niños de 10 a 30 veces más altas en las dos primeras que las concentraciones en la sangre y orina de los niños de Rosario de Lerma. Asimismo, niveles más altos de arsénico inorgánico en la orina de los niños comparado con la de los adultos, indica que los niños son más vulnerables que los adultos (Concha, 1998).

4.11 Absorción

En los seres humanos, y en la mayoría de las especies animales, la absorción de compuestos arsenicales a través del TGI es alta (95%) cuando se administran en solución acuosa. La absorción de arsénico por vía respiratoria depende del tamaño de las partículas inhaladas, de su solubilidad y de la forma química del compuesto. La principal forma química presente en el aire es el As(III), el cual es de origen antropogénico. Las partículas grandes se depositan en vías superiores, son removidas por el movimiento ciliar y transportadas al TGI, en donde son absorbidas dependiendo de su solubilidad. Las partículas menores a 7 μ m se absorben en un 75 a 85 % (Hecket *al.*, 2009).

4.12 Distribución

Los compuestos arsenicales tienden a acumularse principalmente en hígado, riñón, pulmón y bazo. El As(III) se une preferentemente a los grupos sulfhidrilo de las proteínas como la queratina, por lo que se deposita en pelo y uñas (Liu et al., 2008; Heck et al., 2009). Una vez en los tejidos, el arsénico ejerce sus efectos tóxicos a través de la unión a los grupos sulfhidrilo de numerosos sistemas enzimáticos inhibiendo su actividad. Son particularmente susceptibles las vías de oxidación del piruvato y el ciclo de Krebs interrumpiéndose por ende la respiración celular. Actúa también como un desacoplante de la fosforilación oxidativa. (Schoolmeester WL., 1980; Gehle K., 2000)

El arsénico (arsenato) bloquea la glucólisis, en el paso de fosforilación a nivel sustrato en la reacción catalizada por la glucosa 3 fosfato deshidrogenasa; puede reemplazar al fósforo en su unión al tioester intermediario, rico en energía. El enlace tioester se hace con un grupo -SH proporcionado por una histidina de la enzima gliceraldehido 3 fosfato deshidrogenasa. El producto de esta reacción es el 1-arseno-3-fosfoglicerato que es inestable, a diferencia del 1-3 bifosfoglicerato (Styblo, W., 1995). Como resultado la glucólisis procede pero se pierde el ATP formado normalmente en la conversión de 1-3 bifosfoglicerato en 3 fosfoglicerato y se

libera energía en forma de calor, reacción conocida como arsenólisis. Este es una reacción convincente para la elección del fósforo sobre el arsénico en la evolución de las biomoléculas ya que los fosfatos tienen mayor estabilidad cinética. (Mückter, H. y otros. 1997)

4.13 Biotransformación

El metabolismo del arsénico se realiza principalmente en hígado y, aunque su mecanismo no está bien establecido, se propone que en él intervienen dos procesos:

- ✓ Reacciones de reducción que convierten el As (V) en As (III),
- ✓ Reacciones de metilación oxidativa que transforman el As (III) en especies metiladas.

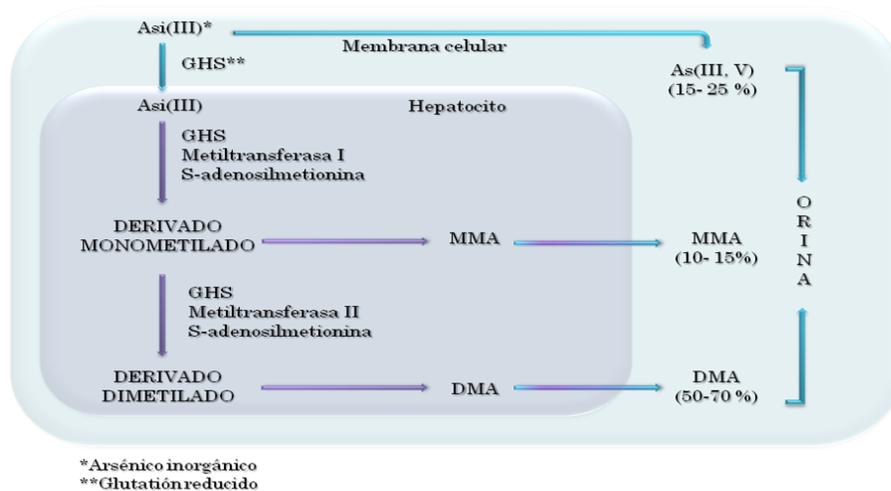


Figura13. Biotransformación del arsénico inorgánico (Heck et al., 2009)

Existen varios factores que pueden influir en la capacidad de metilación del arsénico, entre ellos: la dosis, el tiempo de exposición y una dieta alta en metionina y proteínas azufradas. Se ha encontrado un incremento significativo de DMA que son excretados en la orina de individuos que han estado expuestos crónicamente a altas concentraciones de arsénico en agua de

consumo (Heck et al., 2009).

4.14 Excreción

Una vez que ingresa el arsénico al organismo por vía digestiva, inhalada o cutánea permanece brevemente en la sangre para distribuirse mayoritariamente en el hígado, riñones, tracto digestivo pero una porción del Arsénico es eliminada por la orina en forma inorgánica, se considera que la principal respuesta del organismo es inactivarlo mediante mecanismos de eliminación mutilación en dos etapas (Albert, A. 1997; Chris, L. et al., 2000; Hopenhayn, R., 1996; Mackenzie, F. et al., 1979)

1.-reacciones de reducción para convertir el As (V) en As(III).

2.- Reacciones de metilación oxidativa que transforman el As(III)

La mutilación del arsénico requiere una reducción de As+5 a As+3, en seguida la adición del primer grupo metilo para tener ácido monometilarsónico (MMA); esta es seguida por una segunda reducción de MMA +5 a MMA₂3 previa a la segunda metilación en la que se obtiene ácido dimetil arsénico (DMA) se propone a la S-adenosilmetionina como donador de los grupos metilo y el glutatión reducido (GSH) como principal agente reductor transformador de arsénico (Albert, A. 1997)

Entre los factores que pueden reducir la capacidad de mutilación esta la dosis de exposición, una dieta alta en metionina y proteínas y el probable polimorfismo genético unido al sexo y el de las enzimas metilantes (metiltransferasa), pues se ha encontrado mayor inducción en mujeres. Cuando la capacidad de este mecanismo de destoxicación es rebasado se presentan efectos tóxicos. (Hsueh, f. 1997). Se ha encontrado un incremento significativo en la cantidad de MMA y una disminución de DMA que son excretados en la orina en individuos que han estado expuestos crónicamente a altas concentraciones de As en agua de bebida lo que se interpreta como un factor para adquirir una mayor capacidad de tolerancia al As. (Hopenhayn, R. 1996).El

arsénico se elimina principalmente por el riñón en forma de DMA (50-70 %) y un 20% se excreta sin metilar en la orina. Las proporciones relativas de As(III), As(V), MMA y DMA en la orina pueden variar, dependiendo de la forma química, el tiempo de exposición, la dosis y la especie animal expuesta (Drobná *et al.*, 2005, Liu *et al.*, 2008). La capacidad de detoxificación mediante metilación se sobrepasa cuando la dosis administrada es mayor de 0.05 mg/kg/día en forma de As+3 y sobreviene la intoxicación. (Córdova, J. 2007). En comparación con el hombre, en la mayoría de las especies animales la excreción de MMA es muy baja (<4 %) mientras que, en la rata, la retención y distribución de arsénico difieren de las observadas en otras especies, pues la mayoría del DMA formado se une a los eritrocitos (Drobná *et al.*, 2005). Otras vías de excreción menos importantes son heces, sudor, leche materna, piel y sus anexos pelo y uñas. (Goodman y Gylman, 1991)

4.15 Toxicodinamia

La toxicidad del arsénico es compleja pues depende de la vía de exposición, del estado de valencia y de la forma química (inorgánica u orgánica) del compuesto. El arsénico inorgánico es el responsable de la mayoría de los casos de intoxicación en humanos. El gas Arsina es considerado como la forma más tóxica del arsénico, debido a que actúa como un potente agente hemolítico, sin embargo, este gas difícilmente alcanza niveles tóxicos en el ambiente (Drobná *et al.*, 2005).

Generalmente las sales inorgánicas de As (III) son más tóxicas que las de As (V) (Tabla) y la solubilidad de los compuestos de arsénico inorgánico está relacionada con su toxicidad (Hamdi *et al.*, 2009).

Tabla 1. Comparación de la toxicidad aguda de los compuestos arsenicales

Compuesto	DL ₅₀ (mg/Kg)	Animal/Vía
Arsenito de sodio	4.5	Rata/intraperitoneal

Arseniato de sodio	de	14-18	Rata/intraperitoneal
MMA		1 800	Rata/Oral
DMA		1 200	Rata/Oral
Arsenobetaina		1 0000	Rata/Oral

(Hamdi *et al.*, 2009)

Independientemente cual sea su vía de entrada, del 95 al 99% del arsénico inicialmente se encuentra localizado en los glóbulos rojos unido a la globina. Este paso es transitorio, rápidamente sale de la sangre en 24 horas y se distribuye hacia el hígado, pulmones, riñón, paredes del tracto gastrointestinal y bazo. Se encuentran pequeñas cantidades a nivel muscular y tejido nervioso. Se une en forma más estable a la transferrina afectando la eritropoyesis siendo esta la causa por la cual provoca depresión de la médula ósea; el efecto se manifiesta como anemia y leucopenia. (Armstrong, H. 1984; Córdova, J.2007).

El blanco celular del arsénico es la mitocondria y ahí se acumula, inhibe la deshidrogenasa succínica y desacopla la fosforilación oxidativa; el resultado es una pérdida de los niveles de ATP que afecta virtualmente a toda función celular, como por ejemplo a la bomba sodio-potasio, provocando un desbalance de estos electrolitos, síntesis de proteínas etc. Por un mecanismo semejante provoca desbalance del calcio permitiendo su entrada a la célula en forma excesiva; este elemento es cofactor en el funcionamiento de proteasas y lipasas, lo que viene a afectar a la membrana celular esencialmente formada por fosfolípidos y proteínas. (IRIS. 2003). Se ha encontrado también que el arsénico en forma de arsenito afecta a los receptores de glucocorticoides bloqueando su actividad, esto incluye al mecanismo hermanal que regula la glucosa sanguínea, y por lo tanto puede ser factor que predisponga a diabetes. Este tóxico actúa sobre las arteriolas

capilares produciendo vasodilatación paralítica, lo que explica los síntomas de entumecimiento por la intoxicación; si esto se presenta en las arteriolas de manos y pies provoca la enfermedad de Raynould. La dosis letal para el trióxido de arsénico es de unos 120 mg y para los compuestos orgánicos oscilan entre 0.1 y 0.5 g/Kg. (Gisbert, J. 2004)

4.16 Mecanismos de toxicidad

El arsénico metaloide es generalmente no tóxico debido a su insolubilidad en agua y fluidos orgánicos. La toxicidad del As (III) es varias veces mayor que la del As (V), debido a su mayor captación celular. En concentraciones intracelulares equivalentes, los compuestos de As (III) y As (V) son equipotentes. El arsénico inorgánico es generalmente más tóxico que el arsénico orgánico, aunque los estudios en animales han demostrado que los metil y fenil arseniatos (orgánicos) pueden producir efectos en la salud similares a los producidos por el arsénico inorgánico. (Swiecky, C. 2011). El mecanismo más importante para explicar la toxicidad de los compuestos arsenicales trivalentes es a través de su afinidad por los grupos sulfhidrilo de las proteínas. Las enzimas son particularmente afectadas si el grupo –SH está ubicado en un sitio crítico para su actividad. El As(V) puede substituir al grupo fosfato en las reacciones que son catalizadas enzimáticamente, afectando procesos como la producción del ATP y la síntesis del DNA; sin embargo, el daño que produce es difícil de evaluar pues el As(V) se reduce a As(III) en el organismo (Ratnaike.,2003)

Arsina > As+3 inorgánico > As+3 orgánico > As+5 inorgánico > As+5 orgánico > compuestos arsenicales y arsénico elemental.

Escala de toxicidad del As de manera decreciente.

Fuente: Organización Mundial de la Salud 2014.

4.17 Efectos sobre la salud

La ingestión de agua contaminada con arsénico es un problema de salud pública al que se está siendo frente a nivel mundial debido a la toxicidad de este elemento. La exposición crónica a través de esta vía ocasiona lesiones cutáneas características tales como alteraciones de la pigmentación, hiperqueratosis palmoplantar y papular, además cáncer al pulmón. Se han presentado alteraciones caracterizadas por cianosis y pérdida progresiva de la circulación en las extremidades, que puede dar lugar a un tipo de gangrena llamada gangrena de Reynud (conocida como enfermedad del pie negro) y por consecuencia a amputaciones. También se ha escrito sobre afectaciones como conjuntivitis, miocarditis, problemas vasculares e irritación del aparato respiratorio y la piel [Galvao y Corey; Pontius y Brown, 1994].

Se pueden reconocer cuatro etapas en el desarrollo del HACRE (esquema de Levell y Clarke):

- Período Prepatogénico: las poblaciones están expuestas a concentraciones elevadas de arsénico inorgánico en el agua de consumo diario.
- Período Preclínico: el paciente no muestra síntomas, pero el arsénico puede ser detectado en muestras de tejidos y de orina.
- Período Clínico: Aparecen las manifestaciones en la piel que se describirán más adelante. La OMS estima que esta etapa requiere una exposición al arsénico de 5 a 10 años.
- Período de Complicaciones: síntomas clínicos más pronunciados y afectación de los órganos internos; desarrollo de tumores o cánceres que afectan la piel u otros órganos.

Obviamente las acciones de salud deben estar dirigidas a evitar o discontinuar la exposición. En los períodos preclínico y clínico, si el paciente reemplaza la fuente de agua de bebida por otra que esté libre de arsénico, su recuperación es casi completa. En el último período, las manifestaciones no cancerosas pueden ser reversibles, pero cuando aparecen las manifestaciones

cancerosas, la única medida beneficiosa es el diagnóstico precoz y tratamiento oportuno para reducir las secuelas y mejorar la calidad de vida. (Swiecky, C. 2011.)

4.18 Efectos Adversos

4.18.1 Efectos agudos

Los efectos característicos de la exposición aguda al arsénico son alteraciones gastrointestinales, cardiovasculares, nerviosas, renales y hepáticas. Es posible observar vasodilatación e hiperemia, edema debido al daño capilar, con caída de la presión arterial, lo que a menudo conduce a un estado de choque. También ocurre pérdida de los movimientos voluntarios, confusión, psicosis, delirio, coma y muerte. Otras manifestaciones incluyen cambios de la piel, como hiperpigmentaciones y la aparición de líneas transversales blanquecinas en la uñas. Algunos compuestos arsenicales, como el trióxido de arsénico, son muy irritantes (Ratnaik., 2003).

4.18.2 Efectos crónicos

Los efectos de la exposición crónica al arsénico dependen de la vía de exposición y se presentan en varios sistemas incluyendo piel, sistema cardiovascular, vías respiratorias, riñón, hígado y sistema nervioso. El arsénico es un agente teratogénico, mutagénico y carcinogénico. Los efectos crónicos más importantes se resumen a continuación (Ratnaik, 2003).

4.18.2.1 Lecciones cutáneas

La exposición crónica al arsénico en el agua de consumo causa lesiones muy características; se presentan hipocromías e hiperpigmentaciones. Principalmente en las partes no expuestas del cuerpo, hiperqueratosis palmoplantar y papular en cualquier parte del cuerpo, así como lesiones ulceradas compatibles con un diagnóstico de carcinoma epidermoide (McCarty *et al.*, 2007, Rosen *et al.*, 2009). La neuropatía del sistema nervioso motor que incluye debilidad muscular no debe ser confundida con el síndrome de Guillain-Barre. El envenenamiento crónico de arsénico debido a la absorción repetida de cantidades tóxicas tiene

una aparición insidiosa de efectos clínicos que pueden ser difíciles de diagnosticar. Las manifestaciones neurológicas cutáneas y no específicas son usualmente más prominentes que los efectos gastrointestinales que caracterizan el envenenamiento agudo. Puede ocurrir fatiga y debilidad muscular así como anorexia y pérdida de peso. Una señal común es la hiperpigmentación y tiende a ser acentuada en áreas que generalmente están más pigmentadas así como la ingle y la areola. Hiperqueratosis es otra señal común en la palma de las manos y en la planta de los pies. Edema subcutáneo de la cara, párpados y tobillos así como estomatitis, estrías blancas y a lo largo de las uñas (Líneas de MEES), y algunas veces pérdida de uñas y pelo son signos de contacto crónico y continuo. En ocasiones estas pápulas hiperqueratósicas pueden resultar en transformaciones malignas (Boyer, J. 2000).

4.18.2.2 Alteraciones en el sistema cardiovascular

La exposición crónica por inhalación de compuestos de arsénico inorgánico afecta el sistema cardiovascular, pues altera las contracciones del miocardio y causa arritmias cardíacas. Se presentan dilatación e incremento de la permeabilidad capilar, lo que ocasiona hipovolemia, hipoproteinemia. En poblaciones expuestas a arsénico en el agua de consumo en Taiwan (Lui *et al.*, 2003); Estados Unidos (Peters y Blum, 2003) y la India (Ahmed *et al.*, 2004) se han descrito efectos vasculares periféricos caracterizados por cianosis y pérdida progresiva de la circulación en las extremidades, que pueden finalizar en gangrena seca, mejor conocida como enfermedad del pie negro (States *et al.*, 2009).

Las manifestaciones cardiovasculares incluyen shock, cianosis y arritmia cardíaca, las cuales se deben a la acción tóxica directa y a los disturbios electrolíticos. El daño hepático se puede manifestar por un incremento de las enzimas del hígado e ictericia. La lesión en los tejidos hematopoyéticos puede causar anemia, leucopenia y trombocitopenia. La muerte ocurre de uno a tres días

después de iniciarse los síntomas y generalmente el resultado es fallo circulatorio, aunque el fallo renal también puede ser contribuyente. Si el paciente sobrevive, éste puede sentir entumecimiento en las manos y en los pies como una secuela retardada de contacto agudo así como comezón parestesia dolorosa. (Armstrong, H. 1984)

4.18.2.3 Mutagenicidad y cáncer

El arsénico inorgánico está clasificado por la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC) como un agente carcinogénico. Los trabajadores expuestos a arsénico por vía aérea presentan un incremento en cáncer de pulmón, mientras que la exposición oral a arsénico incrementa el riesgo de presentar cáncer de piel, aunque también se presentan tumores en vejiga, riñón, hígado y pulmón (Liu *et al.*, 2008; States *et al.*, 2009; Heck *et al.*, 2009). En cultivos de tejidos de pacientes con lesiones arsenicales, se encontraron anomalías cromosómicas en una proporción significativamente más alta que en los controles, lo que explica el poder mutagénico y carcinogénico del arsénico (RayBettely y O'Shea, 1975). Después de años de contacto dermatológico, se han encontrado células basales carcinógenas, células escamosas generalmente en áreas protegidas del sol. Síntomas neurológicos también son comunes en el contacto crónico. Una característica destacada puede ser la neuropatía periférica manifestado por parestesia, dolor, anestesia. Puede comenzar con síntomas sensoriales de las extremidades bajas y progresar a debilidad muscular y eventualmente parálisis y desgaste muscular. Aunque poco común, se puede desarrollar encefalopatía con disturbio del habla y mentales muy parecidos a aquellos evidenciados en deficiencia de tiamina conocida como el síndrome de Wernicke (Feldman, 1979.). Se han informado anomalías electrocardiográficas (prolongación del intervalo Q-T) y enfermedad vascular periférica. Esta última incluye acrocianosis, el fenómeno de Raynaud, y gangrena. Anomalías hematológicas incluyen anemia, leucopenia, y trombocitopenia. Esta última secuela de altas dosis de arsénico

incluye cáncer de la piel y un alto riesgo de cáncer de pulmón. (Polo Puente, 2009)

4.19 Alternativas de tratamiento de agua con arsénico

Los metales pesados no pueden degradarse, solo transformarse y/o retirarse del medio, por lo cual las soluciones actuales de remediación de los iones metálicos requieren de altos costos y un gran avance tecnológico. (Glazer N, Alexander y Nikaido, Hiroshi., 1998)

El IMTA investigó tecnologías aplicables a México y desarrolló la tabla 2 muestra las diferentes tecnologías disponibles para remover arsénico, señalando las ventajas y desventajas de su uso. Las tecnologías señaladas en la tabla 2 son más efectivas para realizar la eliminación de As(V) que del As(III), sin embargo, el arsénico puede pre-oxidarse, facilitando de esta manera su eliminación. Oxidantes como el cloro y permanganato de potasio se han empleado con este propósito. Por otra parte, todas las tecnologías presentadas generan un subproducto de desecho con altas concentraciones de arsénico, como lodos, agua de rechazo o soluciones de regeneración de medios adsorbentes.

Tabla 2. Tecnologías disponibles para la remoción de arsénico del agua para uso consumo humano

Método	Ventajas	Desventajas
Co-precipitación	Efectivo para eliminar As(V) Productos químicos simples de un costo relativamente bajo Bajos costos de capital	Problemas a corto plazo con lodos generados La operación requiere personal calificado
Coagulación con sulfato de aluminio	El sulfato de aluminio se encuentra en las presentaciones granular ó	Es necesaria una eficiente pre-oxidación

Método	Ventajas	Desventajas
	líquida.	Genera lodos
Coagulación con FeCl ₃	Más eficiente que la alúmina Las eficiencias pueden ser superiores al 96%	Remoción parcial de As(III) Es necesaria una eficiente pre-oxidación Genera lodos
Ablandamiento con cal	Puede lograr alta eficiencia de remoción a un pH superior a 10.5	Se requiere ajustar el pH Generación de residuos
Técnicas de Sorción	No hay generación de residuos diariamente	Se requiere monitorear el punto de ruptura del lecho Requiere de una regeneración periódica o cambio del medio adsorbente Genera residuos, como las soluciones de la regeneración del medio adsorbente.
Alúmina activada (AA)	La alúmina activa es efectiva en agua aún con alto contenido de sólidos disueltos totales (SDT)	Se requiere ajustar el pH Debido a que la AA es altamente selectiva por As(V), existen problemas en la regeneración Puede no ser eficiente a largo plazo porque pierde capacidad de adsorción con cada ciclo de regeneración.

Método	Ventajas	Desventajas
Arena recubierta de óxidos de hierro	Es económico	<p>Genera residuos</p> <p>Generación de residuos</p> <p>Es necesario una eficiente pre-oxidación</p> <p>requiere regeneración</p> <p>Es difícil recubrir la arena con óxidos</p>
Zeolita recubierta de óxidos de hierro	Es económico	<p>Generación de residuos</p> <p>Es necesario una eficiente pre-oxidación</p> <p>Mayor eficiencia a pH ácidos</p>
Resinas de intercambio	<p>Eliminación eficiente de arsénico</p> <p>Las resinas son un medio bien definido, así como su capacidad de adsorción</p>	<p>La operación y mantenimiento requieren de personal calificado</p> <p>La regeneración crea problemas de disposición de los residuos</p>
Técnicas de Membrana	<p>Su funcionamiento encuentra bien definido</p> <p>Alta eficiencia de eliminación</p> <p>Requiere de poco espacio</p> <p>Capaz de eliminar otros parámetros</p>	<p>se Altos costos de inversión</p> <p>Altos costos de operación</p> <p>Generación de residuos líquidos tóxicos</p> <p>Se requiere un pretratamiento del agua</p>

Método	Ventajas	Desventajas
Ósmosis Inversa (OI)	Eficiencia de remoción mayor de 95%	Las membranas no soportan agentes oxidantes y requieren pretratamiento si hay elementos incrustantes en el agua tecnología costosa que presenta dificultad para ser usada en zonas de bajos recursos económicos.
Electrodiálisis	Eficiencia de remoción mayor de 80% Más fácil de operar que la OI	Las membranas no soportan agentes oxidantes y requieren pretratamiento si hay elementos incrustantes en el agua.
Nanofiltración	Eficiencia de remoción mayor del 90%	Las membranas no soportan agentes oxidantes y requieren pretratamiento si hay elementos incrustantes en el agua
Deionización capacitiva	Eficiencia de remoción mayores del 98%	Requiere una microfiltración tecnología costosa que presenta dificultad para ser usada en zonas de bajos recursos económicos.
<i>Técnicas de Filtración</i>		
Filtración Directa y	Eficiencia de remoción arriba	Se requiere construir varios filtros debido a la tasa baja de

Método	Ventajas	Desventajas
sorción química	del 90% Es económico, sólo requiere hipoclorito de sodio y tricloruro férrico	filtración y alargar el periodo entre retrolavados.

Fuente: Garrido S., 2007.

4.19.1 Biológicos

Debido al costo elevado de los tratamientos citados anteriormente y o inconvenientes que plantean: gestión de los lodos que se generan, tratamiento o la recuperación incompleta del metal, la eficacia y la rentabilidad de estos métodos queda restringida solo al caso de efluentes con concentraciones altas de metales. Por estas razones, surgió la alternativa de encontrar nuevas tecnologías más económicas sobre todo para el tratamiento de efluentes de baja concentraciones de metales (Ahalya, 2003).

La fitorremediación: basada en la aplicación del agua contaminada sobre algunas plantas que pueden acumular los metales absorbidos después de la aplicación del agua. El problema de esta alternativa es la estabilidad de los metales acumulados a largo tiempo y la capacidad de fitoadsorción de la planta. Por otra parte, se plantea el problema de que se hace con la planta una vez que ha efectuado su función, ya que cualquier tratamiento supone una transferencia del metal al medio.

La biorremediación: consiste en la mineralización completa o parcial de los contaminantes (metales, materia orgánica, etc.,) mediante el uso de cultivos de microorganismos o plantas a escala de laboratorio o a escala industrial, tiene la ventaja de la posibilidad de tratamiento del contaminante en situ sin necesidad de llevarlo a un lugar de tratamiento. Presenta actualmente un gran campo de investigación y de aplicación en la biotecnología (Gavrilescu 2004).

4.19.2 Biosorción

A lo largo del tiempo, se han ensayado diferentes técnicas para reducir el arsénico del agua, entre ellas la destilación solar, osmosis inversa y paso del agua arsenical por mantos filtrantes de propiedades adsorbentes, tales como alúmina activada y óxido de hierro, entre otras (Sato *et al.* 2002, Yanet *al.* 2002). Estas y otras tecnologías tienen sus deficiencias (Driehaus *et al.* 1998, Haron 1999). Por ejemplo, la alcalinidad y pH afectan la coagulación, el proceso de ablandamiento por cal produce grandes cantidades de lodo, los sulfatos afectan las membranas y los procesos de intercambio iónico, y rendimiento por el sistema de alúmina activada se reduce al aumentar el pH y la concentración de flúor (Menget *al.* 2002, Xu *et al.* 2002). Los materiales y compuestos utilizados en procedimientos aplicados actualmente en la práctica provienen de fuentes no renovables y no son biodegradables lo que presenta un problema para su depósito (US EPA 2000). Los lodos residuales obtenidos en las plantas de tratamiento deben ser deshidratados, por ejemplo en lechos de secado. Luego se realiza la prueba estándar de lixiviado. Si la cumplen, pueden ser dispuestos en rellenos sanitarios. Los lodos con concentraciones de As mayores a 5 mg/L entran en la categoría de residuos peligrosos (Dambies *et al.* 2002). El uso de sistemas biológicos para la eliminación de metales pesados a partir de soluciones diluidas tiene el potencial para hacerlo mejor y a menos costo (Hutchins *et al.*, 1986).

La biosorción: es el fenómeno de captación pasiva de iones metálicos o de otras sustancias. Está basada en el aprovechamiento de la propiedad que tienen algunos tipos de biomasa inactivas o muertas para enlazar y acumular a estos elementos por diferentes mecanismos adsorción física fuerzas de Van der Waal, complejación, intercambio iónico, etc.) (Aksu, 1991; Volesky, 1995; HalukÇeribasi, 2001).

Las ventajas de este proceso son muchas:

- Bajo costo
- Alta eficacia

- Minimización de los lodos tanto biológicos como químicos
- No requiere la adición de nutrientes
- Regeneración del biosorbente y la posibilidad de recuperación de metal.
(Kratochvil y Volesky 1998)

En el uso de la biomasa inerte, presenta una serie de ventajas entre las que se pueden citar:

- Independiente del crecimiento ya que es una biomasa muerta por lo cual no necesita nutrientes.
- Resistente a la toxicidad
- Proceso rápido y de mucha eficacia en la retirada de metales debido al comportamiento de la biomasa como intercambiador de iones.
- Recuperación posible y fácil de los metales.

Mientras que los inconvenientes más importantes que pueden limitar su uso son la rápida saturación de la biomasa y que el secuestro de los metales por adsorción es sensible al pH. (Cañizares y Villanueva 2000).

En el proceso de biosorción hay dos fases, la fase sólida que es la biomasa (biosorbente) y la fase líquida (normalmente agua como solvente) que lleva el contaminante que se pretende eliminar (biosorbato). La alta afinidad que tiene el biosorbente por el biosorbato, viene establecida por medio de diferentes mecanismos físico químicos, hasta que se logra un equilibrio entre el metal adsorbido por el sólido y la porción del mismo que queda disuelta en la disolución (DrissAlami 2010).

El fenómeno de biosorción (Ghimire *et al.* 2003) ha demostrado actualmente ser una alternativa para el tratamiento de diferentes efluentes industriales con respecto a otros métodos fisicoquímicos (precipitación, intercambio iónico, separación por membranas, etc.). En el proceso de biosorción se utilizan materiales de origen biológico, tales como: algas, hongos, caparazón de artrópodos, bacterias, restos de vegetales etc., los cuales se encuentran en

gran abundancia y son fácilmente transformables a biosorbentes. Los iones de metales pesados y metaloides se unen a los centros activos de biosorción del material biológico mediante la formación de complejos, quelatos, intercambio iónico, microprecipitación en la parte interna del material, etc. (Iliana et al., 2009)

Unos de los residuos de la industria agroalimentaria que han despertado mayor interés últimamente, son los materiales lignocelulósicos debido a su estructura resistente y a su bajo coste en cuanto a materia prima. Por ello vamos a describir de forma pormenorizada los constituyentes más importantes de un material lignocelulosico que son la celulosa, la hemi celulosa y la lignina. Celulosa: es un polisacárido constituido por moléculas de D-glucosa unidas por enlaces β (1-4) glucosídicos que tiene una estructura lineal o fibrosa, en la que se establecen múltiples puentes de hidrógeno entre los grupos hidroxilo de distintas cadenas yuxtapuestas de glucosa, haciéndolas impenetrables al agua, lo que hace que sea insoluble en agua, y originando fibras compactas que constituyen la pared celular de las células vegetales. Es el compuesto orgánico más difundido en la naturaleza y el principal para la constitución de las paredes celulares vegetales, en las cuales se encuentra junto con hemicelulosa, pectina, extensina (que actúan como aglutinante entre las fibras celulósicas) y lignina. La hidrólisis completa de la celulosa con ácidos produce glucosa, pero la hidrólisis parcial produce el disacárido celobiosa (Casey, 1980).

Hemicelulosa: o poliosa es un heteropolisacárido de gran abundancia en el reino vegetal y en las plantas superiores lignificadas. Se clasifica en pentosanós y hexosanós. Los pentosanós están constituidos fundamentalmente por aldopentosas (monosacáridos de 5 átomos de carbono) y los hexosanós están formados por aldohexosas (monosacáridos de 6 átomos de carbono), enlazados por diferentes tipos de enlaces acetálicos o glicosídicos del tipo α y β . Tienen estructuras ramificadas, de baja masa

molecular y son sustancias amorfas con grado de cristalinidad muy bajo (Sjöström, 1981) . La hidrólisis de las poliosas o hemicelulosas origina relativamente pocas unidades de azúcares; los más comunes son: D- xilosa, L-arabinosa, D-glucosa, D-galactosa, D-manosa, ácido glucurónico, 4-O-metilglucurónico y ácido D-galacturónico. Las hemicelulosas presentan un grupo carbonilo terminal libre o potencialmente libre y varios grupos hidroxilos en cada una de las unidades de monosacáridos de la cadena base así como en las ramificaciones. Por lo tanto pueden experimentar reacciones debidas a la presencia de estos grupos, como oxidación , nitración, acetilación debido a la presencia del grupo hidroxilo, o como reacción de oxidación y reducción debido a la presencia de grupo carbonilo, o reacciones de hidrólisis en medio ácido y enzimático debido a la presencia de enlace glicosídico (Fengel, 1984).

Lignina: A diferencia de la celulosa, que es un polímero formado por unidades repetitivas de glucosa enlazadas por un tipo de unión covalente (fuerte), y la hemicelulosa que es también un polímero, relativamente ramificado y compuesto por varios azúcares, la estructura de la lignina es mucho más compleja; está formada por una unidad de base que comprende un anillo aromático y una cadena lateral de tres carbonos, la lignina presenta una estructura amorfa de gran peso molecular y amplia gama de enlaces, lo que la convierte en un polímero muy heterogéneo (Colodette, 1989), insoluble en cualquier disolvente orgánico, siendo la que ofrece la rigidez y la flexibilidad a los vegetales (Kitayama, 2004).

Después de los polisacáridos, la lignina es el polímero orgánico más abundante en el mundo vegetal. Es importante destacar que es la única fibra no polisacárido que se conoce.

En la bibliografía existen muchos trabajos que emplearon fuentes de celulosa natural y barata en biosorción de metales como son los restos de productos agrícolas tales como algodón y su semilla, arroz, paja, cáscaras de

coco, mazorca de maíz (Odozi, 1985), restos de café después de su uso (Macch, 1986), restos de té después de su uso, mazorca de maíz (Okieimen, 1989), salvado de arroz desengrasado, cáscaras de arroz, cáscaras de soja, salvado de trigo, cascara y fibra de coco (Espinola, 2000), serrín de la madera, capsulas de algodón (DuyguOzsoy, 2006).

Se llegó a eliminar el Cu (II) utilizando celulosa en polvo (elegida como modelo de adsorbente por el laboratorio nacional de energía renovable en Turquía., la adsorción se produce por la interacción de los iones metálicos con los tres grupos hidroxilos de la cadena de celulosa vía fuerzas de van der Waals que los ligan con la superficie del adsorbente formando una monocapa (Acemioglu 2001). Los polisacáridos que se encuentran en los carbohidratos de la celulosa de los restos de mandioca son capaces de eliminar Cd (II), Cu(II) y Zn(II) (Abia 2002).

4.19.2.1 Biosorbentes utilizados

Recientemente, se ha analizado el uso de metodologías alternativas, como la adsorción por diferentes biomásas, utilizando biomasa de bacterias, hongos, levaduras, algas. Debido al bajo coste y a la eficacia del empleo de materiales naturales, son muchas las investigaciones que han trabajado con biomásas naturales o residuales como bioadsorbentes de distintos metales. Así tenemos biomateriales marinos, concretamente las algas (Kuyucak, 1989), (Hao, 1994), (Leusch, 1995), bacterias (Remacle, 1982), (Urrutia, 1993), (Sag, 1995), (Singleton, 1996), (Thomas, 1996), hongos y levaduras (Roux, 1990), (Fourest, 1992), (Gardea, 1996), chitosan (Jaanson, 1996), (Verbych, 2005), sustancias húmicas (Gardea, 1996), lodos (Solarí 1996), (Hammami, 2003) y plantas acuáticas (Keskinkan, 2004), (Ahluwalia, 2007). y materiales de desecho, como residuos industriales agrícolas o urbanos para la eliminación y/o recuperación de metales pesados de efluentes industriales contaminados, entre los que se encuentran: residuos de manzana (Lee *et al.*, 1998), corteza de árbol (Sarin y Pant, 2006), cáscara de avellana (Cimino *et al.*, 2000), cáscara de

naranja (Pérez-Marín *et al.*, 2007) y tamarindo (Popurí y cols., 2007) con resultados satisfactorios (Ledezma Tristan 2011).

Encontrando que las biomásas de las diferentes cáscaras analizadas remueven eficientemente el metal en solución. Se ha trabajado con algunas biomásas naturales para tratar de eliminar metales pesados de aguas residuales, uno de los objetivos fue determinar la remoción y reducción de cromo (VI) en solución acuosa mediante el método espectrofotométrico de difenilcarbazida, esto se realizó para las cáscaras de limón, naranja, mandarina, melón, litchi, tamarindo y mamey (González-Sánchez *et al.*, 2010), (Coronado *et al.*, 2010), (Acosta *et al.*, 2012), (Acosta *et al.*, 2010),

4.19.2.2 Biosorventes utilizados para remoción de arsénico

Los iones de metales pesados y metaloides se unen a los centros activos de biosorción del material biológico mediante la formación de complejos, quelatos, intercambio iónico, microprecipitación en la parte interna del material, etc. Se utilizó la celulosa y residuo de naranja, los cuales fueron modificados químicamente mediante fosforilación y cargados con hierro (III) para crear el ambiente quelante apropiado para remoción de As. Los geles de residuos de naranja tuvieron la capacidad de absorber iones de hierro en el orden de 1.21 mmol/g, comparado con los de celulosa de 0.96 mmol/g, lo que probablemente está relacionado con la presencia de pectina en la cáscara de naranja. La prueba de remoción de As fue efectuada en columna, en ambos casos el As (III) fue removido bajo condiciones alcalinas, observando que el gel de residuos de naranja mostró mayor capacidad en estas condiciones así como a pH neutro. Los arsenatos, al contrario, se removían a pH ácidos: 2–3 y 2–6 para gel de celulosa y de residuo de naranja, respectivamente (Ghimire *et al.* 2003).

El uso de los polisacáridos para la remoción de As fue reportado en trabajos previos en donde se utilizó quitosán. Los preparados de quitosán elaborados mediante adsorción de molibdato y coagulación, fueron probados para la

remoción de arsénico en un intervalo de concentraciones de 5–20 mg/L, la mejor remoción se observó para As (V) a pH 2–3. La concentración residual fue de 0.5 mg/L en soluciones ácidas. El mecanismo de adsorción está relacionado con la capacidad de iones de molibdato para acomplejar As (V) en soluciones acidas. Para As (III) el mecanismo no fue identificado. El atrapamiento de As (V) no fue afectado por la presencia de otros iones, con excepción de fosfato a bajas concentraciones y silicatos a altas concentraciones (Elson *et al.* 1980, Dambies *et al.* 2002, Juang y Shao 2002).

V. MATERIALES Y METODO

El presente trabajo se llevó a cabo en la ciudad de Torreón Coahuila, en el departamento de Riego y Drenaje de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro de la Unidad Laguna. En los periodos de verano y otoño del año 2013, durante los meses de Mayo a Diciembre. Se tomaron muestras de agua de consumo del pozo Senderos II de Torreón Coahuila. Las actividades se dividieron en las siguientes etapas:

Cuadro 3. Calidad fisicoquímica de pozo de abastecimiento de agua Senderos II de la ciudad de Torreón Coahuila.

característica	Cantidad
Turbiedad	0.00U.t.N.
pH	7.87 Unidades
Conductividad	40.0mS/M
Solidos disueltos totales	204.33 mg/l
Cloruros	25.99 mg/l
Dureza total	88.40 mg/l
Sulfatos	47.55 mg/l
Nitratos	3.70 mg/l
Nitritos	Menor que 0.02 mg/l
Fluoruros	0.21 mg/l

5.1 Obtención de la biomasa seca:

Se recolecto melón de deshecho de los empaques de Matamoros Coahuila, para obtener únicamente el residuo de cascara, y prepararla para la obtención de biomasa seca. Se lavó la cascara con agua común y se hirvió con agua destilada, durante una hora para después dejarla secar a 75 grados centígrados durante 24 horas en el horno de secado; una vez seca se molió en licuadora y se guardó hasta su uso.

5.2 Recolección de agua

Una vez identificados los pozos de agua potable de la ciudad de Torreón Coahuila, se eligió uno de los que presentaran mayor concentración de arsénico. Se tomó una muestra de agua directo del pozo Senderos II. Se realizaron los análisis fisicoquímicos correspondientes por SIMAS, cuyos resultados se presentan en el Anexo I. y cuadro 3. Se almaceno hasta su uso en el laboratorio del departamento de Riego y Drenaje de la UAAAN-UL.

5.3 Reacción de agua con la biomasa

Se midió la concentración inicial de arsénico en el agua de muestra, por el método de medición que se realiza con el aparato ARSENIATOR WAGTECH 10500 que da resultados de medición en 20 minutos; el cual se describe detalladamente en el Anexo I, y se muestra en la figura 15. Se manejaron tres concentraciones de biomasa, de .1g, .2g y .4g con cuatro repeticiones para cada una. Se realizó un tratamiento del agua arsenical de 100 ml cada repetición en vasos de precipitado, agregándole la biomasa obtenida.



Figura 14. Método para la cuantificación de arsénico de la marca Wagtecharsenator Digital Kid.

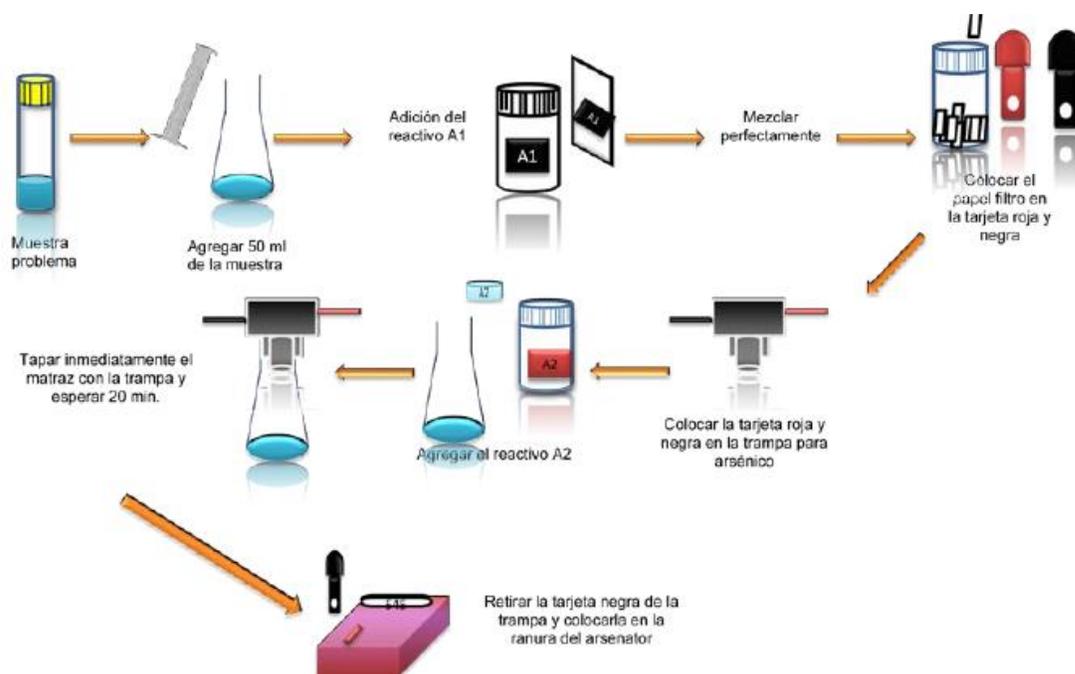


Figura 15. Método químico de la marca WagtechArsenator digital para la cuantificación de arsénico en agua.

Posterior a esto se dejó actuar durante 24 horas, mediante agitación; para ello se utilizó un agitador electromagnético.

5.4 Filtrado

Se filtró cada muestra en filtración simple con papel filtrante, para separar la biomasa del agua.

5.5 Medición final de arsénico

Una vez filtradas las muestras, se midió la concentración final de arsénico, mediante el método de medición de arsénico que se lleva a cabo con el aparato ARSEATOR; el cual ya ha sido descrito. El análisis estadístico para la variable estudiada se realizó mediante bloques completamente al azar y el paquete estadístico SAS versión 9.1.3, y.

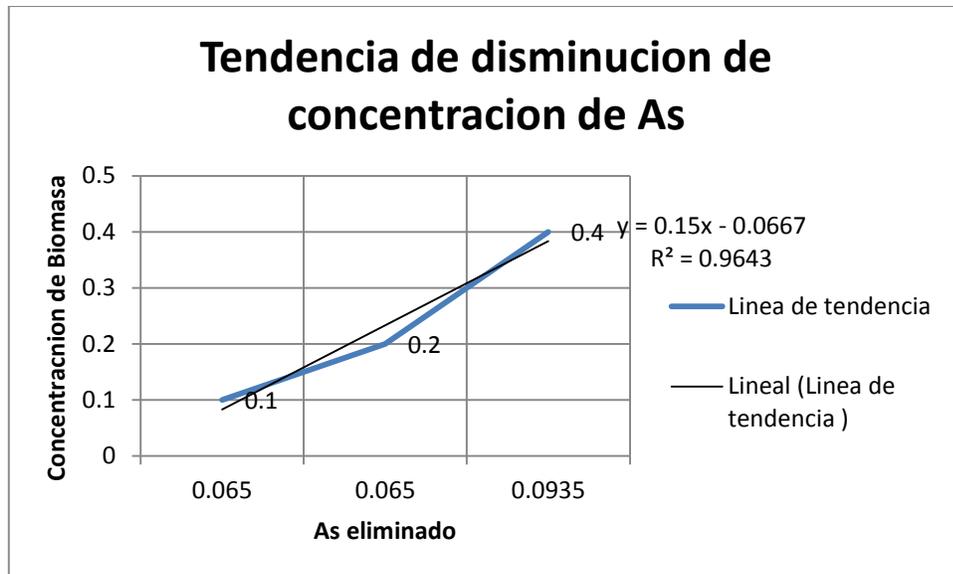
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentración de arsénico

La concentración final de arsénico entre los diferentes tratamientos evaluados fue similar estadísticamente. Sin embargo se observa una tendencia a disminuir la concentración final de arsénico, pues la cantidad que se removió fue de 0.093 a 0.065 mg/L.

Cuadro II. Remoción de Arsénico removido bajo diferentes concentraciones de Biomasa.

Concentración biomasa (g)	Cantidad de arsénico removido (mg/L)
0.1	0.065 a
0.2	0.065 a
0.4	0.093a
DMS=	0.048%
C.V.=	33%



Grafica 1.- Retención de arsénico retenido en relación con la biomasa de melón utilizada.

Sin embargo se muestra que existe una tendencia a la disminución de arsénico en el agua a medida que se aumenta la cantidad de Biomasa; aún que estadísticamente no existió diferencia entre ellas. En total de la remoción de As en este caso fue en un 48

Los efectos de la alta concentración de arsénico en el agua de consumo de los pozos de la Comarca Lagunera en la parte del estado de Coahuila son de interés económico y para la salud pública. Existen registros de que el problema de hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE), que es una enfermedad producida por el consumo de aguas contaminadas con arsénico azota desde hace ya varios años esta región; así como en muchas regiones de América Latina y el mundo. La profundidad con la que se extrae el agua de los pozos para suministro a la red pública, hace que los niveles de este metaloide rebasen los límites máximos permisibles establecidos por la NOM127-SSA1-1994, que es de 0.025 mg/l y la OMS de 0.010mg/l. La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha realizado investigaciones de la calidad del agua y ha llegado a la conclusión de que 1/10,000 habitantes tiene riesgo de adquirir cáncer de

piel debido a la ingesta diaria de agua con concentraciones de 0.002 mg/L de arsénico (As) (Ilianá et al. 2009).

En un estudio realizado por Ilianá et al. en 2009 se demostró que se puede eliminar del agua de pozo proveniente de LaComarca Lagunera natural el arsénico contenido de manera natural utilizando biomasa. En 2011 Ledezma Tristan et al. utilizaron cascara de melón en la eliminación de cromo VI en solución exitosamente.

Las acciones para disminuir este problema deben estar enfocadas a la corrección y tratamiento de estas aguas, cortando así, el lazo entre agua contaminada y población. Una buena alternativa para el tratamiento de aguas arsenicales es la biosorción del metaloide utilizando biomasa inerte, como es el caso de la cascara de melón, que además de haber demostrado ser un excelente removedor de cromo (VI), es eficiente también para la remoción de arsénico.

VII. CONCLUSIONES

La cascara de melón presento la capacidad de adsorber el arsénico en el agua.

La cascara de melón retuvo el 48.6% del arsénico contenido en el agua.

La remoción de arsénico fue igual estadísticamente a las diferentes concentraciones de cascara de melón.

VIII BIBLIOGRAFIA

- Abia, A.A., Horsfall, M.J. y Aidi, O., 2002, Studies on the use of agricultural by – products for the removal of trace metals from aqueous solution, Journal Application .Science Environmental, 6, 89-95.
- Acemioglu, B. y Hakki, M., 2001, Equilibrium studies on adsorption of Cu(II) from aqueous solution onto cellulose, Journal of Colloid and Interface Science, 243, 81-84.
- Acosta, I. V. López, E. Coronado, J.F. Cardenas y V.M. Martinez. 2010. Remocion de cromo (IV) de sitios contaminados. Agricultura Sostenible, 7, pp 6-12.
- Acosta, I., P. Sandoval, D. Bautista, N. Hernandez, J.F. Cardenas, y V. Martinez 2012, “Bioadsorción de Cromo (VI) por la cáscara de Mamey (*Mammea americana* L.)”, *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 3(2), pp. 1-10.
- Ahalya, N., Ramachandra, T.V., Kanamadi, R.D., 2003, Biosorption of heavy metals, Research Journal of Chemistry and Environment, , 7, 4, 71-79.
- Ahluwalia, S y Goyal, D, 2007, Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater, Bioresource Technology, 98, 2243-2257.
- Ahmed K., Bhattachary, P., Hasan M., Akhter, S., Alam, S.M., Bhuyian , M.A. Imam, M.B., Khan y A., Sracek. 2004, arsenic enrichment in groundwater of th alluvial aquifers in Bangladesh: an overview. Applied Geochemistry 19:1881-200.
- Aksu, Z., Kutsal, T.y Gun, S., 1991, Investigation of biosorption of Cu (II), Ni(II) and Cr(II) ions to activated-sludge bacteria, Environmental Technology, 12, 10, 915-921.
- Albert, A. 1997, Introducción a la Toxicología Ambiental. México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. pp. 177-196
- Albores A., M. E. Cebrián, I. Téllez, B. Valdez. 1979, Estudio comparativo dehidroarsenicismo crónico en dos comunidades rurales de la región lagunera de México 4 Bol Of SundPamm 86-3.
- Appelo, C.A.J., Postma, D.1994, Geochemistry, Groundwater and Pollution. AA

Balkema, Rotterdam.

Armienta MA., Segovia N. 2008, Arsénico y fluoride in the groundwater of Mexico. *EnviroGeochem Health* 30:345-353

Armstrong, H. 1984, Outbreak of Fatal Arsenic Poisoning caused by Contaminated Drinking Water: *Arch Environ Health*. E.E.U.U. 1 (3): 276-278

Arreguim Cortés, F.I., P. Martínez Austria, V. Trueba, 2004, "El Agua en México y su Perspectiva Científica y Tecnológica", en *El Agua en México: una vista desde la academia*, B. Jiménez Cisneros, L.E. Marín, O. Escolero Fuentes, y J. Alcocer (Eds.), Academia Mexicana de Ciencias, México, D.F México, 403 p.

Baker BA, Topliff AR, Messing RB, Durkin D, Johnson JS. 2005, Persistent neuropathy and hyperkeratosis from distant arsenic exposure. *J Agromedicine*;10:43-54

Benítez Ricardo O., Álvarez Jorge A., Dahbar Miguel O., Rivero Silva I., 2008 Alternativas tecnológicas a tener en cuenta para la toma de decisiones frente a la problemática del arsénico en el agua de bebida. Programa Nacional de Minimización de Riesgos por Exposición a Arsénico de Consumo- Res. Ministerial. 253/01 Ministerio de Salud de la Nación

BGS y DPHE. 2001, Arsenic contamination of groundwater in Bangladesh. In: Kinniburgh D.G., Smedley P.L. (eds.) Volume 1: Summary. BGS Technical Report WC/00/19, British Geological Survey.

Bocanegra C. Olga, Bocanegra M. Emilia y Alvarez A. Amilcer. 2002. Arsénico en aguas subterráneas: su impacto en la salud. ISBN 987-544'063-9

Boyer, J. 2000, Fate of Environmental Pollutants. *Arch Environ Health*. E.E.U.U. 3 (3): 178-188

Boyle D.R., Turner R.J.W., Hall G.E.M. 1998, Anomalous arsenic concentrations in groundwaters of an island community, Bowen Island, British Columbia. *Environ. Geochem. and Health*, 20, 199-212.

Cacéres, L., Gruttner, E., Contreras, R. 1992, Water recycling in arid regions-

- Chilean case. *Ambio*, 21,138-144.
- Cantú, M. y H. Garduño, 2004, "Administración de Derechos del Agua: deregularización a eje de la gestión de los recursos hidráulicos", en *El Agua en México: una vista desde la academia*, B. Jiménez Cisneros, L.E. Marín, O.
- Cañizares – Villanueva, O. R., 2000, Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana, *Revista latinoamericana de biomasa microbiana*, 42, 131-143.
- Casery, J.P., *Pulp and Paper*. 1980, *Chemistry and chemical Technology*, Wiley interscience, New York, , Vol I. Edition 3.
- Castro ML. 2004, Arsénico en el agua de bebida de América Latina y su efecto en la salud pública. *HDT - CEPIS/OPS*;95:112.
- Chris, L. et al. 2000, Speciation of key Arsenic Metabolic Intermediates in Human Urine.4a. ed. Zaragoza: Acribia. pp. 5172 – 5177
- Cimino, G., A. Passerini y G. Toscano. 2000. Removal of toxic cations and Cr (VI) from aqueous solution by hazelnut shell, *WaterResearch*: 34 (11) 2955-2962.
- Colodette, J.L. 1980, *Química da Madeira*. Viçosa. UFV. 1989, 50, comp. 4 Ed. 201-338.
- Comisión Nacional del Agua. 2002, *Estadísticas del Agua 2002*
- Comisión Nacional del Agua. 2004. *Estadísticas del Agua 2004*
- Concha, G, et al. 1998, "Exposure to inorganic arsenic metabolites during early human development". *Toxicological Sciences* 44, 185-190.
- Córdova, J., Programa de Ganadería. Quito – Ecuador http://mail.iniapecuador.gov.ec/isis/view_detail.php?mfn=962&qtype=search&dbinfo=CATALO&words=RUMIANTES (consultado el 10 de mayo de 2014)
- Coronado E., V. Lopez, P. Sandoval, J. F. Cardenas, V. Martinez e I. Acosta 2010, "Reducción de Cromo (VI) por la Biomasa de la cáscara de mandarina (*Citrus reticulata*)", *Revista Coecyt Michoacán del IPN*.

BMA22, pp 1-5.

Cullen, W.R., Reimer, K.J., 1989, Arsenic speciation in the environment. *Chem. Rev.*, 89, 713-764.

Dambies L., Vincent T. y Guibal E. 2002, A Treatment of arsenic-containing solutions using chitosan derivatives: uptake mechanism and sorption performances. *Water Res.* vol. 36, 3699-3710.

Dante M. L.; José A. G. 2005. Determinación de arsénico en aguas: diferentes técnicas y metodologías. Área de química analítica. Facultad de química bioquímica y farmacia. Universidad Nacional de San Luis, Argentina. Escolero Fuentes, y J. Alcocer (Eds.), Academia Mexicana de Ciencias, México, D.F., México, 403 p.

Del Razo LM, Garcia Vargaz GG., Vargaz H. 1997, Altered profile of urinary arsenic metabolites in adults with chronic arsenicosis. A pilot study. *Arch Toxicol* 71:211-217.

Dorobná, Z., Waters, S.B, Devesa, V., Harmon, A.W., Thomas, D.J. y Styblo, M. 2005, Metabolism and toxicology of arsenic in human urothelial cell expressing rat arsenic (+3 oxidation state)-methyltransferase. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 207(2):147-159

Driehaus W., Jekel M. y Hildebrandt U. 1998, Granular ferric hydroxide - a new adsorbent for the removal of arsenic from natural water. *J. Water SRT - Aqua* vol. 47, 30-35.

Driss Alami S. B. 2010. Aprovechamiento de Hueso de aceituna Biosorción de iones metálicos. Tesis Doctoral. Universidad de Granada, Departamento de Química

Duygu Ozsoy, H. y Kumbur, H., 2006, Adsorption of Cu(II) ion on cottonball, *Journal of Hazardous Materials*, 136, 3, 911-916.

Edmunds, W.M., Cook, J.M., Kinniburgh, D.G., Miles, D.L., Trafford, J.M. 1989, Trace-element. Occurrence in British Groundwaters. Res. Report SD/89/3, British Geological Survey, Keyworth.

- Elson C.M., Davies D.H. y Hayes E.R. (1980). Removal of arsenic from contaminated drinking water by chitosan/chitin mixture. *Water Res.* 14, 1307.
- Espinola, A. y Adamian, R.; 2000, Gomes, Decontamination of Cadmium from Industrial Liquid Waste by Coconut Fiber, *Developments in Mineral Processing*, L. M. B , 13B, B12b-1-B12b-8.
- Feldman, et al.1979, *Peripheral Neuropathy in Arsenic Smelter Workers*. 3a. ed. Barcelona: Monteniur y Simón. pp. 939-944
- Fengel, D. Wegener, G: Wood 1984, *Chemistry, Ultrastructure Reaction*, Walter de Grayter, Berlin, , 2, 25-35, 184-20, 217-220.
- Fergus, J. F. &Galvis J. 1972, *Areview of arsenic cycle in natyral waters*. *Water Rsources*, 6:1259-1274.
- Fourest, E. y Roux, J., 1992 *Heavy metal biosorption by fungal mycelial by-product: mechanisms and influence of pH*, *Applied Microbiology and Biotechnology*, , 37, 399-403.
- Fuentes D. M., 2005, *Arsénico, elemento de las incrustaciones en las redes dedistribución de agua potable en el norte de México y su desprendimiento*.
- Galvao, c. Y corey, g. *Arsénico-Serie Vigilancia 3*. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. OPS, Organización Mundial de la Salud.
- Garby MS. 1988, *ArsenicPoisoning*. *West J Med*;149:308-15
- Gardea, T. J. L., Cano, A.I., Webb, R., Tiemann, K. y Gutierrez, C. F., 1996, *Copper adsorption by inactivated cells of Mucorrouxii: effect of esterification of carboxyl groups*, *Journal Hazardous Material*, 48, 171–180.
- Garridos, S. 2007, “Planta potabilizadora de agua de lluyiarodada”, *Gaceta IMTA*, N° 3, julio, Instituto Mexicanode Tecnología del Agua.
- Gavrilescu, M., 2004, *Removal of heavy metals from the environment by biosorption*, *Engineering Life Science*, 4, 3, 219-232.

- Gehle K, Harkins D, Johnson D, Rosales-Guevara L. 2000, Case studies in environmental medicine: Arsenic toxicity. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry,;pp:1-42.
- Ghimire K.N., Inoue K., Yamaguchi H., Makino K. y Miyajima T. 2003, Adsorptive separation of arsenate and arsenite anions from aqueous medium by using orange waste. *Water Res.* Vol. 37, 4945-4953.
- Giorgiadis, M., Cai, Y. y Salo, H.M. 2006, Extraction of arsenate and arsenite species from soils and sediments. *Environmental Pollution.* 141 (1): 22-29.
- Gisbert, J. 2004, Intoxicación por Arsénico, en *Medicina General y Toxicología.* 5a. ed. Barcelona: McGRAW Hill Interamericana pp. 206
- Glazer N, Alexander ;Nikaido, Hiroshi. 1998, *Microbial Biotechnology.* Ed. W.H. Freeman and Company. 2da ed. New York. 582 – 590.
- Gonsebatt Me, Vega L., Salazar AM et al. 1997, cytogenetic effects in human exposure to arsenic. *Mutat Res* 386; 219-228.
- Gonzalez- Hita L., Sanchez L., Mata 1991, estudio hidrológico químico e isotópico del acuífero granular de la comarca lagunera. Instituto mexicano de tecnología del agua. Technical Report inedit, jjiutepec.
- González-Sánchez, H.M., D.C. Bautista, P. Sandoval, J.F. Cardenas-Gonzalez, J.F., Martinez, J. Victor e I. Acosta 2010, “Bioadsorción de Cromo (VI) en solución por la cáscara de Naranja (*Citrus Cinensis* Osbeck)”, *Actas Inageq*, 16(1), pp. 93-98.
- Goodman S. y A. Gylman.1991, *Las bases farmacológicas de la Terapéutica.* Editorial Medica Panamericana.
- Gulens, J., Champ, D.R., Jackson, R.E.1979, Influence of redox environments on the mobility of arsenic in ground water. In: Jenne, E.A.(Ed.), *Chemical Modelling in Aqueous Systems.* American Chemical Society, pp.81 .95.
- Guo, T.Z., DeLaune, R.D., Patrick, W.H.1997, The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment. *Environ. Internat*, 23, 305-316.
- Haluk, Ç. I. y Tetis, U., 2001, Biosorption of Ni (II) and Pb(II) by

- Phanerochaete chrysosporium* from a binary metal system- Kinetics, Water SA, , 27, 15-20.
- Hamdi, M., Sánchez, M.A. Beene, L.C., Liu O., Landfear, S.M., Rosen, B.P. y Liu, Z. 2009, Arsenic transport by zebrafish aquaglycoporins. BMC Molecular Biology.10:1004.
- Hammaini, A., González, F., Ballester, A., Blázquez, M. L. y Muñoz, J.A., 2003, Simultaneous uptake of metals by activated sludge, *Minerals Engineering*, 16,723-729.
- Hao, Y., Zhao, Y.yRamelow, G.J., 1994, Uptake of metal ions by non living biomass derived from marine organisms: effect of pH and chemical treatments, *Journal Environmental Science Health*, 29, 2235–2254.
- Haron M.J., Wan-Yunus W.M., Yong N.L. y Tokunaga S. 1999, Sorption of arsenate and arsenite anions by iron (III)-poly (hydroxamic) acid. *Chemosphere*.Vol.39, 2459-2466.
- Heck, J.E., Andrews, A.S., Onega, T., Rigas, J.R., Jackson, B.P., Karagas, M.R. Y Duell, E.J. 2009, Lung cancer in a U.S. population with low to moderate arsenic exposure. *Environmental Health Perspectives*. 117(11): 1718-1723.
- Hopenhayn, R. 1996, Methylation Study of a Population *Environmental Health Perspectives*. Lóndon: Interamericana. pp. 620 –628
- Hsueh, F. 1997, Serum B-carotene Level, Arsenic Methylation Capability, and Incidence of Skin Cáncer. . 4a ed. Zaragoza: Acribia. pp. 589-592
- Hutchins, S.; Davidson, M.; Brierley, J. y Brierley, C. 1986, Microorganism in reclamation of metals.*Annual Review of Microbiology*. Vol. 40: 311-336.
- Iliina Anna; Martínez-Hernández J. L.; Segura Cenicerós, P.; Villareal Sánchez, J. A.; Gregorio-Jáuregui, K.M. 2009. Biosorción de Arsénico en Materiales Derivados de Maracuyá. *Revista Int. Contaminación Ambiental*. Vol. 25 (4): 201-216.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua 2002, Evaluación de la calidad del agua subterránea de fuentes de abastecimiento en acuíferos prioritarios

de la Región Cuencas Centrales del Norte. Informe Técnico. 77 pp y 2 anexos.

IRIS. “IntegratedRiskInformationSystem”
<http://www.epa.gov/iriswebp/iris/index.html> (consultado el 9 de mayo de 2014).

Jaanson, C. M., Guibal, E., Roussy, J., Belanghe, B. y Lecloirec, P., 1996, Vanadium (IV) sorption by chitosan: kinetics and equilibrium, *Water Research*, 30, 3, 465–475.

Juang R.S. y Shao H.J. 2002. A simplified equilibrium model for sorption of heavy metal ions from aqueous solutions on chitosan. *Water Res.* 36, 2999-3008.

Keskinkan, O., Goksu, M. Z.L., Basibuyuk, M., y Forster, C.F., 2004, Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant *Ceratophyllum demersum*, *Bioresource Technology*, 92, 2, 197-200.

Kitayama, K., Suzuki, S., Hori, M., Taktu, M., Aiba, S.I., Majalap-Lee, N.yKikuzawa, K., 2004, On the relationships between leaf-litter lignin and net primary productivity in tropical rain forest, *Oecologia*, 140, 335-339.

Kratochvil, D., Volesky, B. 1998, Advances in the biosorption of heavy metals. *Trends Biotechnology*. Vol. 16, 291–300.

Kuyucak, N. y Volesky, B., 1989, Accumulation of cobalt by marine alga, *Biotechnology Bioengineering*, 33, 809–822.

Ledezma-Tristan, E.; Vargas-Morales, J.M.; Cardenas-Gonzalez, J.F.; Martinez-Juarez, V.M.; Acosta-Rodriguez, I. 2011. Eliminación de Cromo VI en Solución por la Cáscara de Melón (*Cucumis melo* L.). XXI Congreso Nacional de Geoquímica (INAGEQ 2011).

Lee, S.H., C.H. Jung, H. Chung, M.Y. Lee and W. Yang. 1998. Removal of heavy metals from aqueous solution by apple residues, *Process Biochem.* Vol. 33, 205-211.

Leusch, A. y Volesky, B., 1995, Influence of film diffusion on cadmium biosorption by marine biomass, *Journal Biotechnology*, **43**, 1–10.

- Lillo J. 2009, Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas . Grupo de Estudios de Minería y Medioambiente (textos y cursos on-line).
- Liu, J., lu, Y., Wu, Q., Goyer, R.A. y Waalkers, M.P. 2008, Mineral arsenicals in traditional medicines: oropimente, realgar, and arsenolite. *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics*. 326(2):363-368.
- Lui, C, LIN, K. y Kuo, Y. 2003, Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease área in Taiwan. *Science of Total Environment* 313:77-89.
- Macch, G., Marani, D.yTiravanti, G., Uptake of mercury by exhausted coffee grounds, *Environmental Technology*, 1986, 7, 431- 444
- Mackenzie, F. Lantzy, R. Paterson, V. 1979, *Global Trace Metal Cycles and Predictions*. 3a ed. London: Interamericana. pp. 46-48
- Marín, L., E., 2002, "Perspectives on Mexican Ground Water Resources", *GroundWater*, Vol. 40 No.6, p.570-57.
- Marín, S., L., E., *El Agua en México: Retos y Oportunidades*. 2005, Universidad Nacional Autónoma de México, Cd. Universitaria, México, D.F., México.
- Marín, S., L., E., *El Agua en México: Retos y Oportunidades*. 2005, Universidad Nacional Autónoma de México, Cd. Universitaria, México, D.F., México.
- McCarty, K:M. Chen, Y.C., Quamruzzaaman, Q., Rahman, M., Mahiuddin, G., Hsueh, Y.M., Su, L., Smith, T., Ryan, L. y Christiani, D.C. 2007, Arsenicmethylation, GSTT1, GSTM1, GSTP1 polymorphisms, and skin lesion. *Environmental Health perspectives*. 115(3): 341-345.
- McLaren, S.J., Kim, N.D.1995. Evidence for a seasonal fluctuation of arsenic in New Zealand 's longest river and the effect of treatment on concentrations in drinking water. *Environ. Pollut.* 90, 67-73.
- Meng X., Korfiatis G.P., Bang S. y Bang K.W. 2002, Combined effects of anions on arsenic removal by iron hydroxides. *Toxicol. Lett.* Vol. 133, 103-111.

- Molina MA 2004, Estudio hidrogeoquímico en la comarca lagunera, México. M.Sc. Tesis de posgrado en ciencias de la tierra. Universidad nacional autónoma de México. Mexico D.F.
- Mückter, H. Et Al. 1997, Are we Ready to Replace Dimercaprol (BAL) as an Arsenic Antidote: Dossat. Madrid. 3 (1): pp. 159-160
- Mukhopadhyay, R., Rosen, B.P., Phung, L.T. y Silver, S. 2002, Microbial arsenic: from geocycles to genes and enzymes. FEMS Microbiology Reviews. 26: 311-325.
- Murria, G. 1988, Bioquímica de Harper. 11ª . ed. México: Manual moderno. Pp. 160-162.
- Navarro, M., Sanchez, M., Lopez, H., Lopez, M.C., 1993, Arsenic contamination levels in waters, soils, and sludges in southeast Spain. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 50, 356-362.
- Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., 1999, Negative pH, efflorescent mineralogy, and consequences for environmental restoration at the Iron Mountain Superfund Site, California. Proc. Nat. Acad. Sci., USA, 96, 3455-3462.
- NRC, 1999, Arsenic in drinking water. National Research Council, National Academy Press, Washington D.C., 330 pp.
- Núñez R. 1994, Relación entre la biotransformación del arsénico y el desarrollo de tolerancia a sus efectos tóxicos. Tesis de posgrado en toxicología. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional,
- Odozi, T. y Emelike, R., 1985, The sorption of heavy metals with corn cob hydroxylate-red onion skin resins, Journal Applied Polymer Science, 30, 2715-2719
- Okieimen, F. E. y Okundaye, J.N., 1989, Removal of cadmium and copper ions from aqueous solutions with thiolated maize (Zea mays) cob meal, Biological Wastes, 30, 3, 225-230.

- Ortega- Guerrero A. 2003, original and geochemical evolution of groundwater in a closed-basin clayey aquitard. Northern Mexico J. Hydrol 284:26-44.
- Oyarzun, R., Lillo, J., Higuera, P., Oyarzún, J., Maturana, H., 2004. Strong arsenic enrichment in sediments from the Elqui watershed, northern Chile: industrial (gold mining at El Indio-Tambo district) versus geologic processes. J. Geochem. Explor. *In press*.
- Palomo R. M., J. Guillermo M. R. y Uriel F. V. 2007, Desarrollo Sustentable de los Recursos Naturales al Disminuir Riesgos de Contaminación en Actividades Agropecuarias. INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias). Matamoros Coahuila México. CULCyT//Mayo–Junio.
- Pérez-Marín AB, Meseguer- Zapata V, Ortuño JF, Aguilar M, Sáez J & Lloréns M 2007 Removal of cadmium from aqueous solutions by adsorption on orange waste. J. Hazard. Mat. Vol. 139: 122- 131.
- Peters, S.C. y Blum, J.D. 2003, The source and transport of arsenic in a bedrock aquifer, New Hampshire, USA Applied Geochemistry 18:1773-1787.
- Pierce, M.L., Moore, C.B. 1982, Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. Water Res., 16, 1247-1253
- Polo Puente, M. 2009, Análisis de la concentración de arsénico en tres alimentos: papas (*Solanum tuberosum*), zanahoria (*Daucus carota*) y Leche cruda producida en las zonas afectadas por el volcán Tungurahua (Mocha-Quero). Tesis de grado en Bioquímica farmacéutica. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de ciencias Escuela de Bioquímica y Farmacia.
- Pontius, W.F., G. Brown K., And J. Chen C. 1994, Health implications of arsenic in drinking water. Sept., Journal AWWA, pp. 52-78

- Popuri R S, Jammala A, Naga Suresh K, &Abuburi K 2007 Biosorption of hexavalent chromium using tamarind (*Tamarindusindica*) fruit shell a comparative study. *J. Biotechnol.* Vol. 10 (3): 358-367.
- Popuri R S, Jammala A, Naga Suresh K, &Abuburi K 2007 Biosorption of hexavalent chromium using tamarind (*Tamarindusindica*) fruit shell a comparative study. *J. Biotechnol.* Vol. 10 (3): 358-367.
- R., Jackson, B.P., Karagas, M.R. y Duell, E.J. 2009, Lung cancer in a U.S. population with low to moderate arsenic exposure. *Environmental Health Perspectives.* 117 11: 1718-1723.
- Ratnaike, R. 2003, Acute and chronic arsenic toxicity. *Postgraduate Medical journal.* 79 (933): 391-396.
- Raven, K.P.; Jain A. y Loeppert, R.H., 1998, Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite: kinetics, equilibrium, and adsorption envelopes. *Environmental Science and Technology*, 32, pp. 344-349.
- Ray Bettley F. Y O'Shea J.A. 1975, The absorption of arsenic and its relation to carcinoma. *Br J Dermatol*; 92: 563-568.
- Remacle, J., Houba, C. y Ninane, J., 1982, Cadmium fate in bacterial microcosms, *Water Air and Soil Pollution*, 18, 455-465.
- Rosas I. Belmont R., Armienta A., Baez A. 1999, Arsenic concentration in water, soil, milk and forage in Comarca Lagunera, Mexico *Water Air Soil Pollut* 112:133-149.
- Rosen, B.P. y Liu, Z. 2009, Transport pathways for arsenic and selenium: a mini-review. *Environment international.* 35(3): 512-515.
- Roux, J.C., Lhomme, B., Nexton, J., Lenon, G. y Robillon, C., 1990. Biosorption of heavy metal from polluted waters by micellar dead biomasses of filamentous fungus *Rhizopusarrhizus*, *The European Congress of Biotechnology.* Copenhagen, , 325–328.
- Sag, Y. y Kutsal, T., 1995, Biosorption of heavy metals by *Zoogloearamigera*: use of adsorption isotherms and a comparison of biosorption characteristics, *Chemical Engineering Journal and Biochemical*

- Engineering Journal, **60**, 181–188.
- Sarin V & Pant KK 2006 Removal of chromium from industrial waste by using eucalyptus bark. *Biores. Technol.* Vol. 97: 15-20.
- Sato Y., Kang M., Kamei T. y Magara Y. 2002, Performance of nanofiltration for arsenic removal. *Water Res.* Vol. 36, 3371-3377.
- Schoolmeester WL, 1980, White DR. Arsenic Poisoning. *South Med J* 73:198-208.
- Secretaría de Salud. Modificación a la 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. 20 de octubre de 2000. *Diario Oficial de la Federación*.
- Singleton, I. y Simmons, P., 1996, Factors affecting silver biosorption by an industrial strain of *Saccharomyces Cerevisiae*, *Journal Chemical Technology & Biotechnology*, 65, 21–28.
- Sjöström, E., 1981, *Wood Chemistry Fundamentals and Applications*, Academic Press, New York, London, Toronto, Sydney, San Francisco, , 200.
- Smedley P.L., Kinniburgh D.G. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Elsevier Science. *Applied Geochemistry* 17, 517–568.
- Smedley P.L., Kinniburgh D.G., 2002, A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17, 517-568.
- Smedley, P.L., Edmunds, W.M., Pelig-Ba, K.B., 1996. Mobility of arsenic in groundwater in the Obuasi area of Ghana. In: Appleton, J.D., Fuge, R., McCall, G.J.H. (Eds.). *Environ. Geochem. and Health, Geol. Soc. Spec. Publ.* 113. Geological Society, London, pp. 163–181.
- Solari, P., Zouboulis, A.I., Matis, K.A. y Stalidis, G.A., 1996, Removal of toxic metals by biosorption onto nonliving sewage sludge, *Separation science and technology*, 31, 1075–1092.

- States, J.C. Srivastava, S., Chen, Y. y Barchowskys, A. 2009, Arsenic and cardiovascular disease. *Toxicological Sciences*. 107(2): 312-323.
- Stybło, W. 1995, Biological Mechanisms and Toxicological Consequences of the Methylation of Arsenic. *Arch Environ Health*. E.E.U.U. 2 (3): 178-222
- Swiecky C. 2011, Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico HACRE: Módulo de Capacitación. García, Susana Isabel - 1a ed. - Buenos Aires: Ministerio de Salud de la Nación. Programa Nacional de Prevención y Control de las Intoxicaciones.
- Thomas, R. y Macaskie, L.E., 1996, Biodegradation of tributyl phosphate by naturally occurring microbial isolates and coupling to removal of uranium from aqueous solution, *Environmental Science Technology*, 30, 2371–2375.
- URL1 http://Pubchem.ncbi.nih.gov/summary/summary.cgi?sid=14709265&loc=es_rss (consultado el 12 de mayo).
- URL2 http://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/summary/summary.cgi?sid=682138&loc=es_rss (consultado el 20 de mayo de 2014).
- Urrutia, M. y Beveridge, T.J., 1993, Remobilization of heavy metals retained as oxyhydroxides or silicates by *Bacillus subtilis* cells, *Application in Environmental Microbiology*, 59, 4323–4329.
- US EPA 2000, Technologies and costs for removal of arsenic from drinking water. Prepared by International Consultants, Inc. and Malcolm Pirnie, Inc. under contract EPA OGWDW, 68-C6-0039
- Verbych, S., Bryk, M., Chornokur, G. y Fuhr, B., 2005, Removal of Copper(II) from Aqueous Solutions by Chitosan Adsorption, *Separation Science and Technology*, 40, 1749-1759.
- Villarroel, F. 1991, Introducción a la botánica sistemática. 3ª ed. Quinto: norma. Pp. 291-302

Volesky , B. 1990. Removal and recovery of heavy metals by biosorption.En:
Biosorption of Heavy Metals. B. Volesky (ed.) CRC Press. Boca raton,
FL. Pp. 7-44.

Volesky, B. y Holan, Z.R., 1995, Biosorption of heavy metals,
Biotechnology.Progr., 11 , 235-250.

WHO,2001, Environmental Health Criteria 224:Arseenic compounds 2nd edition.
World Health Organisation, Geneva.

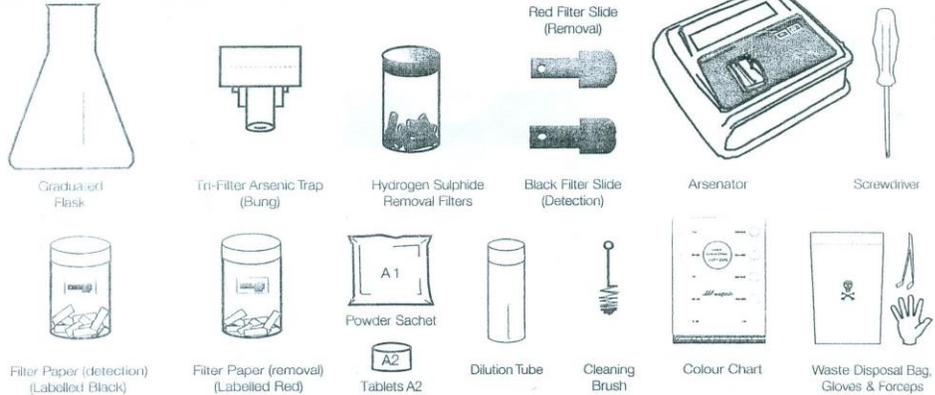
Xu Y.H., Nakajima T. y Ohki A. 2002, Adsorption and removal of arsenic (V) from
drinking water by aluminum-loaded Shirasu-zeolite. J. Hazard Mater. Vol.
92, 275-287.

Yan T., Hu J.Y., Ong S.L., Luo Q.F. y Ng W.J. 2002, Arsenic removal from
household drinking water by adsorption. J. Environ. Sci. Health. Part A.
Vol 37, 1721-1736.

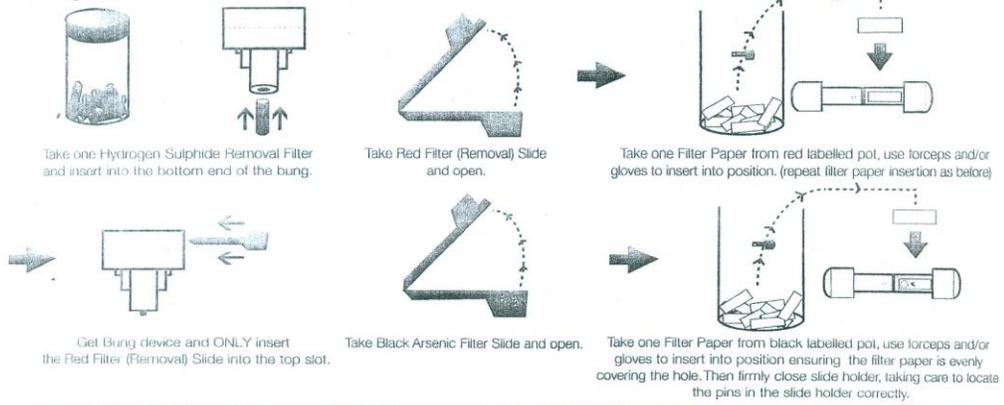
Zinkus, G. A., W. D. Byers y W. W. Doerr, 1998. Identify appropriate water
reclamation technologies. Chem. Eng. Eng. Progr.May: 19-31.

ANEXO I

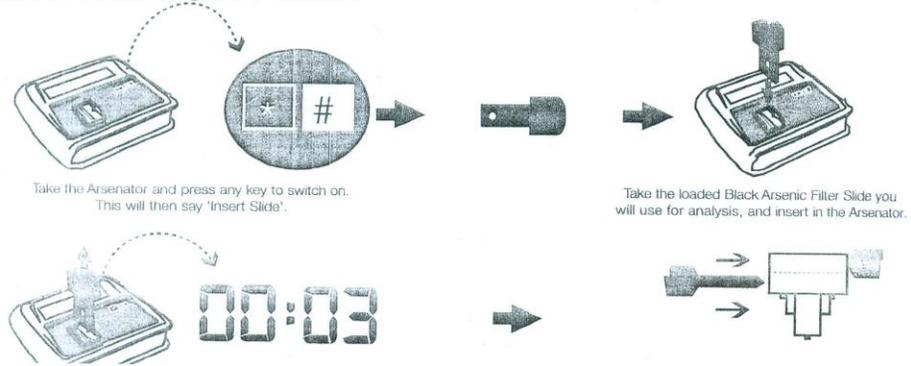
Operation Equipment Key



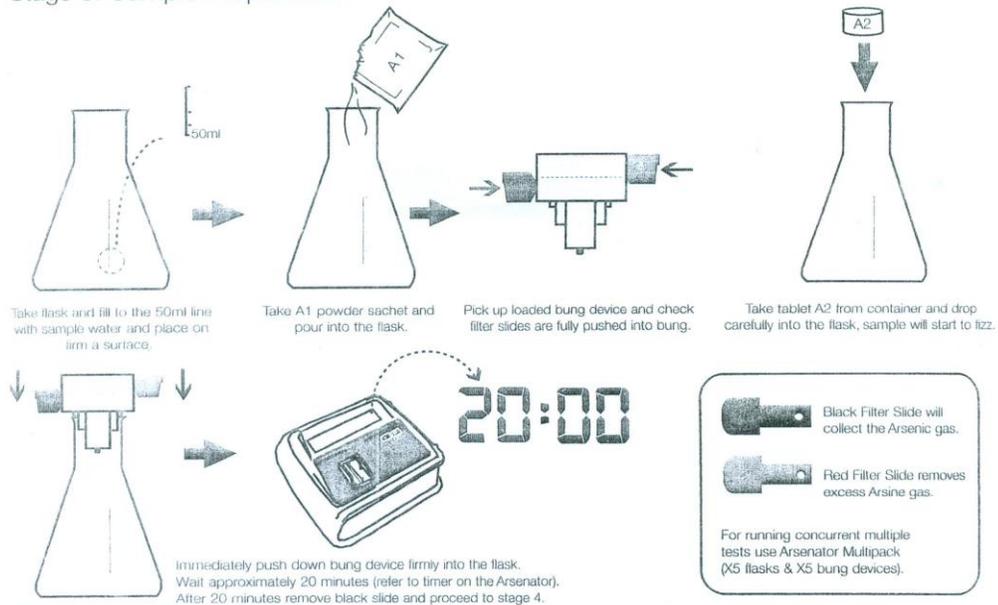
Stage 1: Loading bung device



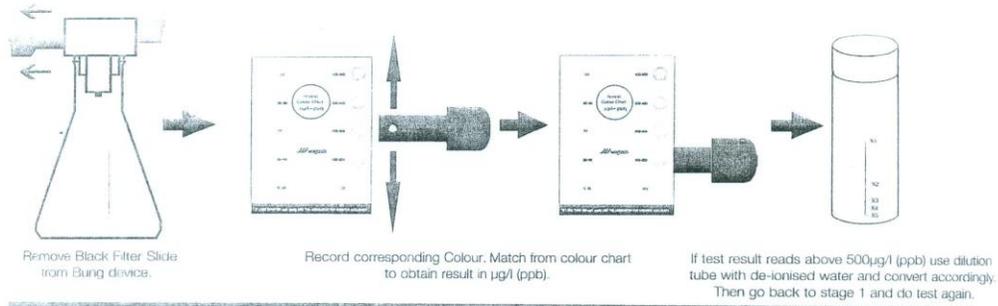
Stage 2: Calibrating the Arsenator



Stage 3: Sample Preparation



Stage 4: Arsenic Measurement



Stage 5: Using the Arsenator

