



ARSENICO (As)

El Arsénico existe en dos formas primarias: orgánica e inorgánica. En aguas naturales se encuentra generalmente las formas inorgánicas. Se presenta en varios estados de oxidación, como semimetálico, As(O), o en forma de iones como arsenato As^{+5} , arsenito As^{+3} y arsina As^{-3} .

La toxicidad del As se incrementa considerablemente con la reducción de su estado de oxidación de As (V) a As(III).

La información termodinámica del As se resume en el diagrama pH –pE, figura 1, que muestra las especies de As y su distribución en el agua a una concentración total de 10^{-5} mol/l de As.

La eficiencia de los procesos de tratamiento del As, como intercambio iónico, electrodiálisis y ósmosis inversa, depende del grado de disociación del As. La constante de disociación para el As (V) es mayor en comparación con la del As (III), lo que justifica la oxidación del arsénico antes de su tratamiento.

A partir de estas tablas se deduce que el arsenato es encontrado frecuentemente en aguas superficiales, en condiciones aeróbicas, mientras que el arsenito ocurre con más frecuencia en aguas subsuperficiales o de pozo, o sea, en condiciones anaeróbicas. En el rango de pH de 4 a 10, el compuesto As(III) predominante es neutro (no posee carga), mientras que el arsenato, As(V), se encuentra cargado negativamente. La eficiencia de remoción del As(III) es mucho menor a la del As(V) debido a que este último tiene carga negativa.

Los arsenitos se oxidan fácilmente a arsenatos con diferentes oxidantes. Entre los más utilizados se encuentran el cloro, tanto en forma de cloro gaseoso como en forma de hipoclorito de sodio, para los cuales la reacción tiene lugar casi de inmediato en el rango de pH de 6 a 10 cuando se aplica un mg/l de cloro libre en exceso del estequiométricamente requerido. El hipoclorito de sodio se utiliza en plantas más pequeñas, ya que presenta mayor facilidad en su implementación en el sistema y en su operación. Otros oxidantes químicos utilizados son el permanganato de sodio y el ozono. También se produce la oxidación catalítica en presencia de óxido de cobre, carbón activado y radiación UV, aunque tienen la desventaja de precisar un mayor tiempo de reacción. La oxidación biológica se produce simultáneamente con la oxidación del hierro por la acción de la bacteria *Theobacillus Ferroxidans*. Con oxígeno la oxidación completa a temperatura ambiente es muy lenta. La figura 2 indica la zona en la cual se debe

oxidar el As y las condiciones de pH-pE que se deben mantener para lograr una mayor eficiencia en la remoción del As.

Los costos de operación típicos en plantas de tratamiento de As para agua de bebida son 0.4 a 0.6 \$ por metro cúbico de agua tratada (en Argentina). Esto supera ampliamente los costos de agua convencionalmente potabilizada. Por ello es necesario adoptar criterios deferentes a los habituales para fijar las dotaciones de consumo y la forma a través de la cual el agua llegará a los usuarios.

Cuando los tenores de As en el agua natural son bajos, es posible mezclar el agua tratada con la cruda para disponer de un mayor volumen a un costo razonable y que justifique la distribución por red, a dotaciones reducidas, con servicio medido y régimen tarifario que castigue los consumos excesivos. Cuando no es posible aprovechar el agua cruda se plantea la posibilidad de distribuir el agua tratada por red con dotaciones exclusivamente para ingresa y mantener las perforaciones domiciliarias par usos sanitarios.

Si la situación socioeconómica de la comunidad o la dispersión de las viviendas no permite la construcción de una red, puede recurrirse al tratamiento centralizado en una planta comunitaria y a la distribución del agua potable en bidones o sachets. O bien a tratamientos individuales domiciliarios (POU).

Para la instalación de una planta de tratamiento hay que tener en cuenta el tamaño de la planta, los posibles requerimientos de pre y postratamiento, la posibilidad de mezcla de agua tratada con agua cruda, costos de instalación y operación, calidad del recurso y del producto (pH, alcalinidad, sulfatos, sales totales, caudal disponible, flexibilidad del proceso ante cambios del caudal a tratar), confiabilidad, disponibilidad y costo de la energía eléctrica.

Tecnologías disponibles para la remoción de arsénico en aguas de consumo

Las tecnologías propuestas funcionan más efectivamente tratando arsénico de la forma As(V). El As(III), por su parte, puede convertirse mediante pre-oxidación a As(V). Tanto el cloro como el cloruro férrico y el permanganato de potasio han demostrado ser efectivos oxidantes del As(III), aunque la pre-oxidación con cloro puede crear concentraciones indeseables de subproductos de desinfección.

Coagulación/Filtración:

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

Es un proceso efectivo de remoción de As(V) de acuerdo a ensayos de laboratorio y planta piloto. El tipo de coagulante y dosis usada afectan la eficiencia del proceso. Entre altos o bajos rangos de pH, la eficiencia decae significativamente. El alumbre demostró una menor efectividad que el sulfato férrico. Otros coagulantes están siendo ensayados.

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

La planta de tratamiento consiste de un estanque de ingreso, coaguladores y filtros (primarios y secundarios). Se realizan los procesos de presedimentación, para la remoción de As particulado; aeración y precloración, para la oxidación del As a As (V); ablandamiento y coagulación, para la remoción de As soluble; sedimentación y filtración, para la remoción de As particulado.

La disposición de los barros creados por la floculación y precipitación de partículas contaminadas con arsénico aún es un problema, especialmente si los rellenos sanitarios cercanos no desean disponer de tal material.

En California se realizaron varios estudios en el que se utilizaron la coagulación convencional, que se realiza con sales metálicas, sulfato de aluminio o cloruro férrico, junto con polímeros catiónicos para mejorar los resultados. En la mayor parte de los casos se comprobó que el cloruro férrico es mucho más efectivo que el sulfato de aluminio. El porcentaje de remoción de arsénico suele ser independiente de su concentración inicial.

No siempre existe correlación entre la remoción de turbiedad y la remoción de As, sin embargo, para una buena remoción del arsénico es un prerequisite una buena remoción de turbiedad.

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

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

intercambio iónico o la adsorción sobre la alúmina activada resultan más factibles, no obstante el costo de las resinas 200 \$/pie cúbico) o de la alúmina activada (28 \$/kg) es alto.

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

Corrección de aguas arsenicales por coagulación con sulfato ferroso y cloro:

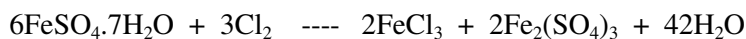
El coagulante principal es el sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), por ser comparativamente más económico que otros. Los flóculos generados son muy densos y sedimentan fácilmente, razón por la cual el tamaño de los tanques de sedimentación puede reducirse notablemente.

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

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

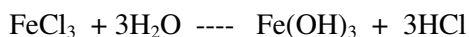
Se utilizan como oxidantes cloro o hipocloritos (para pasar de hidróxido ferroso que tiene poca capacidad de adsorción a hidróxido férrico) porque aseguran la completa oxidación y simultáneamente ayudan a la desinfección del agua.

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



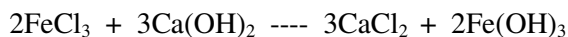
(1mg de sulfato ferroso requiere 0.23 mg de cloro para oxidarse)

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

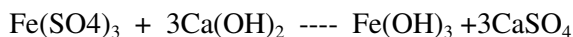


Formándose el hidróxido de hierro insoluble, responsable del proceso de adsorción.

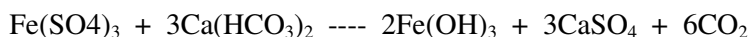
Si al mismo tiempo se añade cal:



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



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



A medida que se aumenta el pH del agua, la adsorción del As disminuye, indicando que una prealcalinización sería contraproducente. Esto esta de acuerdo en primer lugar con el hecho de que el pH de coagulación del sulfato ferroso clorado está comprendido entre valores de 6.5 y

8.0 a diferencia del sulfato ferroso solo que requiere valores de pH entre 9 y 11. Por otra parte quedaría demostrado además que a pH elevado la desadsorción del As por el coágulo de óxido de hierro hidratado es mucho más rápida.

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

Correccion de aguas arsenicales usando sulfato de aluminio

El uso de sulfato de aluminio es aplicable en aguas cuyas concentraciones de arsénico no sean muy elevadas, ya que la capacidad de adsorción del gel de hidróxido de aluminio es tres veces menor que la del gel de hidróxido de hierro y que coagulan bien con pH entre 5.0 y 7.5. En el caso de aguas poco alcalinas es necesario el agregado de carbonato de sodio o cal. Aguas de escasa mineralización coagulan mejor entre pHs de 5.7 a 6.6, las ligeramente alcalinas entre 6.4 y 7.2 y las muy alcalinas entre 7.2 y 7.8.

Correccion de aguas arsenicales con sulfato de magnesio y cal

As mg/L	Mg mg/L	Alcalinidad CaCO ₃ mg/L	PH final	Dureza de CaCO ₃ mg/L	As adsorbido %de adsorcion
1	50	200	11.8	370	80
1	100	200	12.0	370	96

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

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

1- Sulfato ferroso clorado: Coagulante ampliamente eficiente en la corrección de aguas arsenicales. Es económico. Su rango de pH de coagulación esta entre 6.5 y 8 lo cual es apropiado en la mayoría de las aguas con contenido de arsénico de la República Argentina, de origen subterráneo en su mayor parte y que por sus características hacen innecesario cualquier

tratamiento previo. La formación de coágulos fácilmente sedimentables permite la reducción de los tanques de sedimentación.

Trabajando con dosis entre 30 y 40 mg/L de sulfato ferroso clorado, eliminan totalmente el As a un pH de 7.5.

En caso de prealcalinizaciones, la dosis de cal no debe elevar el pH a más de 8 pues habría que aumentar demasiado la dosis de coagulante.

Si bien la elevación del pH del agua no provoca redisolución del coágulo de hidróxido férrico, encierra el peligro de una cesión mas rápida del As por envejecimiento del coágulo.

En todos los casos debe procederse a la filtración del agua coagulada, para evitar el contacto permanente con el coágulo sedimentado.

El uso de este tipo de coagulante ofrece la ventaja que durante el proceso de oxidación del sulfato ferroso con el cloro, una sobredosis del cloro actuará simultáneamente como agente de desinfección.

Las dosis necesarias para eliminar o corregir aguas con valores de As de 2 y 3 mg/L no superan los 80 mg/L de coagulante si se tiene la precaución de trabajar a un pH apropiado, lo que evitara complicaciones de procesos de doble coagulación.

Concentraciones elevadas de sulfatos y cloruros no han influido en la capacidad de adsorción del coágulo.

2- El uso de sulfato de aluminio en ciertos casos resulta también apropiado para eliminar As.

Tiene el inconveniente de que las dosis a utilizar son muy elevadas (100 mg/L)

El pH de coagulación para este tipo de procesos es demasiado bajo, siendo inevitable un proceso de postalcalinización de las aguas.

Los coágulos de hidróxido de aluminio son finos y difíciles de sedimentar.

3- La formación en el seno del agua de un precipitado de hidróxido de magnesio originado por la acción de las sales de magnesio con cal permite la eliminación del As.

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

Ablandamiento con Cal:

Esta técnica, en un rango de pH óptimo mayor a 10.5, permite remover un gran porcentaje de As para concentraciones de 50 g/L. De todos modos, bajar a niveles de 1 g/L puede resultar muy difícil usando este método por sí solo, por lo que este tipo de tratamiento debe ir acompañado de un tratamiento secundario para alcanzar esa meta.

Al igual que la coagulación/filtración, no es aconsejable para la remoción de As únicamente. De todas maneras, en caso de tratarse de establecimientos con problemas de aguas duras y exceso de inorgánicos, es una técnica aconsejable según EPA.

Sus barros suelen tener una concentración de As suficientemente baja como para no entrar en la categoría de residuos peligrosos.

Adsorción/Filtración con hidróxidos de metales:

Estas instalaciones son aconsejables para pequeñas plantas de tratamiento, ya que se caracterizan por su funcionamiento simple y seguro.

Un mineral apropiado para la remoción del As por adsorción sobre el mismo es aquel que tiene afinidad química al As y a sus formas hidrolizadas en el agua natural y propicia interacciones electrostáticas con el As.

Los mecanismos que rigen la remoción de un contaminante (solute) por un sólido (sorbente) se determinan por las interacciones intermoleculares que existen en un sistema soluto-solvente-superficie.

La energía libre de adsorción es la suma de las energías químicas, electrostáticas y de solvatación o hidratación.

Los arsenatos coprecipitan o se absorben sobre hidróxidos de hierro involucrando reacciones superficiales altamente específicas. La revisión bibliográfica muestra que la mejor adsorción de As(V) sobre Al(OH)₃ y Fe(OH)₃ tiene lugar entre un pH de 4 y 7.



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

Como resultado de un estudio realizado en Méjico por el Instituto Mejicano de Tecnología del Agua se concluyó que es sobresaliente la capacidad de los minerales con alto contenido de óxidos de hierro y manganeso (hematita, ferromanganeso y dióxido de manganeso) para remover arsenatos.

Se han obtenido resultados que muestran que el As se adsorbe mejor a los hidróxidos de hierro que a los de aluminio (alúmina).

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

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

En una planta de tratamiento de adsorción/filtración se hace pasar un flujo de agua cruda por un filtro, que está recubierto con los compuestos adsorbentes, hidróxidos de metal. El filtro puede consistir de mallas metálicas u otra superficie inerte, como puede ser arena. Los dispositivos generalmente están patentados y no se conocen siempre los hidróxidos utilizados.

Es necesario regular el pH del agua cruda (el rango varía según el hidróxido utilizado) y oxidar el As (III) a As (V) con un oxidante. Luego el agua ingresa en la columna del filtro. Los hidróxidos metálico y su respectivo soporte, actúan simultáneamente como filtro y adsorbente.

Una vez alcanzada la capacidad máxima de filtración de la columna, se realiza un lavado y regeneración de los filtros. Los metales son removidos del filtro por un proceso de desorción inducido con pH. Para ello se hace pasar hidróxido de sodio (5%) por el lecho, seguido de ácido sulfúrico (1%).

El agua residual es conducida a un sedimentador. Los sólidos se asientan rápidamente y forman el lodo, cuyo volumen suele encontrarse en un 5% del volumen de regenerante utilizado. El líquido sobrenadante puede alcanzar distintas concentraciones de As según el tipo de las aguas utilizadas, estimándose una media de 0.02 mg/l de As.

Con esta técnica se logra la remoción de aprox. 75 % de As en aguas. Este valor depende de la frecuencia de regeneración. Para obtener los mejores resultados se realiza la filtración con dos o más filtros colocados en serie.

Presenta la ventaja de trabajar en presencia de altas concentraciones iónicas de fondo, excepto en presencia de altas concentraciones de fosfatos, que reducen considerablemente la capacidad de adsorción del As. Se aconseja su uso para la remoción de As en aguas blandas, con alto contenido de sulfatos o cloruros, para las que no son efectivas otras técnicas.

El costo del agua tratada se estima en \$0.25 por metro cúbico de la misma. Este valor puede ser muy variable y aún se encuentra bajo análisis.

Alúmina Activada:

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

Alúmina activada es una forma granulada de óxido de aluminio que ha sido tratada térmicamente (calentamiento a 800°C). Posee, según su proceso de producción, un área superficial de 200-300 metros cuadrados por gramo. Absorbe con gran eficiencia químicos inorgánicos. En el tratamiento de aguas para consumo se utiliza para la remoción de fluoruros, arsénico, ácidos húmicos

En el proceso de filtrado se hace pasar agua que contiene al contaminante a través de un cilindro o contenedor de alúmina activada. La alúmina adsorbe el contaminante y el agua tratada puede ser utilizada como agua de bebida.

Para que la adsorción sea efectiva es necesario reducir el pH a un rango óptimo. Al ser tratada con una solución ácida, la alúmina se carga positivamente y adsorbe selectivamente a los aniones en solución; en el caso del As, adsorbe a la especie H_2AsO_4^- . La mayor capacidad de adsorción para el As se da en con pH entre 5.5 y 6.5. Para lograr el descenso del pH es necesario la adición de ácido, lo que lo hace un método problemático para sistemas pequeños, ya que debería supervisarse esta acción para no producir un cambio problemático en la química de las aguas.

Por otra parte, los dispositivos pueden acumular microorganismos, principalmente bacterias, por lo que el agua tratada puede presentar mayor concentración de microorganismos que el agua cruda si no se realiza una desinfección posterior.

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

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

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

El uso de esta técnica con regeneración de la alúmina en el mismo contenedor constituye una opción sólo para establecimientos grandes. Es necesaria la presencia de personal entrenado para realizar los procesos de regeneración. Luego de la circulación de un volumen predeterminado de agua a través del medio adsorbente, el tanque que lo contiene debe ser lavado, regenerando la alúmina con soda cáustica. Luego se lleva a cabo el enjuague y la neutralización con ácido. Por último debe volver a ser enjuagado con agua. La regeneración no es económicamente conveniente.

Intercambio Iónico:

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

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

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

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

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

Dado que la resina aniónica es envenenada con cloro, hierro, manganeso y con la mayoría de sustancias orgánicas que pueden encontrarse presentes en el agua, debe removérselos previamente con un filtro GAC (carbón activado granulado), que los adsorbe.

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

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

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

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

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

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

Ósmosis Inversa:

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

La presión osmótica está directamente relacionada con la concentración de la solución considerada, según la ley de Raoult. La presión aplicada en el proceso de OI depende de la concentración de la solución a tratar. Comúnmente se encuentra en el rango de 14 a 65 atm. Las membranas constituyen el medio encargado de efectuar la separación de soluto del solvente en el que se halla en solución. La primera condición que se le debe exigir es un alto poder separador, lo que se llama “rechazo de membrana” que indica la relación entre la concentración del contaminante del agua tratada y la concentración del mismo en el agua sin tratar. Las

membranas utilizadas son del tipo asimétricas, con diferencias en sus caras por fabricación. Poseen una capa densa microporosa que rechaza del soluto a la vez que limita el flujo del solvente. Tiene una capa soporte esponjosa de poro mucho más abierto. Se suelen fabricar, según el sistema de OI, de diferentes materiales poliméricos, como acetato de celulosa y poliamidas.

Los módulos de OI son el conjunto constituido por la membrana semipermeable, el soporte semipermeable y el colector de líquido permeado. La finalidad del soporte es conferir resistencia mecánica. En etapa comercial se encuentran diferentes opciones de diseño: tubular, placa-marco, espiral y fibra hueca. Los módulos son dispuestos comúnmente en serie. La recuperación de agua ronda 75 %, según la salinidad del agua cruda.

La planta de tratamiento está dividida en tres secciones.

- 1) Sección de pretratamiento: es fundamental en lo que hace al mantenimiento y rendimiento de la planta. Tiene una alta influencia en los costos de instalación y operación. Los reactivos utilizados son ácido sulfúrico y sustancias antiincrustantes, para evitar la taponación de las membranas con partículas y sustancias adsorbidas. Las membranas retienen mejor al As (V), por lo que es conveniente realizar una oxidación previa.
- 2) Sección de sistema hidráulico y de bombeo: Significa el mayor costo de instalación. Los equipos de bombeo deben proveer la presión necesaria para un caudal adecuado. Las bombas utilizadas son muy costosas.
- 3) Sección modular o separador: Conjunto de módulos ordenados para obtener una producción determinada (caudal, calidad)
Un aspecto importante es la recuperación obtenida= caudal producido/ caudal de alimentación. Actualmente se supera el 60% de recuperación dado que se recicla el concentrado y se vuelve a procesar.

La ósmosis inversa es la técnica más utilizada en Argentina para la eliminación de As del agua de consumo.

A través de ella se logra mejorar la calidad general del agua, en casos donde la sola remoción del As no la haría potable.

Este tratamiento ha probado eficiencias de remoción de As y otras sales mayores del 95 al 99.5 % (y aún mayores) cuando se opera a presiones ideales. Esto permite mezclar aguas tratadas con agua cruda para el consumo, sin que se superen los valores de As permisible.

La remoción de As mediante OI presenta problemas al tratar aguas de alta salinidad.

Un problema es que la baja recuperación de agua puede llevar a un incremento de la necesidad de agua natural. El agua salina de desecho también es un factor de preocupación. La implementación a pequeña escala de este proceso puede llevar a que sea necesaria la optimización de la recuperación del agua debido a la escasez de la misma, lo cual puede desembocar en un aumento del costo del tratamiento de aguas con arsénico.

Costos estimativos:

Pueden variar mucho, según la instalación, el caudal tratado, etc. Presentamos un ejemplo para estimar el orden del mismo.

Consumo de energía (15 kW): \$ 0.140 , reactivos para el pretratamiento: \$ 0.085, reposición de microfiltros y membrana: \$ 0.034, mano de obra: \$0.045, mantenimiento: \$0.045 (por metro cúbico de agua tratada)

Costo total: 0.40 \$/ metro cúbico de agua tratada

Electrodialisis por inversión:

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

Tiene costos de operación altos debido al uso de energía.

Las ventaja que presenta es que se trata de una técnica generalmente automatizada, por lo que puede considerarse apropiada para sistemas pequeños.

Nanofiltración:

Las membranas de nanofiltración tienen un tamaño de poro que se encuentra entre los 0.001 y 0.005 micrones. Debido al pequeño tamaño, puede remover tanto As (III) como As (V). Al igual que las otras técnicas, la remoción es más efectiva en el caso de la especie pentavalente. Como consecuencia también del reducido tamaño de poro suele producirse el taponamiento de los mismos con más facilidad que en las membranas de micro- o ultrafiltración (ósmosis inversa). La aplicación de esta técnica para aguas superficiales requiere de un extenso pretratamiento para la remoción de partículas.

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

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

Unidades de Punto de Uso (POU):

Una unidad POE es una unidad de tratamiento que se aplica al agua de red cuando esta ingresa a una casa o edificación con el propósito de eliminar o reducir contaminantes del agua potable que se distribuye en la casa u edificio. Una unidad de tratamiento POU es una unidad de tratamiento que se aplica al lugar de uso del agua en el edificio o casa, como lo es una canilla. Esta tecnología también tiene como fin reducir el nivel de contaminantes del agua en ese punto, en esa canilla. Las unidades POU son típicamente instaladas en la canilla de la cocina.

Los métodos POU pueden probar ser muy útiles, efectivos y baratos en lo que concierne al tratamiento de aguas con arsénico. Pocos estudios han sido efectuados, pero se ha llevado a cabo un estudio en el pueblo de San Isidro, Nuevo Méjico, EE.UU.. El estudio se llevó a cabo para determinar si un tratamiento POU de ósmosis inversa era viable y funcionaba satisfactoriamente en vez de una central de tratamiento para remover arsénico y flúor del agua para consumo en esta pequeña comunidad rural de unas 200 personas. Una unidad RO, un tipo común de aparato POU, es un sistema de membranas que rechaza compuestos basándose en sus propiedades moleculares y las características de la membrana de ósmosis inversa. Esta tecnología es capaz de eliminar el 86% del arsénico total. En general, pueden usarse para el

tratamiento de contaminantes inorgánicos, compuestos orgánicos sintéticos y radionúclidos, pero no para compuestos orgánicos volátiles, ya que no cubren todas las formas de exposición a los mismos.

Estas tecnologías aun son consideradas emergentes, debido al problema de la disposición de los residuos que generan, y los costos involucrados. Las unidades POU de ósmosis inversa (POU-RO) y/o intercambio iónico (POU-IX) han probado tener costos accesibles para el tratamiento de arsénico (como así para otros metales como el plomo, antimonio, bario, berilio, cadmio, cromo, cobre, flúor, selenio y talio). Los conceptos de construcción de estas unidades están basados en los modelos de depuración centralizada que también hemos descripto, solo que en las unidades POU/POE están reducidos en escala. En general, el tema de los desechos de unidades POU-RO no es de importancia. Estas unidades necesitan un medio para descargar agua de desecho al colector o drenaje; el agua en general estará suficientemente diluida como para poder realizar esta descarga.

Unidades POU de Alúmina activada:

Las unidades de alúmina activada (AA) se usan en general para la remoción de flúor, pero son aplicables también al arsénico. Como la mayor capacidad de adsorción ocurre entre pH 5.5 y 6.0 para el arsénico, y no se ajusta el pH en unidades POU, la eficiencia no será óptima. Esto implica que la capacidad de intercambio/adsorción de la alúmina activada se alcanzará en un menor tiempo, y el cartucho usado deberá ser reemplazado más a menudo.

Unidades POU por Intercambio ionico:

En este tipo de unidades, es importante advertir al consumidor sobre los potenciales efectos sobre la salud. Como las unidades POU no tratan todas las canillas de agua de una casa, existe un riesgo potencial para la salud, para aquellos residentes que tomen agua no tratada. Los residentes deben ser informados acerca de la importancia de cumplir con los tiempos de reposición de cartuchos, filtros, y módulos de la unidad. El uso de la publicidad como medio para llegar a la gente, para advertir y enseñar acerca del uso de esta tecnología, podría generar costos que se reflejaran en el precio de las unidades y que hiciera de ésta una tecnología menos atractiva.

Unidades POU utilizando jabones de hierro (proyecto en prueba):

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

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

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

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

- En estas experiencias se utilizó el estearato de hierro (III) obtenido a partir de estearato de sodio y FeCl_3 en cantidades estequiométricas.
- En base al comportamiento esperado del reactivo para el secuestro de Arsénico soluble se considera como razonable la proporción desde 333/1 [Fe^{3+}/As], hasta diez veces menos; es decir 33/1 de la misma reacción.

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

En estas circunstancias el reactivo se distribuye homogéneamente en todo el volumen. Luego de un reposo de un par de minutos, se filtra a otro envase similar utilizando un embudo con un pequeño trozo de algodón colocado como material filtrante. Se debe utilizar un embudo de vástago adecuado que proporcione una velocidad de filtrado alta.

Terminado el escurrimiento el reactivo se retira del embudo junto con el algodón, cuidadosamente para evitar que queden restos. Este material (que no debe reutilizarse) debe ser almacenado en un recipiente que garantice la evaporación para disminuir peso y volumen (por ejemplo, tapado con tela). El reprocesamiento de este residuo (peligroso por su contenido en arsénico) pertenece al ámbito de la industria química especializada.

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

Niveles de arsénico superiores a 0,775 mg/L se tratan más cómodamente con dos operaciones: una primera donde la relación no supere la de 50 a 1, garantiza la remoción de un 70% mínimo del As presente, y en una segunda operación nos hallamos en el caso anterior. Esto evita tener que utilizar grandes cantidades de reactivos.

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

Tecnologías propuestas por la EPA para el tratamiento de arsénico en agua:

Tecnología	Experiencia que requiere Operador	Rango de calidad de las aguas
1. Alumina Activada	Avanzada	Aguas subsuperficiales. La competencia entre aniones puede afectar la longitud de la columna de intercambio
2. Intercambio ionico	Intermedia	Aguas de pozo con bajo TDS. La competencia entre iones también afecta el largo de la marcha. El agua debe ser baja en sólidos para no desequilibrar las resinas
3. Ablandamiento con Cal	Avanzada	Aguas duras de pozo y superficie. Calidades de agua dispares pueden dificultar el proceso
4. Coagulación Filtración	Avanzada	Puede tratar un amplio rango de aguas
5. Ósmosis Inversa	Avanzada	El agua de superficie a menudo requiere prefiltración
6. Electrodialisis por inversión	Avanzada	El agua superficial requiere prefiltración
7. POU – RO	Básica	Igual que #2
8. POU – RO	Básica	Igual que #5

A continuación presentamos un resumen de los problemas principales presentados por las diferentes tecnologías aplicables a la eliminación o reducción del arsénico en las aguas de consumo.

Coagulación/Filtración y Ablandamiento por Cal:

- No es apropiado para la mayoría de los sistemas a pequeña escala. Altos costos, necesidad de operarios bien entrenados, y variabilidad en la eficiencia del proceso.
- Los químicos requeridos para la regeneración y ajustes de pH pueden ser difíciles de manejar para sistemas pequeños.
- La coagulación/filtración y ablandamiento por cal, por sí solos, pueden llegar a no alcanzar los niveles establecidos, por lo que el intercambio iónico puede llegar a ser una buena opción para pulir los resultados.
- La disposición de los lodos de tratamiento puede generar problemas. Puede crear flujos de descarga/desecho excesivamente concentrados.
- La química de ablandamiento puede ser muy compleja para pequeños equipos

- La operación y mantenimiento de alimentadores de cal y líneas transportadoras de barros de cal puede ser muy compleja para sistemas pequeños.
- En el ablandamiento con cal, hay un potencial para la precipitación de cal en exceso en colchones de filtración y formación de carbonatos de calcio dentro de los filtros

Alúmina Activada:

- Escasez de alúmina F-1. Los ensayos con sustitutos no han rendido iguales resultados que los obtenidos con alúmina F-1.
- Los requerimientos de manipulación y uso de químicos de este proceso pueden convertirlo en muy complejo y peligroso para pequeños sistemas.
- Este método puede llegar a no ser eficiente a largo plazo, ya que parece perder capacidad de adsorción significativamente con cada regeneración.
- La disposición final de los subproductos, principalmente los efluentes de salmuera, pueden generar problemas.

Intercambio Ionico:

- El agua rechazada presenta una concentración de contaminantes muy alta. Su disposición puede presentar problemas. El reciclaje de este subproducto puede reducir el impacto.
- Los niveles de sulfatos afectan la eficiencia del proceso.
- Útil para pequeños sistemas de agua subsuperficial con pocos sulfatos y TDS, y como un tratamiento secundario para la filtración y otros métodos más efectivos.

Ósmosis Inversa/Nanofiltración:

- Los costos de instalación son elevados.
- El rechazo de agua (15-20% del caudal afluente) puede generar problemas en zonas de escasez de agua, y hasta obligar al reciclaje, incrementando costos.
- El agua rechazada presenta una concentración de contaminantes muy alta. Los mismos pueden ser de 10 a 50 veces más concentrados que el agua cruda.
- Las membranas retienen también carbonatos de calcio y magnesio y sulfatos que producen mal olor.
- Las concentraciones en agua cruda de sulfato mayores a 25 mg/l inhiben el funcionamiento de las membranas.
- La clorinación deteriora las membranas.

Electrodialisis:

- El rechazo de agua (15-20% del caudal afluente) puede generar problemas en zonas de escasez de agua, y hasta obligar al reciclaje, incrementando costos.
- Puede no ser competitivo respecto de los costos y eficiencia, comparado a los sistemas de ósmosis inversa y nanofiltración, si bien es más fácil de operar.

Punto de Uso:

- Adoptar un sistema de tratamiento POU/POE en comunidades pequeñas requiere más capacidad de almacenaje de datos para monitorear los aparatos individuales, que un tratamiento centralizado.
- Cuando las unidades POU se entregan en concesión, programas para períodos prolongados de uso, mantenimiento, y monitoreo deben ser efectuados por el proveedor para asegurar el correcto funcionamiento.
- Los sistemas POU/POE requieren regulaciones especiales referentes a las responsabilidades del usuario, responsabilidad en el manejo del agua, y del uso de agua por parte de las instalaciones individuales domésticas de cada casa, conectadas al aparato.

Disposición y Tratamiento de los lodos residuales:

Los residuos con As son difíciles de manejar, ya que no es posible la “destrucción” del material. La norma nacional argentina para desagües cloacales establece una concentración máxima para el As de 0.5 mg/l.

Los lodos residuales obtenidos en las plantas de tratamiento deben ser deshidratados, por ejemplo en lechos de secado. Luego se realiza el test estándar de lixiviado. Si lo pasan, pueden ser dispuestos en rellenos sanitarios.

Los lodos con concentraciones de As mayores a 5 mg / l *¹ entran en la categoría de residuos peligrosos. Si el residuo tiene concentraciones que se encuentran por encima de este valor, deberá ser llevado a tratamiento, en el que pueda convertirse al arsénico a una forma que pueda ser dispuesta de manera segura. Para ello debe realizarse la estabilización, inmovilización y/o encapsulación del mismo. Es un punto clave en esta instancia determinar si los residuos pueden ser tratados directamente para disposición final (estabilización) o si se debe realizar un pretratamiento previo (inmovilización, encapsulación). Esto último es necesario cuando la

concentración de As en el residuo supera los 50 mg/kg de residuo*², algo que no suele ocurrir en los residuos obtenidos en las plantas de tratamiento.

*¹: norma de Estados Unidos.

*²: norma de Australia.

Se presenta como una alternativa la recuperación del As del residuo por un proceso de extracción y su reutilización en la preparación de productos con base de As. En la práctica es todavía poco viable.

La disposición de los coagulados contaminados con arsénico de los métodos de coagulación/filtración o ablandamiento por cal puede ser causa de disputas. Para grandes plantas de tratamiento, un gran cuerpo de agua probablemente necesitaría descargar los efluentes de salmuera para las tecnologías de ósmosis inversa y nanofiltración. Plantas de tratamiento continentales posiblemente necesitarían algún pretratamiento antes de la descarga al colector cloacal debido al incremento en salinidad. La descarga a cloacales puede requerir un pretratamiento para disminuir los niveles de arsénico. El efluente producido por las tecnologías de intercambio iónico y alúmina activada es una salmuera concentrada con altos niveles de TDS. Estos efluentes puede también requerir algún pretratamiento antes de su descarga al colector pluvial, cloaca, etc.

Conclusiones:

Con las técnicas de coagulación/filtración con sales de hierro se alcanzan resultados seguros y que satisfacen los niveles de As exigidos. Es el método actualmente más utilizado y estudiado. La cantidad necesaria de reactivo (sal de hierro) depende del agua cruda a tratar, como también la filtrabilidad de lo flóculos.

También con el ablandamiento con cal se obtienen buenos resultados a pH superior a 10,5, alcanzándose los valores de As requeridos. Parecería aconsejable en caso de que se requiera una descarbonatación simultánea.

Para el tratamiento de aguas con As deben ser especialmente consideradas las instalaciones de adsorción/filtración, principalmente las que utilizan hidróxido de hierro como adsorbente. Tienen gran especificidad por el As y sus costos no son muy elevados. Se encuentran en uso comercial recién desde 1996.

Las instalaciones con membranas son apropiadas para la remoción de As. Debido a su bajísima especificidad producen la remoción de otras muchas sustancias presentes en el agua cruda, cambiando considerablemente sus propiedades químicas. Las salmueras residuales tienen una alta carga de As y deben ser sometidas a postratamientos. Como una solución a estos

problemas se plantea un establecimiento combinado, en el que se extraiga el As de la salmuera mediante una adsorción optimizada con hidróxidos metálicos, y agregando la salmuera tratada al permeado inicial.

LEGISLACIÓN VIGENTE

Normas para arsénico contenido en agua de 1968:

- Norma de la U.S. Public Health Service: 0.05 mg/L
- Norma internacional de la O.M.S.: 0.2 mg/L
- Norma inglesa: 0.2 mg/L
- Norma argentina: 0.12 mg/L
- Norma chilena: 0.05 mg/L
- Norma alemana: 0.04 mg/L

Normas actuales:

- Norma chilena: 0.05 mg/L
- Norma en Estados Unidos: 0.05 mg/L
- Norma argentina: 0.05 mg/L
- Norma francesa: 0.05 mg/L
- Norma de la O.M.S.: 10 ug/L
- Norma alemana: 10 ug/L

En algunas provincias de la Argentina existe antagonismo entre la ley provincial y la ley nacional.

Proposiciones para nuevos límites máximos de contenido de As en el agua:

Las tendencias actuales en países altamente industrializados proponen límites máximos de contenido de arsénico que, según algunas de las opiniones emitidas, deberían ser de hasta varios cientos de veces inferiores a las actuales.

Se destaca que en la actualidad todavía no hay certeza con respecto a si se dispone de acerca de las tecnologías de tratamiento que permitirían rebajar los contenidos de arsénico a esos límites. Lo único cierto es que los costos serán muy altos.

En la actualidad existe una normalización del límite máximo permitido para el contenido de arsénico en agua, referido al elemento e independiente de la especiación química, en circunstancias de que la especiación química tiene una alta relación con el potencial tóxico. Deberían estudiarse los criterios actualmente vigentes, con el fin de mejorar y actualizar los sistemas de control, basándose sobre una proposición que determine la necesidad de realizar análisis de especiación del arsénico en agua.

Se ha calculado que al nivel de 0.05 mg/L de arsénico, establecido como norma en varios países, el riesgo de morir de cáncer de hígado, pulmón, riñón o vejiga causado por beber 1 litro por día de agua durante toda la vida podría ser de 13 por cada 1000 personas expuestas.

Un artículo de publicación de la AWWA (American Water Works Association) que contiene un estudio realizado por la WITAF (Water Industry Technical Action Fund) acerca del arsénico, dice que el nivel máximo de arsénico, para prevenir el cáncer, debería ser de 0.00025 mg/L. Un aspecto importante a destacar es que la tecnología analítica en uso permite medir el contenido de arsénico en el agua en niveles de 0.002 mg/L o superiores.

Los niveles máximos que actualmente está considerando la EPA como futuros límites son muy bajos y varían entre 0.0005 y 0.02 mg/L.

Desarrollo de los estándares para agua de bebida (EPA)

El SDWA (safe drinking water act), impulsó a la EPA a identificar y regular ciertas sustancias en el agua de bebida que pudieran tener efectos adversos en la salud pública. Las regulaciones para el agua de bebida, están dirigidas en primer lugar a la salud humana, y en segundo lugar a las cualidades estéticas del agua del agua (olor, color sabor) que están relacionadas con la aceptación del agua de bebida. En cuanto a las primeras regulaciones, la EPA debe establecer un nivel de contaminación máximo (MCL).

Cuantificación de efectos no carcinogénicos del As (EPA 1989)

La dosis de referencia (RfD), estima la cantidad diaria de una cierta sustancia que una persona, incluyendo las personas más sensibles, puede ingerir a lo largo de su vida con poco riesgo de que aparezcan efectos negativos en su salud. Las RfDs se expresan en miligramos de la sustancia por kilo de peso por día (mg/kg/día). La información sacada de estudios crónicos (2

años), o subcrónicos, (90 días) de humanos o animales provee estimaciones sobre los niveles de contaminante que no causan efectos (NOAEL o LOAEL).

El NOAEL está dividido por un factor de total incertidumbre (UF) de 1 a 10.000 para obtener el RfD. La EPA adopta un UF de 1, 3 o 10 cuando el NOAEL de un estudio con humanos se usa para observar variaciones dentro de la especie, y un factor de incertidumbre de 100 para un LOAEL cuando se quiere ver la no existencia de un NOAEL y para variación de especies. Los Ufs proveen un margen para los distintos tiempos de respuesta de las distintas especies, para la falta de información y para exposiciones menores a toda la vida. Los científicos seleccionan el UF para una evaluación de riesgo específica.

El equivalente para el agua de bebida (DWEL) se calcula multiplicando el RfD de un adulto de 70 kg y dividiéndolo por dos litros por día (consumo promedio de un adulto). El DWEL asume que el 100% de la exposición proviene del agua de bebida. El MCLG es luego determinado multiplicando al DWEL por el porcentaje de la exposición diaria total contribuida por el agua de bebida. Este porcentaje se toma igual al 20% cuando no hay información disponible, y entre 20% y 80% cuando hay información disponible para estimar la exposición. Basándose en el RfD de 1993 para el arsénico (0.3 ug/kg/día), el DWEL calculado sería 0.3 ug/kg día multiplicado por 70 kg y dividido por 2 L/día. Debido a ciertas incertidumbres que se pueden encontrar en los archivos del IRIS para el arsénico, el DWEL podría estar entre los 3 y 30 ug/L.

Cuantificación de los efectos carcinogénicos del As:

Por muchos años el congreso de los Estados Unidos apoyaron una meta de cero tolerancia para sustancias cancerígenas en la comida y el agua, y esta meta fue incorporada en el SDWA de 1974. Bajo esta política, los contaminantes que están clasificados como cancerígenos o posibles cancerígenos en humanos tenían una MCLG igual a cero. La oficina de ciencia y tecnología de la EPA, desarrolla un rango de riesgo de contraer cáncer (probabilidad de que una persona desarrolle cáncer después de toda una vida de ingerir agua con ese contaminante). Se utilizaron modelos matemáticos para calcular la concentración en agua de bebida que llevaría a un riesgo de desarrollar cáncer de 10^{-1} a 10^{-6} . Una cierta concentración en agua (ug/L) con un riesgo de 10^{-5} , sería una concentración que produciría un caso de cáncer en 100.000 individuos expuestos al contaminante durante 70 años, 10^{-6} sería un caso en un millón de personas.

Los datos utilizados en las estimaciones de riesgo provienen de estudios con animales (se los expone durante toda su vida). Para predecir el riesgo en humanos, las dosis orales que se utilizaron con los animales son corregidas de acuerdo a las diferencias de tamaño y área superficial.

El arsénico es una sustancia muy cancerígena. Tomando datos de Taiwan la EPA calculó la estimación posible máxima para las mujeres $3 \cdot 10^{-5}$ y para los hombres $7 \cdot 10^{-5}$ que beben dos litros por día de agua contaminada con 1 ug de arsénico /L. Estos valores fueron combinados para dar un valor de riesgo de $1 \cdot 10^{-4}$.

Es sabido que la ingestión de As en su forma más tóxica (trivalente) causa cáncer de piel. La evidencia analizada en distintos trabajos indica que también puede causar cáncer de hígado, pulmón, riñón y vejiga.

Exposición y contribución relativa de la fuente

Estimaciones recientes sobre la exposición humana al arsénico en agua de bebida fueron hechas por la EPA. Tomaron información de numerosos muestreos federales que analizaban la presencia de arsénico en los suministros de agua, en la comida y en el aire. También se tuvieron en cuenta estudios locales y regionales. Según el estudio de dieta total, realizado por la administración de alimentos y drogas (FDA), el promedio de consumo de arsénico total en Estados Unidos es de 53 ug/día. Sin embargo la metodología analítica utilizada por la FDA no distingue entre arsénico orgánico e inorgánico. Como las formas inorgánicas son consideradas menos tóxicas, es importante estimar la cantidad de arsénico inorgánico en la dieta. La EPA utilizó la información de la FDA junto con un estudio de caracterización de las especies de arsénico en la comida. Esta caracterización indicaba que un 20% de la ingesta diaria de arsénico es de la forma inorgánica. Sin embargo, la mayor cantidad de especies inorgánicas de arsénico se encuentran en el agua de bebida. Los datos de muestras tomadas en aire indican concentraciones muy bajas de arsénico (0.003 –0.03 ug/L), tanto en localidades urbanas como en localidades no urbanas. Por lo tanto el aire es una fuente de arsénico despreciable que no supera el 1% de la exposición total.

Para la mayoría de las personas que viven en los Estados Unidos, la exposición al arsénico inorgánico es principalmente debido a la comida y el agua. La ingesta debido a la comida de arsénico inorgánico es de 14 ug/día. Un adulto que bebe 2 L de agua por día con un contenido de arsénico de 10 ug/L obtendría 20 ug/día de arsénico, lo que sería un 60 % de la

ingesta total de arsénico inorgánico. Por otra parte, si un adulto toma agua con 2 ug/L de arsénico, obtendría el 80% de arsénico inorgánico de la comida.

En la Argentina, en más de 100 localidades de las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Salta, San Luis, Córdoba, Santa Fe, Santiago del Estero, Tucumán y otras se encuentra una tasa de As contenida en el agua de bebida de hasta 12 mg / l. El origen del problema se encuentra en la cenizas volcánicas resultantes de la formación de la Cordillera de los Andes, que contaminan los acuíferos subterráneos. En la provincia de Santa Fe, por ejemplo, 200.000 personas, 11 % de la población provincial, están expuestas a valores concentración de As en el agua de bebida que supera el nivel establecido por el código alimentario.