

CAPÍTULO VIII - 6. REMOCIÓN DE ARSÉNICO

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. FUENTES Y OCURRENCIA DEL ARSÉNICO EN EL AMBIENTE	2
2.1. OCURRENCIA NATURAL	2
2.2. PRODUCCIÓN INDUSTRIAL Y USOS DEL ARSÉNICO	3
2.2.1. <i>Minería</i>	3
2.2.2. <i>Industria</i>	3
2.2.3. <i>Agricultura</i>	4
3. EFECTOS, IMPORTANCIA SANITARIA	5
3.1. ABSORCIÓN, DISTRIBUCIÓN Y EXCRECIÓN.....	5
3.2. MANIFESTACIONES	6
3.2.1. <i>Manifestaciones Agudas</i>	6
3.2.2. <i>Manifestaciones Crónicas</i>	6
4. ZONIFICACIÓN DEL PROBLEMA EN ARGENTINA Y EL MUNDO – ORIGEN	8
4.1. ORIGEN DEL ARSÉNICO EN AGUAS NATURALES DE LA REGIÓN	8
4.2. HIDROARSENICISMO CRÓNICO REGIONAL ENDÉMICO (HACRE).....	9
4.3. LOS CASOS DE INDIA (WEST BENGAL) Y BANGLADESH – UNA TRAGEDIA AMBIENTAL	10
4.3.1. <i>India (West Bengal)</i>	10
4.3.2. <i>Bangladesh</i>	11
5. OXIDACIÓN III A V	13
6. LÍMITES VIGENTES DE ARSÉNICO EN AGUA DE BEBIDA SEGÚN DISTINTOS ORGANISMOS NACIONALES E INTERNACIONALES	14
7. INCERTIDUMBRE EXISTENTE EN LA DETERMINACIÓN DE LOS LÍMITES DE ARSÉNICO EN AGUA DE BEBIDA	15

8. TECNOLOGÍAS DE REMOCIÓN.....	18
8.1. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN	19
8.1.1. <i>Experiencias en las Provincias de Salta y Tucumán</i>	<i>19</i>
8.1.2. <i>Experiencia en la Provincia de Santa Fe.....</i>	<i>21</i>
8.1.3. <i>Experiencia Chilena.....</i>	<i>23</i>
8.2. INTERCAMBIO IÓNICO	25
8.3. ADSORCIÓN: ALÚMINA ACTIVADA, CARBÓN ACTIVADO, HIDRÓXIDO FÉRRICO GRANULAR.....	26
8.4. OSMOSIS INVERSA Y NANOFILTRACIÓN	27
8.5. CARACTERÍSTICAS COMPARABLES ENTRE LOS DISTINTOS MÉTODOS PARA ELIMINACIÓN DEL ARSÉNICO	29
8.6. RESIDUOS	30
9. BIBLIOGRAFÍA.....	32

LISTA DE ILUSTRACIONES

TABLAS

Tabla 1. Sintomatologías de HACRE en distintos países.....	10
Tabla 2. Límites de arsénico en agua de bebida para distintos países y organismos	14
Tabla 3. Efectividad de los distintos procesos para remoción de arsénico	18
Tabla 4. Impacto de los distintos procesos de tratamiento de agua involucrados en el método de coagulación	19
Tabla 5. Dosificación mejores mezclas coagulantes y eficiencias	20
Tabla 6. Plantas de tratamiento II Región (Chile).....	24
Tabla 7. Productos químicos utilizados en las Plantas Salar del Carmen.....	24
Tabla 8. Comparación de distintas tecnologías de remoción de arsénico	29

FIGURAS

Figura 1. Esquema filtro piloto	22
Figura 2. Etapas de tratamiento incluidas en el proceso de coagulación.....	23

1. INTRODUCCIÓN

El Arsénico (As) está presente en pequeñas cantidades en toda la corteza terrestre, bajo la forma de mineral y principalmente como impureza de otros minerales. Además puede estar presente en el agua, el aire y los seres vivos, especialmente los marinos.

Según sean su valencia (trivalente o pentavalente) o sus combinaciones, presentará mayor o menor riesgo para la salud humana. El arsénico que se encuentra en la naturaleza es en gran parte pentavalente, el cual es relativamente poco tóxico; en contacto con el aire y el sudor, da origen a los óxidos de arsénico que son más tóxicos.

El arsénico de origen industrial se da preferentemente bajo la forma trivalente, que es mucho más tóxica para el organismo humano. La combinación del arsénico con otros compuestos químicos altera su toxicidad según la solubilidad del compuesto y según la valencia del arsénico en él, por ejemplo, por combinación con el hidrógeno forma la arsina que es un gas extremadamente tóxico.

El arsénico se usa en la agricultura (plaguicidas), en la industria (acero, cerámica, etc.) y en la extracción o en la purificación de otros minerales. Su importancia, además de su empleo industrial, se debe a su presencia natural en altas concentraciones en el agua de determinadas regiones geográficas y a su empleo como medicamento para determinadas enfermedades de seres humanos y de animales.

Con excepción del arsénico elemental, la absorción de los compuestos arsenicales se realiza con facilidad a través de la piel, los pulmones y el tracto gastrointestinal.

Sus efectos adversos sobre la salud son muy variados y van desde lesiones de la piel hasta cuadros clínicos graves de los sistemas gastrointestinal, circulatorio periférico y nervioso. Es también agente carcinógeno, pues causa cáncer de piel y de pulmón.

Su importancia para la salud ha sido analizada y discutida a través de numerosos estudios desde hace mucho tiempo. Los más antiguos son los relacionados con la contaminación de alimentos, ya sea accidental o intencional, y con los efectos del arsénico en la salud de trabajadores expuestos.

En Argentina existen aguas subterráneas con alto contenido de arsénico, y la ingesta y estudios del efecto tóxico que ésta produce, ha determinado el conocimiento de una enfermedad denominada hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE).

2. FUENTES Y OCURRENCIA DEL ARSÉNICO EN EL AMBIENTE

El As se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza y está presente en muchas actividades laborales.

2.1. OCURRENCIA NATURAL

Rocas y suelos

El Arsénico se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza en un gran número de minerales, entre ellos: Arsenopirita (FeAsS), Loellingita (FeAs_2), Cobaltita (CoAsS), Rejalgar (AsS), Oropimente (As_2S_3).

Los minerales con mayores concentraciones son los arseniuros de Cu, Pb, y Au; y los sulfuros u óxidos de As.

El contenido de As de la corteza terrestre se encuentra entre 1,5 a 2 mg/kg, en situaciones donde hay contaminación se han identificado concentraciones de hasta 40 mg/kg; además el As se encuentra como el vigésimo elemento en abundancia en relación a otros.

Aire

Las materias particuladas en el aire han mostrado contener compuestos tanto de As orgánico como inorgánico. En áreas no contaminadas, las concentraciones de As en aire se aproximan a $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

El uso de productos a base de arsénico, la presencia de plantas industriales y además la contaminación atmosférica, pueden elevar en mucho los niveles encontrados; por ejemplo, se han detectado concentraciones de hasta $1,6 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Agua

El As se encuentra en el agua tanto en su forma orgánica como inorgánica. Las principales especies de As orgánico (ácido monometilarsónico-MMA y ácido dimetilarsínico-DMA) están presentes generalmente en pequeñas cantidades con respecto a las formas inorgánicas, Arsenito y Arseniato.

El As encontrado en aguas oceánicas presenta valores muy bajos, próximos a $0,001\text{-}0,008 \text{ mg}/\text{l}$. En los ríos, su concentración es muy variable y ha sido identificada desde $0,01 \text{ mg}/\text{l}$ hasta $1 \text{ mg}/\text{l}$.

En algunas regiones donde fue identificado el hidroarsenicismo crónico regional endémico, se encontraron concentraciones de 0,21 hasta $12,6 \text{ mg}/\text{l}$, lo que es suficiente para provocar, a largo plazo intoxicaciones en la población.

En general el arsénico se encuentra con mucho más frecuencia en las aguas subterráneas, y dentro de éstas en las aguas freáticas o napas de poca profundidad. Las

aguas con elevado contenido de arsénico son siempre muy alcalinas, con escasa dureza y fuertemente bicarbonatadas.

Biota y Alimentos

El As en plantas de suelos que nunca habían sido tratados con pesticidas que contienen As varió de 0,01 a cerca de 5 mg/kg de peso seco. Plantas que crecieron en suelos contaminados con As pueden contener niveles mas altos, especialmente en las raíces.

En alimentos se lo halla en general en una baja concentración, inferior a 1 mg/kg. En peces marinos se encuentra en un promedio de 5 mg/kg, mientras que las algas marinas usualmente contienen considerables cantidades de As (10 a 100 mg/kg de peso seco).

Algunos alimentos contienen As inorgánico: carnes (75% del As_{total}), aves (65% del As_{total}), lácteos (75% del As_{total}) y cereales (65% del As_{total}). Los pescados, frutas y vegetales contienen principalmente, arsénico orgánico (90% del As_{total}).

Se estima que aproximadamente, el 20% del As total ingerido vía alimentos está en forma inorgánica. El principal aporte dietario de As corresponde a especies orgánicas a través de la ingesta de pescados, mariscos, frutas y vegetales.

2.2. PRODUCCIÓN INDUSTRIAL Y USOS DEL ARSÉNICO

2.2.1. Minería

El trabajo en las actividades mineras, sea del arsénico o de otros metales, representa uno de los más evidentes riesgos para el trabajador. En la minería del arsénico se puede observar concentraciones muy peligrosas; además, como estas actividades están ubicadas en regiones ricas en arsénico, el trabajador que viva en ellas estará muy probablemente también expuesto a desarrollar hidroarsenicismo crónico. Esto es tal vez uno de los mejores ejemplos de la doble exposición del trabajador, o sea, exposición ocupacional y exposición ambiental de alto riesgo al mismo compuesto.

2.2.2. Industria

El As y sus compuestos, principalmente sales y óxidos, están presentes en múltiples actividades industriales para diversos fines y usos, ya sea en bajas cantidades como reactivos o ya sea como componente básico de productos. Las industrias que presentan mayor riesgo por la presencia del arsénico, según su rama o tipo, son las de:

- Cerámica.
- Colorantes.
- Curtiembre.
- Joyería.
- Medicamentos.

- Pinturas.
- Pirotecnia.
- Plaguicidas.
- Preservadores de madera.
- Química (fabricación de ácido sulfúrico, obtención de sales de arsénico, obtención de ácidos de arsénico, purificación del arsénico).
- Vidrio.

2.2.3. Agricultura

Los compuestos de arsénico se usan en la agricultura como herbicidas, insecticidas, esterilizantes del suelo o preservadores de la madera. La exposición ocupacional se da tanto en los individuos que hacen la aplicación de estos productos como en aquellos que posteriormente manipulan los productos contaminados, principalmente en los cultivos de algodón, café, cacao, verduras y vid. En la agricultura las actividades con mayor riesgo de exposición al arsénico son:

- Aplicación de defoliantes.
- Aplicación de plaguicidas.
- Aplicación de preservadores de la madera.

3. EFECTOS, IMPORTANCIA SANITARIA

La Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC) ha clasificado el arsénico en el Grupo I, es decir, como un agente cancerígeno comprobado para seres humanos.

3.1. ABSORCIÓN, DISTRIBUCIÓN Y EXCRECIÓN

El arsénico y sus compuestos se introducen al organismo principalmente por:

- Inhalación de polvos en el aire contaminado, que en el pulmón se absorben en una proporción de un 50% de lo inhalado.
- Ingestión, en donde el sistema gastrointestinal absorbe en promedio el 80% del arsénico; esta cantidad es variable según algunas características del compuesto y del individuo.
- Absorción a través de la piel, aunque no se tienen datos cuantitativos de su capacidad de absorción.

El arsénico, una vez absorbido, se distribuye a través de la sangre por todo el organismo. Algunas horas después se pueden verificar altas concentraciones de él en hígado y riñones. El nivel del arsénico tanto en sangre, como en hígado y en riñones baja rápidamente ya que sufre una veloz eliminación. Pequeñas concentraciones son detectables en cerebro, corazón, útero, pulmón, pelo, dientes, uñas, piel, huesos y músculos.

El arsénico atraviesa la barrera placentaria y produce concentraciones importantes en el feto.

El arsénico inorgánico absorbido sufre en el organismo un proceso de metilación, cambiando a una forma orgánica: la mayor parte del arsénico inorgánico absorbido es eliminado por la orina principalmente en la forma de ácido dimetilarsínico; también se elimina bajo las formas de ácido monometilarsínico y de arsénico inorgánico. Las formas metiladas de arsénico mencionadas son mucho menos tóxicas que el arsénico inorgánico.

Algunos estudios relacionados con dosis-efecto, reflejan variabilidad en la respuesta al empleo de determinada forma química del arsénico; así, las sales en forma de arsenito tienen su excreción principal por la vía biliar, mientras que los compuestos en forma de arsenato, se eliminan principalmente por vía renal. Igualmente, el arsénico presente en peces y crustáceos marinos (está bajo una forma orgánica compleja) parece que en el hombre es absorbido extensivamente pero eliminado rápidamente bajo la forma del compuesto organoarsenical original intacto y aparentemente no representa un riesgo para la salud.

Este antecedente debe tenerse en cuenta para la correcta interpretación de los resultados o para recomendar la abstención de ingerir alimentos marinos por 2 ó 3 días antes de alguna toma de muestra de orina programada.

La vida media del arsénico en el hombre ha sido calculada en 10 horas para las formas inorgánicas, 30 horas para las formas orgánicas y 20 horas para las formas provenientes de los alimentos del mar. Se acumula en uñas y pelo, lo que hace que éstos sean de importancia en el análisis toxicológico.

El arsénico en general no se presenta en altas concentraciones en los tejidos de los organismos vivos, aunque puede contaminar las cadenas alimentarias.

En muchas especies animales el arsénico parece actuar como protector de los efectos tóxicos del selenio. La exposición conjunta a arsénico y plomo presenta efectos aditivos en los tejidos respiratorios y en el sistema nervioso central.

3.2. MANIFESTACIONES

Las manifestaciones clínicas de las intoxicaciones con arsénico pueden ser agudas o crónicas.

Las intoxicaciones que se puedan presentar en la población general, salvo situaciones de accidentes o contaminaciones masivas, por ejemplo de alimentos, en general suelen ser de carácter crónico. En la población ocupacional es frecuente encontrar tanto intoxicaciones agudas como crónicas muy características.

3.2.1. Manifestaciones Agudas

La intoxicación aguda es generalmente accidental, si bien todavía se describen casos de suicidio y homicidio por uso del arsénico.

Presenta dos tipos de manifestaciones principales: gastrointestinales (vómitos, diarrea y dolores abdominales) y nerviosas (cefalea, crisis convulsiva y pérdida del conocimiento), estos signos y síntomas pueden presentar distintas intensidades

La dosis letal de arsénico, especialmente inorgánico, es baja (DL50 oral para ratas de 8 a 48 mg/kg, 70 a 180 mg para humanos según la OMS) y puede ocurrir la muerte dentro de las 48 horas después de la ingestión.

Algunas manifestaciones subagudas suelen ocurrir cuando el individuo se encuentra en ambientes con elevadas concentraciones de arsénico. Se destacan la dermatosis arsenical; la parálisis dolorosa de los extensores; tos; dolor de tráquea; conjuntivitis; laringitis e irritación de la mucosa nasal.

3.2.2. Manifestaciones Crónicas

Las manifestaciones crónicas son, desde el punto de vista epidemiológico, las más importantes porque son las que más frecuentemente se observan en poblaciones ocupacionales y no ocupacionales expuestas al arsénico. Estas manifestaciones se dan en varios órganos.

- *Lesiones en la piel*

La piel es un órgano crítico muy comúnmente afectado en las intoxicaciones arsenicales crónicas. Estas lesiones se ubican en la mayoría de las veces en las palmas de las manos y en las plantas de los pies y están constituidas por ulceraciones simétricas, hiperqueratosis e hiperpigmentación.

Este tipo de cuadro ha sido descrito en Argentina, Chile, China, Japón y México, donde hay regiones con arsenicismo crónico causado por la ingestión de agua contaminada naturalmente.

Estos mismos tipos de lesiones han sido descritos en otras situaciones, tales como la exposición ocupacional prolongada y el uso de medicamentos conteniendo arsénico. En casos graves se han descubierto lesiones en el abdomen, tórax y espalda.

Estas lesiones, asociadas a la concentración del arsénico en la piel, pueden terminar por transformarse en carcinomas. El arsenicismo produce una línea blanca en las uñas, que es como una señal característica de la intoxicación.

- *Lesiones de mucosas*

El desarrollo de una conjuntivitis puede terminar en necrosis y ulceración de la córnea. La irritación de las mucosas del aparato respiratorio comúnmente origina la perforación del tabique nasal en su porción cartilaginosa.

- *Lesiones en el sistema nervioso*

Otro síntoma característico del arsenicismo crónico es el desarrollo de una neuritis periférica que afecta preferentemente las extremidades inferiores y se caracteriza por la simetría de los síntomas motores.

- *Efectos carcinogénicos*

Estudios epidemiológicos han demostrado la asociación entre el arsenicismo crónico y el cáncer de piel, de riñón, de vejiga y de pulmón. El papel del arsénico en el desarrollo de cáncer en otros órganos como el hígado y los nódulos linfáticos, no está todavía bien estudiado, pero hay grandes posibilidades de que así sea, así como se logró demostrar el efecto carcinogénico del arsénico en zonas de hiperqueratosis.

- *Efectos teratogénicos y genéticos*

Algunas alteraciones teratogénicas han sido demostradas en estudios experimentales y, aunque no hayan sido comprobadas en el hombre, es probable que esto suceda, ya que el arsénico traspasa la barrera placentaria.

Se han observado mutaciones y alteraciones cromosómicas en pacientes sometidos a tratamientos mediante medicamentos arsenicales. Este mismo tipo de alteraciones ha sido comprobado experimentalmente.

4. ZONIFICACIÓN DEL PROBLEMA EN ARGENTINA Y EL MUNDO – ORIGEN

En el mundo son pocas las regiones con la problemática de la presencia de As en las aguas, pudiéndose nombrar a México, Chile, Taiwan y Argentina; en la última década el problema tomó matices de desastre en Bangladesh e India (West Bengal) como se describirá posteriormente.

En la República Argentina las provincias mas afectadas son: Salta, La Pampa, Córdoba, Santa Fe, Chaco, Buenos Aires y Santiago del Estero.

4.1. ORIGEN DEL ARSÉNICO EN AGUAS NATURALES DE LA REGIÓN

La presencia de As en aguas naturales puede derivar de las condiciones geológicas y de las actividades antrópicas que se desarrollen en la región. En América del Sur el origen es fundamentalmente geológico.

En América del Sur fueron emitidos volúmenes importantes de As durante la actividad volcánica del período Cuaternario en la zona de la actual Cordillera de los Andes (el As es un componente habitual de las emanaciones volcánicas). Esa actividad fue muy intensa en la zona del Altiplano, en una región que abarca a parte de Argentina, Chile, Perú y Bolivia.

En estado mineral el As es soluble en agua, tanto más cuanto mayor es la alcalinidad de la misma. Por esta causa no siempre se encuentra As en las aguas en contacto con suelos que lo contienen.

Aparece en concentraciones importantes en las aguas de los cursos superficiales que se originan sobre materiales volcánicos en hoyas de la Puna y en las aguas subterráneas y manantiales que mantienen contacto prolongado con esos materiales.

Los cuerpos superficiales que presentan mayor contaminación con As en la región son:

- | | |
|--|------------------|
| • Ríos Toconce y Hojalar (Chile) | 0,60 a 0,90 mg/l |
| • Ríos Rosario y Pastos Chicos (Jujuy, Argentina) | |
| • Río San Antonio de los Cobres (Salta, Argentina) | 0,3 a 8 mg/l |
| • Río Curibaya (Perú) | 0,50 mg/l |
| • Río Locumba (Perú) | |
| • Laguna Lejía (Altiplano Chileno) | 38 mg/l |

También aparece As en aguas subterráneas de la Región Pampásica Argentina, en la zona de llanura lejos de la Puna.

Se estima como posible origen del As en acuíferos muy profundos a los ambientes lagunares que durante el Período Cuaternario contaron con aportes de sólidos en suspensión provenientes de la Puna y de las sierras Peripampásicas, que se concentraron por evaporación y por la escasa pendiente del terreno de la Región Pampásica.

La explicación de su presencia en acuíferos menos profundos considera su posible origen en interestratificaciones de cenizas volcánicas, en el subsuelo, llevadas antiguamente a la zona por acción eólica. Otra explicación se basa en la descarga desde la Puna hacia la Región Pampásica de los sistemas lagunares desarrollados en la Puna a comienzos del Período Cuaternario.

4.2. HIDROARSENICISMO CRÓNICO REGIONAL ENDÉMICO (HACRE)

La contaminación natural de aguas para abastecimiento público con arsénico en algunas regiones de América ha generado una gran cantidad de casos confirmados de intoxicación. La constancia con que se ha observado este fenómeno en localidades de Argentina, Chile y México, constituye un problema de salud pública de gran significación.

En el año 1888 Hutchinson había referido queratosis y cáncer de piel asociado al arsénico en Londres.

En Argentina, el Dr. Mario Goyenechea fue el primero que sospechó, ya en el año 1913, que el arsénico era el causante de una enfermedad que afectaba a los habitantes de Bell Ville en la Provincia de Córdoba, por lo cual en un primer momento se conoció como “Enfermedad de Bell Ville” (2,8 mg/l de concentración de arsénico en las aguas).

En el año 1917 el Dr. Ayersa hace el llamado de atención ante la Facultad de Ciencias Médicas de Córdoba sobre el gran número de afectados y la importancia real que tenía el problema denominándolo como “arsenicismo regional endémico” o también conocido como “mal de Ayersa”.

En el año 1945 el Dr. Enrique Tello propone la denominación de “Hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE)”. A partir del estudio de los casos de hidroarsenicismo en otras regiones del mundo (México, Chile, Taiwan), Tello expresa a partir del año 1975 una nueva denominación “Hidroarsenicismo crónico regional endémico argentino (HACREA)”. Dicho concepto se fundamenta en que cada una de las regiones estudiadas tiene alguna manifestación en común y de diferente grado, pero existen otras sintomatologías para establecer diferencias fundamentales entre cada una de ellas, por lo cual sugiere que hay un típico hidroarsenicismo crónico regional endémico argentino (HACREA), uno chileno, otro taiwanés y otro mexicano, tal como se observa en la **Tabla 1**:

Astolfi y colaboradores en el año 1982 después de una investigación, dieron a conocer que la procedencia de los enfermos con lesiones características como la queratosis palmoplantar, melanodermia y epitelomas, era de una misma zona, en donde se constató una concentración del arsénico en el agua de hasta 0,80 mg/l. De cien pacientes estudiados, todos presentaban grados variables de diversos tipos de lesiones (hiperhidrosis, melanodermia, hiperqueratosis, infección, ulceración y cáncer).

	Argentina	México	Chile	Taiwán
Fuente de Intoxicación	Hídrica	Polución Atmosf.-Pozos	Hídrica (ríos)	Hídrica (pozos)
Edad de aparición	Adultez	5 – 14 años	Niñez	Adultez
Meladodermia	Sí	Sí	Sí	Sí
Queratodermia	Sí	Sí	Sí	Sí
Epiteliomas-Carcinomas	Múltiples	No	Escasos	Múltiples
Necrosis	No	Perforación del tabique nasal	Perf. Tab. Nasal Enf. De Raynaud	Black Foot
Nivel socio-económico	Bueno	Malo	Pobre	Pobre

Tabla 1. Sintomatologías de HACRE en distintos países

El estudio de la relación entre la gravedad de la lesión presentada y la edad y tiempo de exposición, demostró una clara asociación entre las lesiones más graves con un mayor tiempo de exposición, ya que un 100% de los casos que presentaban cáncer tenían por lo menos 40 años de edad. Se verificaron datos importantes de la historia natural de la enfermedad por el arsénico, que muestran la evolución de las lesiones desde formas más benignas (hiperhidrosis) hasta formas graves como el cáncer, que suele surgir en individuos expuestos prolongadamente.

Los síntomas del HACRE se pueden dividir en 3 etapas según las manifestaciones cutáneas:

- 1ª Etapa: Queratodermia palmo-plantar simétrica con hiperhidrosis.
- 2ª Etapa: Melanodermia en gotas.
- 3ª Etapa: Período final y complicaciones; ulceraciones en piel que terminan por transformarse en carcinomas (Cáncer de Hutchinson).

La melanodermia aparece después de uno a veinte años de exposición y se manifiesta como máculas de 2 a 10 mm en “gotas de lluvia”. Se localiza preferentemente en tronco y dorso. Si bien es uno de los tres signos clásicos del HACRE no es obligado o sería menos frecuente.

Dentro de las manifestaciones no cutáneas del hidroarsenicismo tenemos la afectación de distintos sistemas: nervioso, hematopéyico, alimenticio y respiratorio. Todas estas manifestaciones del HACRE coinciden con gran frecuencia con carcinomas de órganos internos: pulmón, próstata, colón, vejiga, laringe.

4.3. LOS CASOS DE INDIA (WEST BENGAL) Y BANGLADESH – UNA TRAGEDIA AMBIENTAL

4.3.1. India (West Bengal)

Una tragedia ambiental se está desarrollando en West Bengal (India) donde una gran población está tomando agua contaminada con arsénico y se ha informado un alarmante número de casos de toxicidad asociados con la ingestión de agua de bebida.

La fuente de contaminación es geológica. Se encontró arsénico en el agua subterránea por encima de los 50 µg/l (el standard corriente para agua de bebida en la mayoría del mundo) en 7 de los 16 distritos y West Bengal. Los 7 distritos afectados de West Bengal tienen una población de más de 34 millones de habitantes, y un área de 37.493 Km².

Investigadores en West Bengal sospechan que al menos 800.000 personas han estado consumiendo agua contaminada con arsénico. Están siendo descubiertas nuevas regiones con contaminación con una población potencialmente expuesta de más de 1.000.000 de habitantes.

La duración de la exposición al arsénico en India es incierta, pero se piensa que el problema comienza en los finales de los años 60 cuando comenzaron las perforaciones de pozos como parte de un amplio plan de irrigación del estado. Debido a que el agua subterránea extraída era más limpia que la proveniente de lagunas y el contaminado río Ganges, muchos habitantes comenzaron a usar el agua proveniente de los pozos.

La contaminación del agua subterránea con arsénico fue primeramente detectada en 1978, y el primer caso de envenenamiento con arsénico fue informado en los comienzos de los años 80. La mayoría de las villas afectadas están localizadas a lo largo del lado oeste del río Ganges.

Un reconocimiento realizado a regiones con niveles mayores de 50 µg/l, indica que la concentración de arsénico fue generalmente entre 50 µg/l a 500 µg/l en el agua de bebida, sin embargo se alcanzaron concentraciones cercanas a los 3000 µg/l en algunas villas.

Los efectos a la salud más prevalentes encontrados en la población estudiada fueron queratosis e hiperpigmentación.

Como dato adicional a esta realidad conviene citar que la India tiene 17 millones de personas afectadas por tuberculosis 7 millones afectadas por enfermedades diarreicas y 2 millones por malaria, lo que grafica la situación sanitaria y el problema de arsénico debe ubicarse dentro de este contexto.

4.3.2. Bangladesh

Bangladesh está en el centro de los que algunos expertos dicen podría ser el envenenamiento en masa más grande de la historia.

El desarrollo de la crisis es la consecuencia de un colosal programa de agua segura que ha fracasado. Por 25 años, el gobierno junto con UNICEF y otros grupos de ayuda han hecho hincapié sobre las enfermedades derivadas de obtener agua de las lagunas existentes, y ayudaron a dichos pobladores en la construcción de pozos profundos. La ocurrencia natural de arsénico que contamina estas fuentes fue pasado por alto.

Hasta los años 70, la mayoría de las villas tomaban agua de pozos poco profundos excavados a mano o de lagunas naturales que frecuentemente compartían con los baños de las vacas. El cólera y enfermedades diarreicas se transmitían en esta agua y cada año ocurrían cientos de miles de muertes originadas en los jarros de barro con que los pobladores transportaban el agua de bebida. Para muchos, la solución a este problema de mortalidad fueron simples construcciones llamadas perforaciones subterráneas.

UNICEF fue el principal impulsor de la construcción de estos pozos, creando sus propios diseños y proveyendo los materiales al gobierno de Bangladesh, el cual, por otro lado, pagaba los costos de excavación. Esta sociedad Unicef-gobierno construyó 1 millón de perforaciones; de 2,5 a 3 millones más de perforaciones fueron realizadas en forma particular, algunas con préstamos a largo plazo de otras agencias de ayuda.

“Nunca, o por lo menos hasta ahora, nadie esperaba que se encontrara arsénico en el agua subterránea” (Un funcionario del proyecto UNICEF para agua en Bangladesh).

Mientras algunos expertos culpan ahora a la UNICEF por la no realización de un exhaustivo muestreo, no hay que negar que el programa de perforaciones salvó millones de vidas. Hay una coincidencia general que las tasas de mortalidad por diarreas ha disminuido drásticamente.

5. OXIDACIÓN III A V

Es importante determinar el estado en que se encuentra el arsénico en el agua, ya que su toxicidad está en relación directa a su grado de ionización, cuanto mayor es éste más intensa es su acción tóxica.

Aún no se han profundizado lo suficiente los estudios conducentes a determinar el estado en que se halla el arsénico en las aguas, sean superficiales o del subsuelo. En aguas bien oxigenadas podría hallarse como arseniato, mientras que en las subterráneas y en atmósferas reducidas su estado sería como arsenito.

Las sales arseniosas son más difíciles de abatir que los arseniatos.

El estado de oxidación del arsénico en el agua depende del potencial redox. En aguas superficiales, en presencia de oxígeno, el arsénico está predominantemente como pentavalente, mientras que en condiciones reductoras, particularmente en aguas profundas el arsénico predomina como trivalente.

La EPA informa que en aguas de bebida suministradas por servicios que utilizan cloración, todas las sales de arsénico han sido encontradas en forma pentavalente, como resultado de la oxidación por el cloro libre.

Es bien conocido a partir de estudios de exposición aguda que el arsénico trivalente es más tóxico que el arsénico pentavalente (de 3 a 20 veces más tóxico). Estudios recientes han mostrado que en los niveles ambientales, el arsénico pentavalente es rápidamente convertido a arsénico trivalente en la sangre.

La metilación del arsénico trivalente parece ser la vía de detoxificación en mamíferos. Las formas simples metiladas de arsénico, son menos tóxicas que las formas inorgánicas.

6. LÍMITES VIGENTES DE ARSÉNICO EN AGUA DE BEBIDA SEGÚN DISTINTOS ORGANISMOS NACIONALES E INTERNACIONALES

En la **Tabla 2** se indican los límites de arsénico para agua de bebida para distintos organismos nacionales e internacionales. En algunos casos se expresa claramente en la normativa respectiva que son límites provisorios sujetos a revisión periódica.

En todos los casos expresan el contenido total de arsénico, sin distinguir su especiación.

Organismo	Límite de arsénico en agua de bebida	Observaciones
Nacionales		
CAA	50 µg/l	
COFES	50 µg/l	
Pcia. de Santa Fe	100 µg/l (Obligatorio) 50 µg/l (Recomendado)	El límite recomendado es aquel a alcanzar en condiciones normales de operación
Internacionales		
CANADA	25 µg/l	Límite máximo aceptable provisorio
BANGLADESH	50 µg/l	
ALEMANIA	10 µg/l	
FINLANDIA	10 µg/l	
CEE	50 µg/l	
OMS	10 µg/l	Para un riesgo adicional de cáncer de piel de 6×10^{-4}
USEPA	50 µg/l	Se esta estudiando llevarlo a valores que oscilan entre 2 µg/l y 20 µg/l

Tabla 2. Límites de arsénico en agua de bebida para distintos países y organismos

7. INCERTIDUMBRE EXISTENTE EN LA DETERMINACIÓN DE LOS LÍMITES DE ARSÉNICO EN AGUA DE BEBIDA

A partir de los datos existentes, se concluye que hay una gran incertidumbre asociada con los efectos a la salud humana cancerígenos y no cancerígenos, y consecuentemente en la evaluación del riesgo por arsénico. Algunas de estas, se relacionan con el arsénico en general y otras son específicas del estudio realizado en Taiwan para poder cuantificar el riesgo.

El modelo de multietapas empleado por la EPA para predecir la incidencia de cáncer de piel como una función de la concentración de arsénico en el agua de bebida utilizó los datos provistos por los estudios realizados por Tseng et al. (1968) y Tseng (1977) en Taiwan, sobre los cuales como se dijo existen ciertas dudas.

Incetidumbre de orden general

El arsénico puede estar en forma orgánica o inorgánica. La forma inorgánica está asociada con los efectos a la salud descritos en los ítems anteriores; mientras que la forma orgánica, la cual se encuentra frecuentemente en pescados y algunos alimentos de mar, parece ser menos tóxica.

Se han presentado argumentaciones de que el arsénico es un elemento esencial con un requerimiento nutricional de 12 a 25 $\mu\text{g}/\text{d}$ (Uthus, 1994). Estudios en ratas, hámsters, cabras y pollos indican que es esencial para un normal crecimiento y desarrollo.

Recientes datos provenientes de pacientes de diálisis sugieren que los pacientes con bajos niveles de arsénico en suero, son mas susceptibles a afecciones vasculares y cáncer (Mayer et al., 1993). Sin embargo, son necesarios mas estudios en esta área.

El arsénico puede ser detoxificado a bajos niveles de exposición. Factores genéticos, dietarios y estilo de vida acrecientan o inhiben el potencial proceso de detoxificación de arsénico en humanos. Estudios preliminares en México indican que personas que fueron expuestas crónicamente a altas concentraciones de arsénico ($>400 \mu\text{g}/\text{l}$) lo metabolizarán en forma diferente a aquellas expuestas a bajos niveles ($<20 \mu\text{g}/\text{l}$).

Los estudios epidemiológicos de tipo ecológico no determinan una relación causa y efecto entre la exposición a arsénico en agua de bebida y cáncer de piel.

Considerando los datos de genotoxicidad (cambios a nivel de cromosomas y DNA), información de exposición, datos de cáncer animal e incidencia de cáncer de piel, el modelo multietapas puede no ser el modelo apropiado para estimar el potencial carcinógeno. Algunos pocos autores expresan que los datos disponibles pueden ser utilizados para avalar un posible modelo con umbral (hay una dosis debajo de la cual un efecto cancerígeno podría no ocurrir).

Incetidumbre en el estudio de Taiwan

Las concentraciones de arsénico consumidas por los taiwaneses no son conocidas. En el estudio de Taiwan, las concentraciones de arsénico se determinan por villa, algunas de las cuales contienen mas de un pozo. Una medición fue tomada de cada pozo, con los

resultados promediados para estimar la concentración de arsénico para cada villa. Luego, la dosis individual no pudo ser determinada.

Existen algunas dudas acerca del método analítico usado en el estudio de Taiwan para medir los niveles de arsénico en el agua. Un reciente análisis del método usado demostró que el mismo posee un límite de detección en un rango de 50 µg/l a 100 µg/l. Por lo tanto concentraciones menores que se han informado no son seguras. Esto impacta directamente sobre el riesgo estimado.

El agua consumida en Taiwan contiene otras posibles sustancias causantes de cáncer, además del arsénico.

El estado nutricional de los taiwaneses es bien conocido, en general sus dietas tienden a ser deficientes en proteínas; esto puede comprometer su capacidad para destoxicificar el arsénico. Además, hay otras fuentes de arsénico en la dieta de los taiwaneses tales como camotes y arroz.

Los científicos de la EPA han intentado por mas de una década obtener los datos originales para evaluar la calidad y seguridad de los resultados informados, sin éxito alguno. Luego, la seguridad se basa solamente en los datos publicados.

Otros aspectos a tener en cuenta

Tener presente, como lo aclara la OMS, que “.....los valores guías para sustancias carcinógenas han sido definidas en base a modelos matemáticos que no pueden ser verificados experimentalmente.....en el mejor de los casos, estos valores deben ser tomados como estimaciones gruesas de riesgo de cáncer”.

La mayor parte de los estudios epidemiológicos informan alto riesgo de cáncer para exposiciones a concentraciones bastante mayores que 0,05 mg/l (0,15 a 0,20 mg/l). Existen pocos datos sobre efectos crónicos de concentraciones del orden de 0,10 mg/l alrededor del cual “podría” encontrarse el umbral de exposición que postulan algunos pocos investigadores.

La falta de información epidemiológica y toxicológica llevaría a evaluar la necesidad de ampliar y sistematizar la investigación de las condiciones locales, sin omitir la caracterización arsenical (orgánico, inorgánico, trivalente, pentavalente), así como la influencia de los hábitos de vida y alimentación, estado nutricional y sanitario general.

Como resumen a la incertidumbre y otros aspectos a tener en cuenta en la fijación de límites de arsénico para agua de bebida se transcriben algunas ideas de la fundamentación que se da en las Normas de Calidad de Agua Potable de Canadá al valor fijado de 25 µg/l como concentración provisoria máxima admisible (IMAC):

El límite fijado debe ser medible y alcanzable a un costo razonable.

La máxima concentración aceptable (MAC) se designa como provisoria debido a que el riesgo de cancer de piel asociado con la ingestión de agua de bebida conteniendo arsénico en la concentración provisoria máxima aceptable (IMAC) es mayor que el rango en que el riesgo es generalmente considerado despreciable.

Basados en la incidencia de cáncer de piel en hombres en Taiwan, el riesgo de cáncer estimado de por vida asociado con la ingestión de agua conteniendo arsénico con IMAC es de $9,0 \times 10^{-4}$. Sin embargo, este valor puede sobrestimar el riesgo actual en poblaciones de Norte América debido a exposiciones a otros compuestos en el agua de Taiwan y posibles deficiencias alimentarias de la población taiwanesa.

Además, solamente una pequeña proporción de los cánceres de piel inducidos por el arsénico son fatales (1 al 14%). Sin embargo, hay evidencia reciente que cánceres de órganos internos han sido asociados con la ingestión de aguas contaminadas con arsénico.

Hasta tanto se encuentren disponibles datos definitivos, estos cánceres no serán considerados en la cantidad estimada de riesgo.

El IMAC deberá ser revisado periódicamente en vista de los desarrollos en las tecnologías de tratamientos y datos adicionales en riesgo a la salud asociados con exposiciones a arsénico en agua de bebida.

8. TECNOLOGIAS DE REMOCIÓN

La reducción del contenido de arsénico total en aguas puede hacerse utilizando variadas tecnologías. Las tecnologías mas utilizadas incluyen coprecipitación y adsorción sobre flóculo, intercambio iónico, adsorción sobre carbón activado o alúmina activada, procesos de membrana como la ósmosis inversa, ablandamiento con cal y electrodiálisis.

La concentración de arsénico residual para cada una de ellas es diferente y en la elección del método de remoción deberá considerarse la meta que se desea alcanzar, el costo asociado a ella y la real factibilidad de monitorear esta meta, es decir, disponer de técnicas analíticas con límite de detección adecuado.

En casi todos los tratamientos de desarsenización se ha hallado que el As (V) es mas fácil de extraer que el As (III).

Se ha encontrado que 1 mg/l de cloro oxida el As (III) a As (V) en el rango de pH entre 6 y 10, la oxidación de 100 µg/l de As (III) por 1 mg/l de cloro se consigue en una hora, reduciéndose el valor original de As a 5 µg/l. Mientras que utilizando 1 mg/l de cloro combinado (cloramina) se oxida aproximadamente un 45% del As (III) a pH entre 6 y 10.

La presencia de hierro y/o manganeso en su forma reducida dificulta y retrasa la oxidación del As.

En la **Tabla 3** se indican los rangos de remoción de arsénico utilizando distintas tecnologías. En el mismo se aprecia claramente la mayor eficiencia de los procesos cuando se trata de arsénico en su forma pentavalente.

	Coagulación		Intercambio Iónico	Adsorción (Alúmina, Carbón)	Ósmosis Inversa	Electrodiálisis
	Al ₂ (SO ₄) ₃	FeCl ₃				
As (III)	0 a 20%	40 a 70%	20 a 40%	40 a 70%	70 a 80%	70 a 80%
As (V)	70 a 80%	80 a 100%	80 a 100%	80 a 100%	80 a 100%	80 a 100%

Tabla 3. Efectividad de los distintos procesos para remoción de arsénico

Los principales requerimientos para determinar una adecuada técnica de remoción de arsénico del agua de bebida son:

- Operación segura con respecto al máximo nivel contaminante de arsénico permitido.
- Eficiencia.
- Proceso simple para ser aplicado en pequeñas comunidades.
- Costo asociado a la técnica de remoción.
- Factibilidad de monitorear la meta a alcanzar (disponer de técnicas analíticas con límite de detección adecuado).

- Mínima masa residual de desecho contaminado con arsénico.

8.1. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

Este proceso remueve el arsénico a través de fenómenos de adsorción química y remoción de partículas, la oxidación previa de arsenito a arsenato es una etapa importante del tratamiento (la adsorción de los iones de As(V) es 20 veces mayor que en el As(III)).

La coagulación con sulfato de aluminio o cloruro férrico no remueve en forma tan eficiente el arsénico trivalente como en el caso del arsénico pentavalente. El As(III) podría ser removido del agua por coagulación y/o ablandamiento con cal y/o soda, si antes del tratamiento el As(III) se oxida a As(V). El proceso previo de precloración antes del tratamiento convencional, produce una remoción del As(III) similar a aquella alcanzada para As(V) con el mismo proceso de tratamiento.

Después de la oxidación el As(V) se adsorbe en los flóculos de hidróxido de Al o de Fe formados por la floculación de coloides presentes en la masa de agua.

Durante la coagulación la adición al agua de coagulantes en base a Al o Fe facilita la conversión de las especies de As(V) y As(III) en productos de reacción insolubles, lo que facilita su subsiguiente remoción del agua por sedimentación o filtración.

En la **Tabla 4** se indican los posibles procesos intervinientes en el método de coagulación y el impacto o efecto que dicho proceso produce.

Proceso	Impacto
Presedimentación	Remoción de As particulado
Aeración	Oxidación de As(III) a As(V)
Precloración-Oxidación	Oxidación de As(III) a As(V)
Coagulación	Remoción de As soluble
Sedimentación	Remoción de As particulado
Filtración	Remoción de As particulado

Tabla 4. Impacto de los distintos procesos de tratamiento de agua involucrados en el método de coagulación

Elementos claves en la remoción de arsénico son el pH del agua a tratar y los procesos de separación de los flóculos formados.

El arsénico removido del agua debe ser dispuesto, bajo estrictas medidas de seguridad por tratarse de un residuo tóxico.

8.1.1. Experiencias en las Provincias de Salta y Tucumán

A través de un convenio entre el CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria) y el Ministerio de Salud Pública de la República Argentina, se realizó un trabajo conjunto en

las Provincias de Salta y Tucumán a fin de llegar a una solución tecnológica para el abatimiento de arsénico presente en el agua de bebida procedente de pozos.

Se desarrolló una metodología simple y de bajo costo que permite remover, a nivel domiciliario, el arsénico natural presente en las aguas subterráneas que son usadas para bebida en poblaciones rurales.

Para crear condiciones apropiadas para que se produzca una buena coagulación de los coloides y una buena adsorción del arsénico en los flóculos formados, y teniendo en cuenta que el agua subterránea a tratar no tenía turbiedad, se le adicionó coloides (bentonita natural y activada) con una buena capacidad de adsorción para facilitar la captación de iones arsénico.

Se realizaron pruebas de jarras para obtener las dosis óptimas de coloides (arcilla), oxidante (cloro) y coagulantes (sulfato de aluminio y cloruro férrico), sobre agua con contenido de arsénico entre 0,4 y 0,8 mg/l, en la **Tabla 5** se indican los resultados obtenidos.

Mezcla	% Remoción As
Proporción Mezcla 1 (mg/l) Arcilla/ $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3/\text{Cl}_2$ 500/60/5	75
Proporción Mezcla 1 (mg/l) Arcilla/ $\text{FeCl}_3/\text{Cl}_2$ 1000/70/5	97
Observación: Dosis y remociones para agua a tratar con 0,8 mg/l de As. Mezcla rápida:1', Mezcla lenta:15', Sedimentación: 1 hora Muestras sin filtrar	

Tabla 5. Dosificación mejores mezclas coagulantes y eficiencias

Los ensayos además de las pruebas de jarras incluyeron también experiencias en mezcladores de 4 y 20 litros.

A modo de simplificar la dosificación de los productos químicos, teniendo en cuenta que el objetivo es su aplicación a nivel domiciliario, se prepararon bolsitas impermeables tipo "sachets" con el contenido de las combinaciones óptimas. Se recomienda envasar la mezcla para la remoción de arsénico en aguas subterráneas en sachets de doble compartimiento (mezcla de sulfato de aluminio y cloro, separado de las arcillas), asegurando un doble sellado, para prevenir reacciones, absorciones y pérdidas entre los constituyentes de la mezcla.

Como conclusiones del trabajo se cita que a nivel de laboratorio se pueden obtener eficiencias de remoción de As de hasta el 98%, mientras que en experiencias de campo se llegó alrededor de un 95%; siendo mas efectivo el uso de cloruro férrico para tratar concentraciones de As mayores de 1 mg/l y el uso de sulfato de aluminio para concentraciones menores a la señalada.

Se ha podido apreciar que con tiempos de sedimentación de 10 a 15 minutos se puede remover un alto porcentaje de As, pero con mayor tiempo de sedimentación o con filtración se puede lograr remover mas del 95% del As presente.

Se recomienda estudiar la posibilidad de reemplazo de componentes usados con disponibilidades locales y capacitar a la comunidad dispersa que tratará el agua a nivel domiciliario.

8.1.2. Experiencia en la Provincia de Santa Fe

Aguas Provinciales de Santa Fe (APSF) es la empresa concesionaria de los servicios de agua potable y desagües cloacales en 15 grandes ciudades de la Provincia de Santa Fe. La presencia de arsénico en las aguas subterráneas es un problema importante en el sur de la provincia.

A partir de la necesidad de cumplir con los límites de agua de bebida que se encuentran en el Anexo A de la ley N° 11.220 de la Pcia. de Santa Fe, APSF realizó una serie de ensayos con el objetivo de encontrar y ensayar una tecnología sencilla de implementar con un costo de inversión y de tratamiento tan bajo como sea posible para tratar las aguas subterráneas contaminadas con arsénico. Eso excluye entonces tecnologías avanzadas tipo ósmosis inversa, así como los tratamientos mas convencionales tipo decantación-filtración, que tienen precios importantes para poder implementarlos en el contexto local.

La idea desarrollada por la Dirección Técnica de APSF con la colaboración del CIRSEE-CITEP de Francia, fue encontrar y evaluar un tratamiento de coagulación directa sobre filtro. Se eligió el uso de cloruro férrico (FeCl_3) para realizar los ensayos.

Los primeros ensayos fueron de jarras utilizando agua cruda con las siguientes características químicas: Turbiedad 0,10 UNT, pH 8,4, Hierro <0,05 mg/l, Cloruros 28 mg/l y Arsénico 0,36 mg/l. Para reproducir las condiciones normales de funcionamiento de un filtro trabajando en coagulación-floculación directa, se realizaron una primera serie de ensayos con los siguientes parámetros: 3' de mezcla rápida, 17' de mezcla lenta, una dosis de cloruro férrico variable entre 10 y 50 mg/l y distintos valores de pH (8,4, 7 y 6,5).

Los mejores resultados se obtuvieron para un pH de 6,5, con dosis necesarias de cloruro férrico mayores a 20 mg/l para tener valores de Arsénico residual por debajo de los 0,05 mg/l. Además los bajos valores de pH permiten tener valores de Hierro residual cercanos a 0,10 mg/l.

Posteriormente se realizaron ensayos de jarra realizando una preoxidación, utilizando a tal fin hipoclorito de sodio (NaOCl) como sustancia elegida para oxidar el As(III). Se hace mención a que existen otras formas de oxidación sin el uso de oxidantes químicos como la oxidación catalítica en presencia de óxido de cobre, carbón activado y radiaciones UV, aunque requieren un tiempo importante de reacción.

Los resultados de esta segunda serie de ensayos indica que el agua cruda utilizada no tiene una proporción suficientemente importante de As(III) para que la oxidación se note de manera significativa al nivel de la reducción del arsénico. Sin embargo, el agregado de hipoclorito de sodio influye sobre las concentraciones finales en Hierro residual

reduciéndolas de manera considerable (se logra tener un valor de Hierro residual de 0,05 mg/l con la oxidación).

Por último se realizan los ensayos en un filtro construido en acero, de 1,40 m de diámetro interior y 3,90 m de altura que trabaja bajo presión. Originalmente este filtro era de flujo ascendente y fue transformado por las necesidades en filtro de flujo descendente.

El filtro posee 58 toberas de fondo tipo Degrémont de diámetro 24mm y 1 mm de luz.

El dispositivo de coagulación-filtración está compuesto de dos lechos: un lecho superior de 1,00 m de antracita con un tamaño efectivo de 1,3 y un coeficiente de uniformidad de 1,4, y un lecho inferior de 0,50 m de arena con un tamaño efectivo de 0,5 y un coeficiente de uniformidad de 1,5. El lecho de soporte contiene 15 cm de grava con un tamaño efectivo entre 4 y 8 mm.

El sistema de tratamiento incluye tres dispositivos de inyección de reactivos colocados sobre la cañería de entrada del agua cruda al filtro. El ácido sulfúrico (H_2SO_4) permite la corrección del pH de 8,5 a 6,5 necesaria para la optimización de la coagulación por cloruro férrico, después se realiza la preoxidación con hipoclorito de sodio (NaOCl) para oxidar el As(III) en As(V) y por último se inyecta el coagulante ($FeCl_3$).

El sistema de lavado incluye un soplante y una bomba de lavado de 120 m³/hora. El lavado se realiza en dos fases: la primera es una limpieza con aire a una velocidad de 60 m/h y la segunda fase es un enjuague con un caudal que tiene que permitir una expansión de los lechos de 20%, para alcanzar la reclasificación hidráulica de la arena y la antracita.

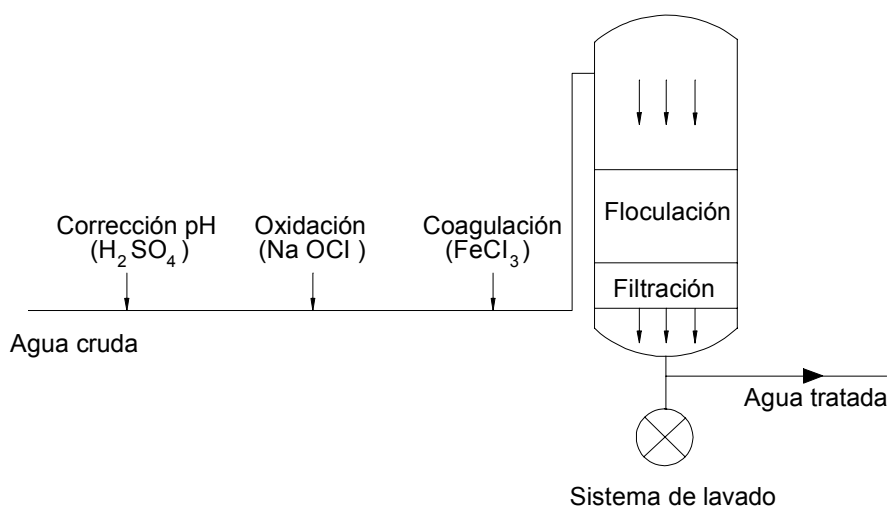


Figura 1. Esquema filtro piloto

El agua a tratar es la proveniente de un pozo ubicado en la localidad de Rufino (Sur de la Provincia de Santa Fe), y donde se instaló el filtro citado. La concentración de As en el agua es de 0,27 mg/l.

Los resultados obtenidos con una velocidad de filtración de aproximadamente 6 m/h y una dosis de cloruro férrico de 30 mg/l se resumen a continuación:

- Se llega a concentraciones de As residual de 0,02 mg/l, comenzando a aumentar levemente a partir de la hora 14 de carrera.
- Se llega a concentraciones de Fe residual por debajo de 0,05 mg/l aumentando aceleradamente dicha concentración a partir de la hora 8 de carrera.

8.1.3. Experiencia Chilena

En Chile existe una gran experiencia, a toda escala, en remoción de As mediante procesos de coagulación. En la **Figura 2** se detallan en forma esquemática las etapas de tratamientos incluidas según la escala de la población a abastecer (grandes ciudades, pequeñas ciudades, nivel familiar).

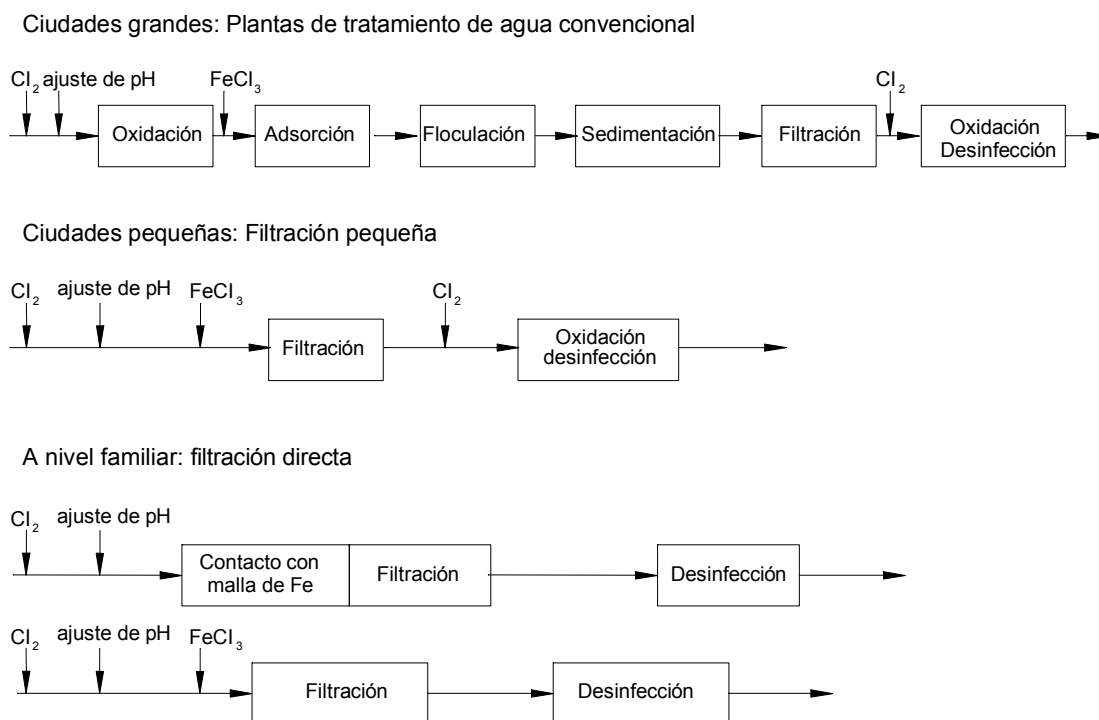


Figura 2. Etapas de tratamiento incluidas en el proceso de coagulación

A escala de planta se tienen en operación, en la zona Norte, 4 plantas que tratan en conjunto un caudal de 1730 l/s. A escala domiciliaria, se han probado sistemas simples en comunidades atacameñas.

Escala de planta

En la **Tabla 6** se muestra información general sobre las plantas para remover As del agua potable en operación en la II Región (Chile). Estas plantas, actualmente, entregan un agua con 0,04 mg/l de As y, en el futuro, con los mejoramientos en estudio podrán entregar a 0,02 mg/l de As.

Planta	Caudal (l/s)	As en el agua (mg/l)		Remoción %
		Cruda	Tratada	
Complejo Salar del Carmen Planta Antigua (1970) (a)	550	0,414	0,040	90,3
Complejo Salar del Carmen Planta Nueva (1988) (b)	550	0,412	0,040	90,1
Cerro Topater (1978)	550	0,414	0,040	90,2
Chuquicamata (1989)	210	0,08	0,01	87,5
(a) Incluye un tanque de ingreso, 3 coaguladores y 12 filtros				
(b) Incluye un tanque de ingreso, 8 filtros primarios y 12 filtros secundarios				

Tabla 6. Plantas de tratamiento II Región (Chile)

En la **Tabla 7** se indica la dosificación de productos químicos utilizados (cloro, sulfato de aluminio, cloruro férrico) en las Plantas Salar del Carmen (Antigua y Nueva).

Planta Salar del Carmen	Precloración	$Al_2(SO_4)_3$	$FeCl_3$
Planta Antigua	1,0 mg/l	75 mg/l	30 mg/l
Planta Nueva	1,0 mg/l	65 mg/l	26 mg/l
Primario		10 mg/l	4 mg/l
Secundario			

Tabla 7. Productos químicos utilizados en las Plantas Salar del Carmen

Respecto de la producción de lodos generados en el proceso, en el complejo Salar del Carmen se producen 27 kg de As por día. La disposición final actual de este residuo es el desierto, estando proyectado en un futuro depositarlo en lagunas extendidas dotadas de un recubrimiento de fondo impermeable.

Como resultado de las experiencias acumuladas en la operación de estas plantas de coagulación se llega a las siguientes conclusiones:

- Elementos claves en la remoción de As son el pH del agua a tratar y los procesos de separación de los flóculos formados.
- La eficiencia del proceso de remoción de As se puede mejorar: acondicionando el pH del agua cruda, optimizando la adición de coagulantes mediante automatización, optimizando la separación del flóculo.

- El As removido del agua debe ser dispuesto, finalmente, bajo estrictas medidas de seguridad por tratarse de un residuo tóxico.

Escala domiciliaria

Los sistemas domiciliarios investigados se fundan en el mismo proceso utilizado a escala de planta, es decir, adsorción del As en hidróxido de Fe previo acondicionamiento, por oxidación, del agua a tratar. La filtración directa se realiza sobre un manto de mallas de hierro (o esponja de hierro) o un manto granular convencional (arena gruesa 16/20 y fina 26/35) a una tasa de filtración entre 120 y 150 m³/m²/día.

Las experiencias realizadas demuestran que según los pasos seguidos se puede reducir el nivel de As en el agua cruda de 0,8 mg/l a los siguientes valores en el agua tratada:

- 0,23 mg/l Adsorción y filtración
- 0,31 mg/l Oxidación(Cl₂=1,00mg/l), Adsorción y Filtración
- 0,08 mg/l Rebaja pH(8,2-6,6), Adsorción y Filtración
- 0,06 mg/l Rebaja pH(8,2-6,6), Oxidación(Cl₂=1,00mg/l), Adsorción y Filtración.

Como resultado de las experiencias acumuladas en el desarrollo de estos sistemas de coagulación a nivel domiciliario se llega a las siguientes conclusiones:

- Bajas turbiedades del agua cruda permiten la filtración directa. Los mejores resultados se obtienen con pH 4,0 a 5,0 lo que obligaría a acondicionar el agua tratada.
- La necesidad de corregir el pH es el principal problema, el uso de ácido sulfúrico puede presentar riesgos para la población a quien va dirigido este sistema.
- El sistema requiere una operación y mantención cuidadosa. Necesidad de apoyo permanente ya que la población no puede mantener operando el sistema sin apoyo técnico y económico.
- El As removido del agua debe ser dispuesto, finalmente, bajo estrictas medidas de seguridad por tratarse de un residuo tóxico.

8.2. INTERCAMBIO IÓNICO

Los intercambiadores iónicos son sustancias granulares insolubles las cuales tienen en su estructura molecular radicales ácidos o básicos que pueden intercambiar, sin modificaciones visibles en su apariencia física y sin deterioro o solubilización, los iones negativos o positivos fijados en estos radicales por iones del mismo signo que se encuentran en solución en el líquido en contacto con ellas.

Este proceso, conocido como intercambio iónico, permite que la composición iónica del líquido que está siendo tratado se modifique sin cambiar el número total de iones en el líquido antes del intercambio.

Los materiales actualmente utilizados para intercambio iónico se denominan resinas, existiendo las mismas en diversas variantes.

Las resinas que generalmente se utilizan para remoción de As tienen preferencia sobre los sulfatos antes que el arsenato, como resultado de esto, si el proceso se desarrolla sin atención operativa, hay un potencial riesgo que el arsénico sea desplazado de la columna en muy corto tiempo si el proceso se extiende hasta su agotamiento. Este problema podría ser superado con una operación adecuada.

Adicionalmente el uso de resinas de intercambio iónico podría incrementar el nivel de cloruros en muchas situaciones. Un gran incremento de cloruros puede aumentar la corrosividad del agua producto y ocasionar problemas en la red de distribución.

Experiencias realizadas por la EPA en New México con resinas aniónicas del tipo “fuerte” en ciclo cloruro dieron como resultado una mejor performance de la esperada pero no lo suficiente para ser considerada como una alternativa firme de tratamiento. Cerca de 200 BV (BV = Bed Volume = volumen total de líquido tratado/ volumen de lecho) pudieron ser tratados antes de alcanzar el límite fijado para As en el efluente de 50 µg/l (As en el agua cruda: 0,088 mg/l).

Luego de determinada cada carrera las resinas se regeneraron con 5 BV de solución de NaCl al 6%.

Otras experiencias previas con resinas de intercambio iónico indicaban que el As(V) es bien removido en aguas con bajos contenidos de sulfatos y sólidos disueltos totales.

8.3. ADSORCIÓN: ALÚMINA ACTIVADA, CARBÓN ACTIVADO, HIDRÓXIDO FÉRRICO GRANULAR

Las técnicas de adsorción existen en sus diferentes variantes según el medio de adsorción que se fije: alúmina activada, carbón activado, hidróxido férrico granular.

La adsorción en alúmina activada se realiza en reactores de lecho fijo, la capacidad típica de estos reactores es de 3.000 a 10.000 BV teniendo en consideración un nivel de arsénico en el efluente de 10 µg/l. La masa residual del adsorbente agotado está en el orden de 50 a 200 g/m³ de agua tratada, lo que representa 10 veces menos que la cantidad de barro generado en un proceso de coagulación con sales férricas.

Experiencias realizadas por la EPA en New México dan como resultado que se puede tratar 9.000 BV a un pH de 6 antes de alcanzar un valor de arsénico en el efluente de 0,05 mg/l (As en el agua cruda: 0,088 mg/l) y a un pH de 7,2 ese valor se reducía a 1.900 BV.

La regeneración del lecho de alúmina se efectúa con una solución de NaOH. En el proceso de regeneración es importante la forma en que son realizados los lavados siendo necesario utilizar caudales adecuados para una buena expansión del manto.

En las experiencias en New México se recuperó aproximadamente un 70% del As adsorbido por regeneración con 6,5 BV de NaOH al 4%, pero después de dos regeneraciones la capacidad de adsorción se redujo a un 72% de su nivel inicial.

Recientemente se ha desarrollado en la Universidad Técnica de Berlín (Alemania) una nueva técnica que consiste en la adsorción en hidróxido férrico granular dispuesto en reactores de lecho fijo. El hidróxido férrico demostró tener una mayor capacidad de remoción de arsénico que la alúmina activada, así como en el proceso de coagulación, las sales férricas han demostrado mejores remociones comparadas con las de aluminio a igualdad de dosis.

El hidróxido férrico granular se preparó a partir de una solución de cloruro férrico, neutralizando y precipitando con hidróxido de sodio. El hidróxido férrico precipitado fue lavado varias veces con agua desmineralizada, y luego centrifugado y granulado por un proceso de alta presión.

El hidróxido férrico granular así obtenido tiene una superficie específica de 250 a 300 m²/g y una porosidad de 75 a 80%. El tamaño del grano se encuentra en un rango de 0,2 a 2 mm.

Se realizaron experiencias con distintas concentraciones de arsénico en el agua a tratar, a una velocidad de filtración entre 6 y 10 m/h. En un agua con un contenido de As entre 100 a 180 µg/l se obtuvieron concentraciones máximas en el efluente de 10 µg/l, luego del pasaje de 34.000 BV.

Además se determinó un contenido de As en el residuo de lecho una vez agotado de 8,5 g/kg y una masa específica de residuo 20,5 g(peso seco) por m³ de agua tratada. Es posible realizar una regeneración del lecho mediante una solución alcalina de arseniato, pero se estima más favorable realizar una deposición del hidróxido férrico granular agotado como residuo peligroso.

8.4. OSMOSIS INVERSA Y NANOFILTRACIÓN

Dentro de los procesos de tratamiento por membranas se encuentra la ósmosis inversa (OI) y la nanofiltración (NF), si bien el tema de OI y NF se tratará más en detalle en el capítulo sobre Membranas, se citarán algunos conceptos relacionados con el uso de esta tecnología para la remoción de arsénico.

La OI y la NF son procesos que utilizan una membrana semipermeable para remover contaminantes de un líquido. El agua con diferentes concentraciones de contaminantes se encuentra de un lado de la membrana, y pasa a través de la misma por presión obteniendo una baja concentración de contaminantes en el permeado.

Como las membranas solamente permiten pasar agua a través de sus poros, y no iones disueltos, los contaminantes se concentran en una solución salina. Se comercializan una gran variedad de membranas con distintos tamaños de poros y otras características (materiales, disposición, etc.).

Las principales consideraciones a tener en cuenta en el diseño de unidades de membrana son:

- Presión de trabajo.
- Tipo de membrana y tamaño de poro.

- Requerimientos de pretratamiento.
- Recuperación (relación entre el caudal de agua tratada y el de alimentación).

Experiencias realizadas por la EPA en New México dan como resultado que el tratamiento con membranas de triacetato de celulosa o poliamídicas resultaron en una remoción de As mayor al 97% (As en el agua cruda: 0,088 mg/l). En estos ensayos el rechazo era de un 50% y se realizaba un pretratamiento con un filtro a cartucho de 10 μ m, además se incorporó en forma continua hexametáfosfato de sodio como un antiescalante. Para la membrana de triacetato de celulosa el pH de ingreso se llevó a 6,3.

Otras investigaciones realizadas compararon la remoción de arsénico utilizando OI y NF, estudiando además como influye el pH y determinando remociones de As(III) y (V). Se obtuvieron las siguientes conclusiones principales:

- Ambas tecnologías de membrana (OI y NF) logran remociones de As suficientemente efectivas para alcanzar los límites en estudio por la EPA (2–20 μ g/l).
- Se ensayaron membranas tanto de OI como de NF que permiten altas eficiencias de remoción de As(III), por lo que no sería necesaria la preoxidación, lo que perjudica la composición de las membranas.
- La remoción de arsénico utilizando membranas fue independiente del pH (se realizaron estudios en un rango entre 4 a 8), eliminando la necesidad de ajustar el pH. Sin embargo cuando se utilizaron membranas de Acetato de Celulosa, el pH debía estar en un rango de 5 a 6,5 para prevenir el deterioro en la performance de las membranas.

En la Argentina, hasta hace algunos años, debido a los altos costos involucrados, el uso de la tecnología de membranas era mínimo. A partir de una disminución apreciable de los precios del mercado se han instalado plantas de tratamiento en diversas localidades, algunas de las cuales han quedado fuera de uso por mal manejo y falla en las membranas.

En la Provincia de Santa Fe se encuentran instaladas en servicios de agua potable alrededor de 20 plantas de OI, estando prevista la próxima habilitación de unas 6 más. La mayoría de estas plantas tienen una capacidad de producción en un rango entre 500 y 3000 l/h, y la metodología de trabajo es la distribución de agua tratada por bidones que los usuarios retiran del servicio cada 2 días, a razón de aproximadamente de 2 litros por habitante por día (variable de acuerdo a lo adoptado por el servicio).

En estos servicios centralizados, se mantiene la distribución de agua por red para otros usos sanitarios que no sea el de bebida. Se llega a esta primera solución del problema de mala calidad de agua (especialmente con altos contenidos de arsénico) debido al alto costo que significaría instalar un equipo de OI para la distribución de agua por la red con dotaciones mucho más altas. Sin embargo, cada servicio deberá estudiar en un futuro cómo llegar a una solución definitiva que lleve a la distribución por la red existente de agua que cumpla con las normativas para consumo humano.

Cabe también mencionar, en la Provincia de Santa Fe, el caso de la localidad de Sunchales, con una población cercana a los 16.000 habitantes, que distribuye agua por la red de distribución luego de un tratamiento por OI. La capacidad de la planta ronda en los 200.000 l/h.

8.5. CARACTERÍSTICAS COMPARABLES ENTRE LOS DISTINTOS MÉTODOS PARA ELIMINACIÓN DEL ARSÉNICO

Como se citó anteriormente existe un gran número de tecnologías para la remoción de arsénico. Todas las tecnologías nombradas han sido aplicadas para el tratamiento de agua y han demostrado funcionar adecuadamente, algunas de ellas no han sido probadas a escala de planta, existiendo sólo algunas experiencias a escala de laboratorio o piloto.

Sin embargo, de acuerdo al nivel de arsénico que se quiera alcanzar es posible que algunas de ellas queden excluidas dentro de las posibles a seleccionar. En ciertos casos será necesario realizar ensayos previos a nivel de planta piloto que aseguren obtener la eficiencia requerida.

En la **Tabla 8** se indican las principales ventajas y desventajas de las tecnologías mas conocidas y utilizadas para remoción de arsénico en agua de bebida, respecto de los valores de eficiencia de cada tecnología los mismos en algunos casos poseen un rango de variación amplio de acuerdo a las condiciones de operación y ensayo de la tecnología empleada.

Tecnología	Eficiencia (%)	Ventajas	Desventajas
Coagulación Ablandamiento con cal	70 a 100	Método sencillo. Bajo costo. Productos químicos fáciles de obtener.	Práctica sólo para plantas de gran escala. Utiliza mucha agua para lavado de los filtros. Necesita operadores entrenados. Disposición del barro.
Intercambio Iónico	55 a 82	Técnica selectiva de iones. Operación de acuerdo a la demanda.	Competencia ante la presencia de sulfatos y SDT. Alto costo de tratamiento. Regeneración. Disposición final del residuo
Adsorción Alúmina Activada Carbón Activado Hidróx. Férr. Gran	80 a 100	Bajo costo y técnica sencilla. Operación de acuerdo a la demanda.	Pérdida importante de adsorción en la regeneración. Competencia con sulfatos, flúor y nitratos que afectan la duración de la carrera. Disposición del residuo.
Osmosis Inversa	84 a 100	Muy buena eficiencia.	Preacondicionamiento del agua a tratar. Alto costo de producción de agua. Cambio de membrana cada 4 años. Disposición final rechazo.
Electrodiálisis	80		No muy usada en producción de agua potable. No competitiva con respecto a costos y eficiencia comparada con OI y NF.

Tabla 8. Comparación de distintas tecnologías de remoción de arsénico

8.6. RESIDUOS

Mientras que el tratamiento de la fuente de agua para remoción de arsénico ha sido ampliamente documentado, la eficiencia, confiabilidad, y costos son temas de estudios adicionales.

El mejoramiento en la eficiencia de los tratamientos producirá un residuo con elevadas concentraciones de arsénico, el cual podría afectar las opciones de disposición y los costos del manejo del residuo.

En el caso de los barros del proceso de coagulación, de acuerdo a las concentraciones de arsénico resultantes del residuo, será necesario tomar las precauciones para manejarlo y tratarlo como un residuo peligroso, previa deshidratación del mismo (por ejemplo mediante lechos de secado).

Para tecnologías de ósmosis inversa y nanofiltración se requerirían grandes cuerpos de agua para poder descargar el concentrado. En ciertos casos, y de acuerdo al nivel de arsénico podría ser necesario un pretratamiento para descargar el rechazo al sistema de desagües cloacales.

La disposición del rechazo y sales es uno de los principales obstáculos a tener en cuenta en la aplicación de los sistemas de intercambio iónico, ósmosis inversa, nanofiltración y electrodiálisis.

Se han realizado a nivel internacional estudios (Bureau of Reclamation USA) a los fines de evaluar cuales son las metodologías más adecuadas para la disposición final de residuos salinos, pudiéndose llegar finalmente a centralizar las investigaciones en tres técnicas bien definidas:

Campos de evaporación

Consiste en la disposición final de los residuos salinos en piletas de grandes dimensiones superficiales y poca profundidad (0,30 m) para que el agua salada sea evaporada. Las piletas deberán estar revestidas interiormente con materiales adecuados de manera de lograr una adecuada impermeabilidad y evitar infiltraciones.

El proceso de evaporación que se produce es en forma natural (acción de los rayos solares), pudiéndose contar con la ayuda adicional de boquillas que inyecten el agua a las lagunas a presión en forma de lluvia o spray favoreciendo de esta manera el proceso de evaporación natural.

Los menores costos de inversión se dan en aquellos sistemas en los que se tienen las tasas mas elevadas de recuperación de agua (relación entre la cantidad final de agua tratada por el equipo de desalinización y la cantidad de agua cruda que ingresa).

Los estudios de costos (comparados con la alternativa de inyección a pozos) realizados indican que únicamente se recomienda disponer en superficie los residuos salinos cuando la recuperación sea superior al 93%.

Canales ó Cursos de agua superficiales

Consiste simplemente en la descarga del efluente en un canal o curso superficial con capacidad suficiente como para absorber dicho impacto.

Si se utilizan canales, estos podrían eventualmente tener que ser revestidos hasta la descarga a algún cuerpo receptor con mayores caudales, lo que incrementaría notoriamente los costos involucrados.

Otra alternativa a evaluar sería la descarga al sistema cloacal, en este caso deberán tenerse en cuenta los parámetros de vuelco permitidos a colectora y la capacidad de la planta depuradora para absorber dicha descarga, pudiendo ser necesario un pretratamiento antes del vuelco al sistema.

Inyección profunda o reinyección a alta presión mediante perforaciones

Las investigaciones realizadas indican la necesidad de contar con un mínimo grado de información a los fines de evaluar las características del sitio de disposición. Los principales elementos a considerar son las características hidráulicas del acuífero y la calidad del agua en el que se piensa disponer los efluentes.

La elección final de alguna de estas tres metodologías para la disposición final de los efluentes salinos dependerá de diversas consideraciones entre las que se incluyen: condiciones hidrometeorológicas e hidrogeológicas, calidad final del efluente, etc.

Cabe mencionar, dentro de las distintas posibilidades de tratamiento, una experiencia realizada en Estados Unidos en la que los desechos de una columna de Alúmina Activada fueron dispuestos en un pozo poco profundo excavado en la tierra relleno con un lecho de estiércol de vaca, los microorganismos en el estiércol son los encargados de transformar el arsénico a arsina gaseosa, y desprendiéndola al aire circundante. No se informan mayores datos adicionales.

Todos los proyectos de investigación de tecnologías de remoción de arsénico en agua de bebida requerirían un plan de evaluación del manejo de los residuos. Debería incluirse identificación, caracterización y minimización del volumen de barros conteniendo arsénico, además de estudiar el grado de movilidad del arsénico.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Clifford D., Lin C.; Arsenic(III) and Arsenic (V) Removal from Drinking Water in San Ysidro, New Mexico, EPA/600/S2-91/011, June 1991.
- Driehaus W., Jekel M., Hildebrandt U.; Granular ferric hydroxide-a new adsorbent for the removal of arsenic from natural water, Agua, vol 47, N° 1, pp 30-55, 1998.
- Galvão L., Corey G.; Arsénico, Organización Panamericana de la Salud, Serie Vigilancia 3, 1987
- Guha Mazumder D., Haque R., Gosh N., Santra A., Chakraborty D., Smith A.; Arsenic levels in drinking water and the prevalence of skin lesions in West Bengal, India; Draft, International Epidemiological Association, 1998.
- Mozziconacci D., Madiec H., Cepero E.; Tratamiento del arsénico por coagulación sobre filtro: una técnica prometedora para Sur América; X Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, Rosario, Mayo 1998.
- Penedo M., Zigarán A.; Hidroarsenicismo en la Provincia de Córdoba. Actualización del mapa de riesgo e incidencia; X Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, Rosario, Mayo 1998.
- Science Advisory Board (SAB); An SAB report: review of issues related to the regulation of arsenic in drinking water, EPA/SAB/DWC/95/015, July 1995.
- Seminario Sobre Potabilización de Aguas con Arsénico y Flúor, Córdoba, Junio 1996, Serie Apuntes Técnicos AIDIS Argentina:
 - Pérez Gattorna E; Planteo del problema a resolver.
 - Faiguenbaum I.; Algunas reflexiones y proposiciones en torno a límites máximos de contenido de arsénico en el agua.
 - Esparza M; Experiencias del CEPIS en Salta y Tucumán.
 - Sancha A.M.; Experiencia Chilena en el abatimiento de arsénico.
- Tello Enrique; Arsenicismos Hídricos: Que es el Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico Argentino (HACREA)?, Archivos Argentinos de Dermatología, TOMO XXXVI, N°4, Julio-Agosto 1986.
- Trelles R., Larghi A., Paéz J., El problema sanitario de las aguas destinadas a la bebida humana, con contenidos elevados de arsénico, vanadio y flúor, Publicación N°4, Instituto de Ingeniería Sanitaria, Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires, Año 1970.
- U.S.Environmental Protection Agency; Special Report on Ingested Inorganic Arsenic, Skin Cancer; Nutritional Essentiality; EPA/625/3-87/013, July 1988.
- U.S.Environmental Protection Agency; Research Plan for Arsenic in Drinking Water; EPA/600/R-98/042, February 1998.

- Waypa J., Elimelech M., Hering J.; Arsenic Removal by RO and NF membranes, Journal AWWA, Volume 89, ISSUE10, October 1997.
- World Health Organization; Arsenic, Environmental Health Criteria 18, Geneva, 1981.