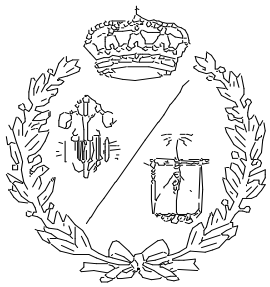
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS
INDUSTRIALES Y DE TELECOMUNICACIÓN

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



Proyecto Fin de Carrera

OPCIONES TECNOLÓGICAS PARA LA ELIMINACIÓN DE ARSÉNICO DENTRO DEL PROCESO DE POTABILIZACIÓN DEL AGUA: REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA Y ANÁLISIS BIBLIOMÉTRICO

(Technological options for the removal of arsenic in the drinking water process: bibliographic review and bibliometric analysis)

Para acceder al Título de

INGENIERO TÉCNICO INDUSTRIAL
ESPECIALIDAD EN QUÍMICA INDUSTRIAL

Autor: Rubén Arce Castro

Julio - 2013

ÍNDICE

1.- Planteamiento 6
1.1.- Agua potable: importancia y problemática 6
1.1.1.- Proceso de potabilización 7
1.1.2.- Sedimentación, filtración y adsorción 8
1.1.3.- Coagulación y floculación 12
1.1.4. Procesos de membrana 18
1.1.5.- Procesos de ablandamiento 20
1.1.6.- Desinfección 24
1.1.7. Tratamiento de los problemas de sabor, olor y aspecto 28
1.1.8.- Acceso al agua potable 29
1.1.9.- Sostenibilidad para la potabilización del agua 30
1.1.10.- Regulación en la Unión Europea sobre agua potable 32
1.2.- Aspectos relativos a la aceptabilidad del agua 36
1.2.1.- Sabor, olor y aspecto 38
1.2.2.- Repercusión de otras propiedades físicas 38
1.2.3.- Contaminantes de origen biológico 40
1.2.4.- Contaminantes de origen químico 42
1.3.- El arsénico como contaminante en el agua 52
1.3.1.- Química del arsénico 52
1.3.2.- Fuentes de arsénico 53
1.3.3.- Efectos sobre la salud humana del arsénico 55
1.3.4.- Metabolismo del arsénico 59
1.3.5.- Escenario mundial de la intoxicación por arsénico 60
2.- Desarrollo 69
2.1.- Metodología 69
2.2.- Objetivo de la revisión 69
2.3.- Fuentes de datos 70
2.4.- Selección de artículos de interés 70
2.5.- Análisis bibliométrico 75
2.5.1- Citas 75
2.5.2.- Tecnologías 76
2.5.3.- Revistas 77
2.5.4.- Editorial 77

2.5.5.- Año de publicación..... 78
2.5.6.- Países..... 79
2.6.- Discusión de los artículos seleccionados..... 80
2.6.1.- Adsorción e intercambio iónico..... 81
2.6.2.- Membranas..... 82
2.6.3.- Otras tecnologías..... 86
2.6.4.- Procesos híbridos..... 87
2.6.5.- Pretratamientos..... 88
2.6.6.- Otros aspectos..... 88
3.- Conclusiones..... 91
4.- Bibliografía..... 94

PLANTEAMIENTO

1.- Planteamiento

1.1.- Agua potable: importancia y problemática

Actualmente 1100 millones de personas carecen de acceso a agua potable y 2600 millones de personas no disponen de sistemas de saneamiento adecuados, sistemas con los cuales se reducirían un gran número de enfermedades. Desde las instituciones internacionales se está trabajando para paliar esta crisis del agua, pero la tendencia sigue siendo negativa [1].

Las Naciones Unidas asumieron el compromiso de reducir a la mitad esta cifra antes del 2015, a pesar de eso, todos los datos indican que estamos muy lejos de conseguirlo [2,3]. En algunos casos la mala evolución de los indicadores puede ser debida a condicionantes ambientales, como la sequía, aunque a menudo los suministros se ven amenazados por la mala gestión, el despilfarro y la contaminación.

El agua es un requerimiento básico para la vida y la salud, siendo el acceso a la misma uno de los derechos humanos básicos. Consumir agua en mal estado es una de las principales fuentes de infección y la causa de diversas enfermedades gastrointestinales, como el cólera. Alrededor de 2 millones de personas mueren cada año debido a diarreas, siendo la mayoría de ellas niños menores de 5 años [4]. El impacto de las enfermedades de origen hídrico se basa en la mortalidad real de aproximadamente 50.000 personas diarias, debido a enfermedades transmitidas a través del agua.

Diferentes brotes epidémicos han afectado a un gran número de personas en regiones de todo el mundo. Aunque es habitual pensar que las enfermedades de transmisión hídrica afectan fundamentalmente al llamado tercer mundo, países plenamente desarrollados se han visto igualmente afectados. Por ejemplo, 403.000 habitantes de la ciudad de Milwaukee en los EE.UU fueron afectados en 1993, por un caso de enfermedad gastrointestinal a partir del protozoo *Cryptosporidium* [5,6]. Pese a que la mortalidad de casos como éste es baja, sólo el impacto socio-económico ya es realmente extraordinario.

Por otra parte, la demanda global de agua sigue aumentando sin parar. En cien años, la población mundial se ha triplicado, pero el consumo de agua se ha multiplicado por seis. Al incremento de la población mundial –y de las poblaciones de animales domésticos-, es preciso añadir el hecho de que los recursos al alcance de todo el mundo disminuyen por el incremento de los procesos de contaminación. Las proyecciones indican que la extracción global de agua para 2025 habrá aumentado un 22 % con respecto a su nivel de 1995, a un total de 47.772 km^3 [7]. En conjunto, el consumo de agua con fines domésticos, industriales y ganaderos –es decir, todo el consumo con excepción del riego- registrará un fuerte aumento de un 62 % entre 1995 y 2025. Debido al rápido crecimiento de la población y al aumento del consumo de agua per cápita, el consumo doméstico

total aumentará un 71 %, y más de un 90 % de este aumento corresponderá a los países en vías de desarrollo [7].

Aunque la dotación de agua mínima recomendada en España para el suministro doméstico se sitúa en los 167 L/hab-día, el consumo en las grandes ciudades se encuentra hoy en día cerca de los 250 L/hab-día [8]. Si incluimos todos los consumos, añadiendo los industriales, riego y otros, en las zonas periféricas con rentas medias más altas y una densidad urbana menor, la dotación media urbana anual se sitúa alrededor de los 350 L/hab-día (230 L/hab-día para usos domésticos), superando los 500 para usos globales, incluyendo el agua urbana, de riego y la destinada a la agricultura [9]. Estas cantidades están cerca de los 700 litros que cada norteamericano gasta para lavarse, limpiar el coche o regar el césped, y demuestran que el modelo de desarrollo urbanístico es una clave esencial del nivel de consumo de agua.

En cambio, algunos habitantes de África no llegan al mínimo de veinte litros que necesita diariamente el ser humano, según las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud, y se tienen que conformar con 10 litros de agua al día, los cuales muchas veces sólo serán accesibles después de caminar durante horas. De hecho, se considera que la cantidad recomendable de agua para consumo humano (beber, cocinar, higiene personal y limpieza del hogar) es de 50 L/ hab-día. A estas cantidades debe sumarse el aporte necesario para la agricultura, la industria y, por supuesto, la conservación de los ecosistemas acuáticos, fluviales y, en general, dependientes del agua dulce. Teniendo en cuenta estos parámetros, se acostumbra a establecer una cantidad mínima recomendable de 100 L/hab-día [2].

1.1.1.- Proceso de potabilización

Se denomina agua potable o agua para consumo humano, al agua que puede ser consumida sin restricción debido a que, gracias a un proceso de purificación, no representa un riesgo para la salud. El término se aplica al agua que cumple con las normas de calidad promulgadas por las autoridades locales e internacionales.

Al proceso de purificación que consiste en el tratamiento del agua para transformarla en potable se le denomina potabilización. La potabilización del agua es necesaria para adecuar su calidad a las normas propias del uso. La potabilización de las aguas a escala urbana se inicia a principios del siglo XX, con la desinfección del agua de suministro para proteger la salud pública frente a las epidemias de cólera y otras infecciones que afectaban las poblaciones de Europa y América. Hoy en día, el agua al salir de la planta reúne una serie de características organolépticas, físico-químicas, microbiológicas y relativas a sustancias tóxicas o radiactivas, reguladas por ley, que permiten su consumo público y que garantizan un agua potable de calidad.

De hecho, la prestación de servicios de saneamiento adecuados, el abastecimiento de agua potable y la educación en higiene implican una intervención sanitaria eficaz, que puede reducir la mortalidad provocada por las diarreas en un 65% de promedio. Por otro lado, la morbilidad asociada se puede reducir en un 26% [2]. Actualmente, la falta de acceso al agua potable contribuye en dos de las tres causas principales de mortalidad infantil: diarrea y malnutrición.

Según Naciones Unidas, ninguna medida contribuiría más a reducir las enfermedades y salvar vidas en los países en vías de desarrollo, que facilitar el acceso general al agua potable y a los servicios de saneamiento. A continuación se destacan las etapas más importantes del proceso de potabilización.

1.1.2.- Sedimentación, filtración y adsorción

La mayoría de las aguas superficiales contienen cantidades variables de sólidos en suspensión, incluyendo limo, arcilla, bacterias y virus, y es necesario extraerlos antes de la distribución para el consumidor doméstico. Los sólidos en suspensión no sólo afectan a la aceptabilidad del agua, sino también interfieren en la desinfección. Los principales procesos de tratamiento son la sedimentación y la filtración. La sedimentación rara vez es suficiente para la clarificación de aguas turbias y es de poca o ningún valor para la eliminación de partículas muy finas como arcilla, bacterias, etc.

En muchas plantas de tratamiento de aguas superficiales, hay un depósito de presedimentación previo a las unidades de tratamiento. El depósito permite que las partículas grandes se asienten y proporciona un volumen de tampón frente a los cambios en la calidad del agua.

La Tabla 1.1 muestra el efecto del tamaño de partícula en la velocidad de sedimentación de un sólido que tiene un gravedad específica de 2.65 en agua a 20ºC, [10]. La tabla muestra que las únicas partículas que se depositan en un plazo razonable de tiempo son limo, arena, y, posiblemente, algunas bacterias grandes. Los valores indicados corresponden a un sistema sin turbidez y los tiempos serían mucho más largos para los casos reales donde las corrientes tienden a alterar el asentamiento.

El tratamiento adicional, que es necesario para la producción de agua potable, puede implicar sólo la filtración por arena o múltiples filtros o puede requerir un considerable pretratamiento, como por ejemplo, la coagulación y la floculación antes de la filtración.

El uso de filtros de arena como un método de aclarar el agua se remonta a los pequeños lechos de arena diseñados para Paisley, Escocia, en 1804 y, más tarde, a la arena más grande utilizada en filtros por la Compañía de Agua de Chelsea de Londres en 1828 para filtrar agua del río Támesis. La primera utilización de filtros de arena en los Estados Unidos fue en Poughkeepsie, Nueva York, en 1872 [11]. La Tabla 1.2 [12] compara las propiedades de los filtros de velocidad lenta, rápida y alta. Los filtros lentos de arena tienen grandes superficies debido a las bajas tasas que deben utilizar. Se

desarrollaron filtros con tasas más altas debido a las grandes superficies que se requerirían para la filtración de agua para las ciudades más grandes. Hay, sin embargo, filtros de arena lentos todavía en uso tanto en los Estados Unidos como en Europa [13].

Tabla 1.1- Velocidad de sedimentación en función del diámetro de partícula [10].

Radio de la esfera equivalente	Tamaño aproximado	Velocidad de sedimentación (para depositarse 30 cm)
10 mm	grava	0,3 s
1 mm	arena gruesa	3 s
100 µm	arena fina	38 s
10 µm	limo	33 min
1 µm	bacterias	55 h
100 nm	coloide	230 h
10 nm	coloide	6,3 años
1 nm	coloide	63 años

Tabla 1.2.- Propiedades de los tipos de filtros [12].

	Tipo de filtro		
Propiedad	Arena lenta	Arena rápida	Alta velocidad
Tasa de filtración de diseño, $L/(s \cdot m^2)$	0,081 - 0,162	1,36	2,72 - 6,83
Tamaño del lecho para filtrar agua 1 $m^3/(m^2 \cdot h)$ del medio filtrante, m^2	143	1,15	0,39
Tipo de medio	Sin clasificar	Arena clasificada con tamaños más grandes en la parte inferior	Arena y carbón clasificados
Profundidad del lecho			
capa inferior, cm	30 grava	30 - 45 grava	30 - 45 arena
capa superior, cm	90 - 110 arena	60 - 75 arena	45 - 60 carbón granular
Tiempo de uso del filtro entre limpiezas, días	20 - 60	1 - 3	0,5 - 3
Procedimiento de limpieza	Eliminación de la capa superficial para limpiar o lavar la superficie	Lavado a contracorriente forzando el agua hacia arriba a través del filtro; chorros superficiales o sumergidos de agua o aire para fluidizar el lecho	Igual que para arena rápida
Agua para la limpieza, % de agua filtrada	0,2 - 0,6	1 - 6	1 - 3

Los filtros duales de aplicación tanto municipal como industrial han sido descritos [14,15]. En uno de los primeros diseños, se usó arena de granate muy fina, densa en la parte inferior del filtro; cubierta

por arena de sílice menos densa pero más gruesa, y luego por carbón granulado de baja densidad y tamaño de partícula más grande. Este tipo de construcción ofrece tamaños de poro más grandes para el contacto inicial con el agua a filtrar y, con ello, permite una mayor penetración de las partículas más pequeñas en el lecho y el consiguiente uso más eficaz. El retrolavado devuelve al filtro a la distribución original de tamaño de partícula debido a las diferencias de densidad de los medios de filtro.

El tamaño de partícula eliminada por los filtros de arena es menor que el tamaño de los pasajes. El mecanismo de eliminación incluye adsorción de las impurezas en la relación entre los medios y el agua, ya sea por atracciones de Van der Waals o por interacción electrostática cuando las partículas del medio tienen cargas superficiales opuestas a las de las impurezas que deben eliminarse.

Ni los filtros de arena rápidos ni los filtros de técnica mixta quitan cantidades apreciables de las partículas coloidales sin un tratamiento previo adecuado. En contraste, los filtros de arena lentos no requieren ningún tratamiento previo, ya que el paso lento a través del lecho permite mejor contacto entre las partículas y así unirse a la capa sucia.

La eficacia de un filtro está influenciada por factores físicos tales como la concentración de la suspensión, tamaño medio de partícula, distribución de tamaño de partícula medio, la temperatura, velocidad de flujo y el tiempo de flujo. Estos parámetros se han considerado en diversas relaciones empíricas que ayudan a predecir el rendimiento del filtro basado únicamente en factores físicos [16,17]. La atención también se ha colocado en la interacción entre las partículas y la superficie del filtro. Los mecanismos postulados se basan en la adsorción o las interacciones químicas específicas [18].

La filtración rápida ha sustituido en gran medida a la filtración de arena lenta y tiene varios características que le permiten operar a velocidades de hasta 100 veces mayor que el método lento. Estas características son: lecho filtrante de material granular que ha sido procesado a un tamaño más uniforme que la que normalmente se encuentra en la naturaleza; el uso de un coagulante como condición previa para el agua, y los sistemas mecánicos e hidráulicos para eliminar eficazmente sólidos recogidos del lecho. Casi todas las plantas en los Estados Unidos utilizan filtración rápida [19].

El objetivo de la filtración en una planta de tratamiento municipal moderna es un máximo de 0,1 NTU (unidad de turbidez nefelométrica) [16]. La presencia de organismos que causan enfermedades se asocia con la presencia de turbidez y la completa eliminación del sabor y el olor no requiere menos de tal claridad.

Durante la adsorción de un gas o de un soluto en disolución, sus partículas se acumulan sobre la superficie de otro material. La sustancia que se adsorbe se denomina adsorbato y el material sobre el

que lo hace es el adsorbente (el proceso inverso a la adsorción se conoce como desorción). La adsorción se distingue de la absorción en que esta última implica la acumulación de la sustancia absorbida en todo el volumen del absorbente, no solamente en su superficie. En general se identifican dos tipos básicos de adsorción: la adsorción física, o fisiadsorción y la adsorción química, o quimiadsorción. La diferencia entre ellas radica en el tipo de interacciones entre el adsorbente y el adsorbato. En la adsorción física las interacciones predominantes son de tipo Van der Waals, mientras que en la adsorción química las interacciones semejan enlaces químicos.

El carbón activado es uno de los principales adsorbentes. Se produce mediante calentamiento controlado de material carbonoso, normalmente madera, carbón, cáscaras de coco o turba. Esta activación produce un material poroso con una gran superficie específica (de 500 a 1500 m^2/g) y una afinidad alta por los compuestos orgánicos. Se utiliza normalmente en polvo (CAP) o en forma granular (CAG). Cuando se agota la capacidad de adsorción del carbón activado, puede reactivarse quemando de forma controlada las sustancias orgánicas adheridas. No obstante, el CAP (y parte del CAG) se utiliza normalmente una sola vez y se desecha.

Existen diferentes tipos de carbón activado con afinidades diferentes para diferentes tipos de contaminantes. La elección entre el CAP y el CAG dependerá de la frecuencia de uso y la dosis que se necesiten. Se preferirá generalmente el CAP si la contaminación es estacional o intermitente, o si se necesitan dosis bajas.

El CAP se añade al agua en forma de pasta y se separa en tratamientos posteriores junto con los lodos generados en los mismos. Por consiguiente, su uso se limita a las instalaciones de tratamiento de aguas superficiales que cuentan con filtros. El uso de CAG en adsorbedores de lecho fijo es mucho más eficiente que el de CAP añadido al agua, y la cantidad efectiva de carbón utilizada por volumen de agua tratado sería mucho menor que la dosis de CAP necesaria para lograr la misma reducción de la concentración de contaminantes.

El CAG se utiliza para eliminar sabores y olores. Se utiliza normalmente en lechos fijos, ya sea en adsorbedores diseñados específicamente para la eliminación de sustancias químicas o en torres de filtración existentes en las que se sustituye la arena por CAG con un tamaño de partículas similar. Aunque en la mayoría de las instalaciones de tratamiento sería más barato adaptar los filtros existentes que construir adsorbedores independientes, el uso de estos filtros habitualmente sólo permite tiempos de contacto cortos. Es, por consiguiente, común instalar adsorbedores de CAG adicionales (en algunos casos con ozonización previa) entre los filtros rápidos por gravedad y la desinfección final. La mayoría de las instalaciones de tratamiento de aguas subterráneas no tienen filtros, por lo que habría que instalar adsorbedores *ad hoc*.

La vida útil de un lecho de CAG es función de la capacidad del carbón utilizado y del tiempo de contacto del agua con el carbón, llamado tiempo de contacto con el lecho vacío, que se controla mediante el caudal unitario de agua y que suele ser del orden de 5 a 30 minutos. Hay diferentes tipos de CAG, con capacidades considerablemente diferentes para compuestos orgánicos específicos, lo

que puede afectar considerablemente a su vida útil. Hay publicados datos de isotermas de adsorción que orientan sobre la capacidad de diferentes tipos de CAG. La capacidad del carbón activado depende en gran medida de la fuente de agua y disminuye mucho si hay presencia de compuestos orgánicos en el agua. En la adsorción de una sustancia sobre carbón activado influyen su solubilidad en agua y su coeficiente de reparto octanol/agua (K_{ow}). Como regla general, las sustancias con solubilidad baja y K_{ow} alto se adsorben bien.

El carbón activado se utiliza para eliminar del agua plaguicidas y otras sustancias orgánicas, compuestos que producen sabores y olores, cianotoxinas y carbono orgánico total [2].

1.1.3.- Coagulación y floculación

La eliminación de las partículas coloidales, por ejemplo, turbidez, color, y bacterias, requiere la aglomeración de estas partículas antes de la filtración. La aglomeración se puede llevar a cabo químicamente, es decir por la interacción de las partículas coloidales con materiales añadidos como coagulantes, o físico-químicamente mediante la neutralización de la carga de las partículas o por puentes entre partículas. El término coagulación se aplica a la adición de cualquier material que causa la aglomeración de los coloides; floculación se refiere a el proceso de agitación suave que construye flóculos lo suficientemente grandes como para asentarse rápidamente. Un mecanismo físico-químico se ha propuesto para la coagulación y se basa en la neutralización de la carga por compresión de doble capa, que permite a las partículas acercarse lo suficiente para que el corto alcance de las fuerzas de Van der Waals cause aglomeración [20]. La floculación es el crecimiento de una estructura tridimensional por puentes entre partículas.

Las fuerzas de repulsión que actúan para estabilizar la suspensión son la carga entre las partículas (las partículas tienen cargas iguales y por lo tanto se repelen entre sí) y la hidratación. Las fuerzas de atracción o desestabilizadoras son el movimiento browniano, Van der Waals y la gravedad. Como se muestra en la Tabla 1.1, el efecto de la gravedad es insignificante en la sedimentación de las partículas coloidales. Por lo tanto, es necesario desestabilizar los coloides mediante el aumento de las fuerzas de atracción o por la disminución de las fuerzas repulsivas.

Entre los diversos factores que dan lugar a cargas de partículas coloidales hay que destacar la ionización de grupos funcionales superficiales, por ejemplo, grupos ácido, que se traduce en reacciones de intercambio iónico con la solución. En general, las partículas coloidales en aguas naturales están cargadas negativamente. La arcilla, por ejemplo, tiene una carga negativa neta en la superficie junto con cargas positivas en los bordes. Las partículas coloreadas y las bacterias están también negativamente cargadas. Esta carga no se puede medir directamente, ya que las partículas están rodeadas por una vaina de contraiones en una capa relativamente fija (Figura 1.1). Cuando esta capa fija, rodeada por la doble capa eléctrica, se mueve a través del líquido, la doble capa difusa se mueve con ella. El potencial en el punto de cizalla se denomina potencial zeta.

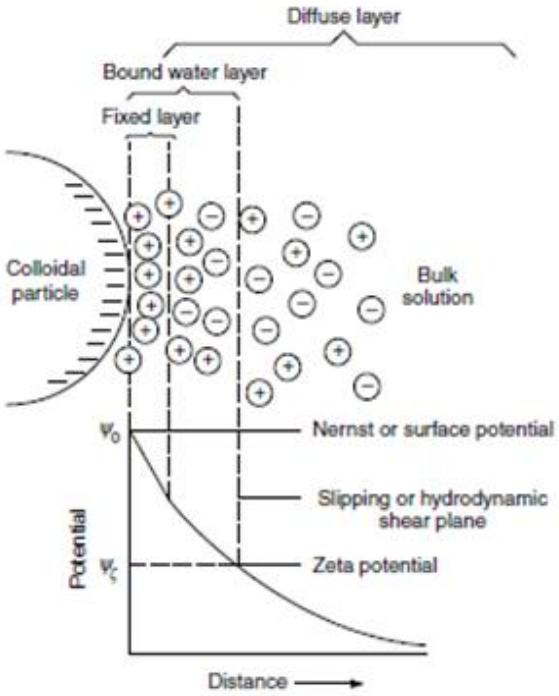


Figura 1.1- Modelo de doble capa de partículas coloidales.

La otra fuerza estabilizadora importante es la hidratación, por el hecho de que coloides hidrófilos están involucrados. Las moléculas de agua de hidratación modifican el exterior de la partícula, por lo que la aproximan a las propiedades del agua. Debido a esto, las partículas no muestran ninguna tendencia a acercarse o fusionarse.

El efecto desestabilizador del movimiento browniano pone a las partículas en contacto simplemente debido a movimientos azarosas a través de la solución. Si dos partículas chocan o penetran la esfera repulsiva de la otra se unen por fuerzas de Van der Waals. Estas fuerzas son proporcionales a la inversa de la distancia entre la partícula a la quinta potencia. Esto significa que las fuerzas de atracción actúan mucho más a corta distancia que lo que lo hacen las fuerzas de repulsión.

Se puede observar a partir de estos dos factores, es decir, la carga de la partícula y las fuerzas de Van der Waals, que la carga debe ser reducida o la doble capa se debe comprimir para permitir que las partículas se aproximan entre sí lo suficientemente cerca para que las fuerzas de Van der Waals sean eficaces. Hay dos enfoques para la realización de este objetivo: la reacción de las superficies cargadas con una carga contraria de un material insoluble y la neutralización de la carga por un frente de cargas concentradas en la capa fija o el entorno inmediato. Es difícil distinguir entre ambos enfoques, ya que dan como resultado el mismo efecto en la partícula. Debido a que las partículas están negativamente cargadas, pueden ser coagulados por polielectrolitos catiónicos orgánicos o inorgánicos.

Muchos iones metálicos reaccionan con el agua para producir productos de hidrólisis que son polímeros inorgánicos múltiplemente cargados. Estos pueden reaccionar específicamente con el polo negativo en las partículas coloidales para formar enlaces químicos relativamente fuertes, o pueden ser adsorbidos en la interfase. En cualquiera de los casos, la carga de la partícula es reducida. Hay dos clases de coagulantes utilizados en el tratamiento del agua: sales metálicas inorgánicas, que contienen hierro, aluminio y polímeros orgánicos (Tabla 1.3).

Tabla 1.3.- Coagulantes inorgánicos comunes

Nombre	Fórmula química	Pureza	Formas típicas utilizadas en el tratamiento de aguas
Sulfato de aluminio	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14$ a $18\ H_2O$	17% Al_2O_3	Grumo, granular o en polvo
Alumbre		8,25% Al_2O_3	Líquido
Cloruro de aluminio	$AlCl_3 \cdot 6H_2O$	35% $AlCl_3$	Líquido
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$	68% $Fe_2(SO_4)_3$	Granular
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 5H_2O$	41% $Fe_2(SO_4)_4$	Disolución
Cloruro férrico	$FeCl_3$	60% $FeCl_3$ 35 - 45% $FeCl_3$	Cristal, disolución
Aluminato de sodio	$Na_2Al_2O_4$	38 - 46% $Na_2Al_2O_4$	Líquido

Las sales metálicas se han utilizado desde los primeros días del tratamiento de aguas como coagulantes primarios, a pesar de que se utilizaron primero como pretratamiento para filtración. Las sales de metales hidrolizan cuando se añade a ellos agua, de acuerdo con la típica serie de reacciones que se muestran en la Tabla 1.4.

Tabla 1.4.- Reacciones hidrolíticas de los iones metálicos [16,17,21,22].

Reaction	pK
$Al^{3+} + H_2O \rightleftharpoons AlOH^{2+} + H^+$	5.03
$2\,Al^{3+} + 4\,H_2O = Al_2(OH)_4^{2+} + 4\,H^+$	6.27
$Al^{3+} + 3\,H_2O \rightleftharpoons Al(OH)_3 + 3\,H^+$	9.1
$Al^{3+} + 4\,H_2O \rightleftharpoons Al(OH)_4^- + 4\,H^+$	21.84
$Fe^{3+} + H_2O \rightleftharpoons FeOH^{2+} + H^+$	3.05
$Fe^{3+} + 2\,H_2O \rightleftharpoons Fe(OH)_2^+ + 2\,H^+$	6.31
$Fe^{3+} + 3\,H_2O \rightleftharpoons Fe(OH)_3 + 3\,H^+$	-0.5^a
$Fe^{3+} + 4\,H_2O = Fe(OH)_4^- + 4\,H^+$	18.0

Las especies predominantes en el equilibrio para la hidrólisis de iones de aluminio y de hierro (III) en el intervalo de pH de interés en tratamiento de aguas, es decir, pH 5-9, son $Al(OH)_3$ y $Fe(OH)_3$, como se muestra en las Figuras 1.2 y 1.3, que expresan la concentración de las diversas especies como una función del pH. Estas especies pueden ocurrir en condiciones de equilibrio durante la

coagulación, floculación, y los procesos de sedimentación en las plantas de tratamiento. Se ha demostrado que las especies reactivas pueden no ser los que predominen en condiciones de equilibrio sino que más bien sean las especies menos hidrolizadas las que se formen en los primeros segundos o minutos de la reacción con agua [23,24]. Estas especies tienen carga positiva e interactúan de forma efectiva con las impurezas coloidales negativas. Las sales metálicas reducen la alcalinidad en el agua, por lo tanto, puede ser necesario añadir alguna base en forma de cal o carbonato de sodio.

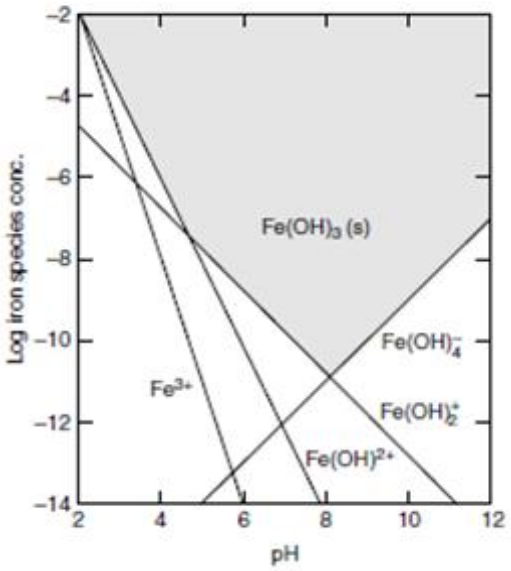


Figura 1.2.- Dominio de la solubilidad de equilibrio para $Fe(OH)_3$. Las zonas de sombra definen el ámbito de la estabilidad de $Fe(OH)_3$ sólido.

La selección de una sal de metal particular se basa en factores tales como disponibilidad, comodidad, economía y eficacia para el tratamiento específico del problema.

El sulfato de aluminio (producto comercial $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$) está disponible ya sea como un sólido granular que contiene 17% en peso de Al_2O_3 o una solución que contiene 8,3% en peso de Al_2O_3. Esto se conoce comúnmente como alumbre o filtro de alumbre. Cuanto más alto sea el coste del transporte de la solución más compensada puede ser por la facilidad, manejo y el ahorro en mano de obra y equipos necesario para la alimentación y la disolución del sólido [25].

El sulfato férrico contiene un mínimo de 20% en peso de hierro (III). Sólo está disponible como un sólido, que debe ser disuelto inmediatamente antes de su uso. La solución debe guardarse concentrada para evitar prematuras hidrólisis y precipitaciones de $Fe(OH)_3$. Tales soluciones concentradas tienen unos valores de pH bajos y evitan la hidrólisis, pero son muy corrosivos. Los

contenedores por lo tanto, deben ser recubiertos o estar construidos con materiales resistentes a la corrosión.

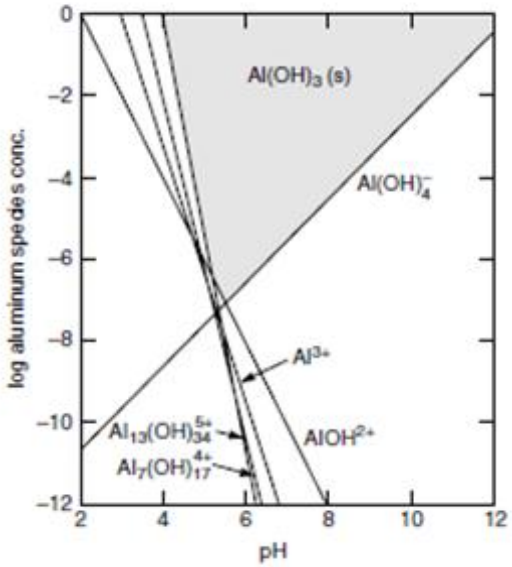


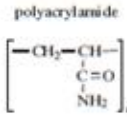
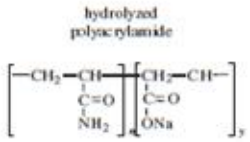
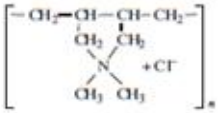
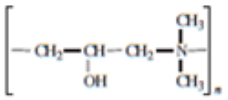
Figura 1.3.- Dominio de la solubilidad de equilibrio para $Al(OH)_3$. Las zonas de sombra definen el ámbito de la estabilidad de $Al(OH)_3$ sólido.

El sulfato ferroso (producto comercial $FeSO_4 \cdot 7H_2O$), referido como caparrosa, puede ser la sal de hierro menos costosa, particularmente en las localidades donde puede estar disponible como un subproducto de la fabricación de dióxido de titanio o el decapado de acero. Su alta solubilidad como hidróxido se opone a su uso como coagulante, por lo tanto, debe ser oxidado al estado +3. Esto se puede lograr fácilmente por encima de pH 6 por oxígeno o cloro.

El aluminato de sodio ($NaAlO_2$) normalmente contiene un exceso de hidróxido de sodio o carbonato de sodio para mantener un pH suficientemente alto para impedir que $Al(OH)_3$ precipite antes de su adición al agua como coagulante.

Los coagulantes orgánicos en uso pueden ser naturales o sintéticos. Entre los polímeros naturales útiles están almidones, gomas y gelatinas. Hay cuatro clases de coagulantes poliméricos orgánicos: catiónicos, aniónicos, anfóteros (con frecuencia se conocen como polielectrolitos, véase la Tabla 1.5), y no iónicos. La clase catiónica comprende compuestos de amonio cuaternario, por ejemplo, poli (dimetildialilamonio cloruro). El poli (metacrilato de sodio) es un ejemplo de un polielectrolito aniónico. El poli (ácido glutámico-lisina), con grupos $-NH_3^+$ y $–COO^-$ grupos, es un ejemplo de polielectrolito anfótero.

Tabla 1.5.- Polielectrolitos orgánicos comunes.

Polymer type	Typical formula	Typical molecular weight	Available forms	Typical uses
nonionic	polyacrylamide 	1×10^6 to 2×10^7	powder, emulsion, solution	flocculant in clarification with inorganic or organic coagulants
anionic	hydrolyzed polyacrylamide 	1×10^6 to 2×10^7	powder, emulsion, solution	flocculant in clarification with inorganic or organic coagulants
cationic	poly(DADMAC) or poly(DMDAAC) polymers 	250 to 500 × 10^3	solution	primary coagulant alone or in combination with inorganics in clarification
cationic	quaternized polyamines 	10 to 500 × 10^4	solution	primary coagulant alone or in combination with inorganics in clarification
cationic	polyamines $[-CH_2-CH_2-NH_2-]_n$	10^4 to 10^6	solution	primary coagulant alone or in combination with inorganics in clarification

El color puede ser eliminado eficazmente y económicamente, ya sea con alumbre o sulfato férrico a valores de pH de 5-6 y 3-4, respectivamente. La reacción es estequiométrica y es una reacción específica del coagulante con el color para formar un compuesto insoluble [26]. La dosis requerida puede ser tan alta como 100-150 mg/L y es que el agua sin tratar puede tener valores de 450-500 unidades en la escala de color APHA.

El MCL secundario (nivel máximo de contaminantes) de color en el agua tratada es de 15 unidades, aunque la mayoría de las plantas municipales de tratamiento producen agua que rara vez excede 5 unidades. Las unidades de tratamiento utilizadas para eliminar el color son los mismas que las utilizadas para eliminar turbiedad. Sin embargo, el pH debe ser aumentado antes de la filtración para que los hidróxidos de metales sean eliminados por los filtros. A valores de pH bajos, iones metálicos o sus complejos solubles pasan fácilmente a través de los filtros y forman especies insolubles en los tanques de almacenamiento y en el sistema de distribución. Para las sales de hierro, es importante que el pH sea mayor que 6 pues la oxidación del hierro (II) a hierro (III) se produce rápidamente por encima de este pH en presencia de oxígeno disuelto u otros oxidantes fuertes [27].

1.1.4. Procesos de membrana

En los últimos años, los procesos de membrana se han utilizado cada vez más para la producción de agua potable a partir de agua dulce y agua de mar. Los procesos de membrana también se aplican en procesos y sistemas de aguas residuales. Aunque a menudo se piensa que son caros, la tecnología de membrana está avanzando rápidamente, llegando a ser menos costosa, mejorando el rendimiento y prolongando la esperanza de vida.

Cuatro tipos de membranas impulsados por presión se utilizan actualmente en el tratamiento de aguas: microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF), y ósmosis inversa (RO). Las membranas se clasifican por los tipos de materiales rechazados, presiones de operación, y las dimensiones nominales de poro. En el tratamiento del agua, estas membranas se clasifican en dos procesos distintos; filtración de membrana y ósmosis inversa. La diferencia entre las dos es importante (ver Tabla 1.6.).

La filtración por membrana se produce cuando el agua es forzada a través de una pared delgada de materiales porosos. La mayoría de las membranas son configuradas como fibras huecas, pero la filtración por membrana es un campo en rápida evolución y existen otras configuraciones. El agua pasa a través de la membrana y los sólidos se acumulan contra el medio de filtro. La presión es de entre 0,2 a 1 bar. Para evitar el ensuciamiento, esta presión debe mantenerse por debajo de 1 bar. Los filtros de membrana operan durante un ciclo de filtración que se repite. Después de la filtración, se eliminan los sólidos en el ciclo de lavado a contracorriente, y comienza un nuevo ciclo. Las características de funcionamiento de la filtración por membrana y la filtración granular se comparan en la Tabla 1.7 [29]. Se observa una pérdida gradual de rendimiento por ensuciamiento durante un periodo de días o semanas debido a la reducción de la velocidad de desorción de los materiales que no pueden ser retirados durante el lavado a contracorriente. Los materiales biológicos también pueden obstruir las membranas (biofouling). La pérdida de rendimiento debido al ensuciamiento es uno de los temas importantes que afectan a la eficacia del coste de la membrana de filtración.

A finales de 2000, la capacidad total de las plantas de filtración por membranas en los Estados Unidos era aproximadamente 760.000 m^3/día [30]. Este valor representa menos del 1% de las aguas superficiales tratadas por servicios públicos [31]. La filtración granular sigue siendo la tecnología de filtración más común, pero el crecimiento de filtración por membrana se espera que continúe.

La ósmosis es el flujo de disolvente a través de una membrana semipermeable, a partir de la cual una solución diluida pasa a ser una solución concentrada. Este flujo resulta de la fuerza motriz creado por la diferencia de presión entre las dos soluciones. La presión osmótica es la presión que debe ser añadida al lado concentrado de la solución para detener el flujo de disolvente a través de la membrana. La marcha atrás del proceso de ósmosis es el proceso de inversión del flujo, forzando el

agua a través de una membrana a partir de una solución concentrada a una solución diluida para producir agua pura. La Figura 1.4 ilustra los procesos de ósmosis y ósmosis inversa.

Tabla 1.6.- Comparación entre la filtración por membrana y la ósmosis inversa [28].

Características del proceso	Filtración por membrana	Ósmosis inversa
Objetivos	Eliminación de partículas y microorganismos	Desalinización de agua de mar agua salobre, eliminación NOM para control DBP, eliminación de contaminantes específicos
Tipos de membrana	Micro filtración, ultrafiltración	Nanofiltración, ósmosis inversa
Origen del agua	Agua superficial (TDS < 1000 mg/L)	Agua de mar, agua salobre subterránea (TDS = 1000 - 20000 mg/L) o agua subterránea coloreada (TOC > 10 mg/L)
Estructura de la membrana	Homogénea o asimétrica	Asimétrico o compuesto de película fina
Configuración de la membrana	Fibra hueca	Enrollado en espiral
Mecanismo de eliminación	Coladura	Diferencias en solubilidad o difusividad
Eficiencia de la eliminación para las impurezas objetivo	99,999% o mayor	50 - 99% dependiendo de los objetivos
Patrón de flujo más común	Sin salida	Tangencial
La operación incluye lavado	Sí	No
Ciclo influenciado por presión osmótica	No	Sí
Ciclo influenciado por concentración	No	Sí
Presión transmembranal típica	0,2 - 1 bar	5 - 85 bar
Flujo de permeado típico	30 - 170 $L/m^2 \cdot h$	1 - 50 $L/m^2 \cdot h$
Reflujo típico	> 95%	50% (para agua de mar) a 90% (para aguas subterráneas coloreadas)
Procesos competidores	Filtración granular	Adsorción por carbón, intercambio iónico, precipitación por ablandamiento, destilación)

La ósmosis inversa aparece cuando se aplica presión suficiente a la solución concentrada para superar la presión osmótica. Esta presión se proporciona por medio de bombas de agua de alimentación. Los contaminantes concentrados (salmuera) se eliminan del lado de alta presión de la membrana de ósmosis inversa, y el agua pura (permeado) es retirada del lado de baja presión. Los módulos de membrana pueden darse en varias configuraciones de diseño, produciendo la más alta calidad de permeado con la menor cantidad de residuos.

Normalmente, el 95% de las sales disueltas se separan de la salmuera. Todas las partículas se eliminan. Sin embargo, debido a su porosidad molecular, las membranas de ósmosis inversa no eliminan los gases disueltos, tales como Cl_2, CO_2 y O_2.

Tabla 1.7.- Características de operación de filtros de membrana y filtros granulares rápidos [29].

Criterios	Unidades	Filtración por membrana	Filtración granular rápida
Flujo de permeado	m/h	0,03 - 0,17	5 - 15
Presión de trabajo	bar	0,2 - 2	0,18 - 0,18
Duración del ciclo de filtrado		30 – 90 min	1 – 4 días
Duración del ciclo de lavado	min	1 - 5	10 - 15
Periodo de maduración	min	ninguno	15 - 120
Reflujo	%	>95	>95
Mecanismo de filtración		Coladura	Filtración profunda

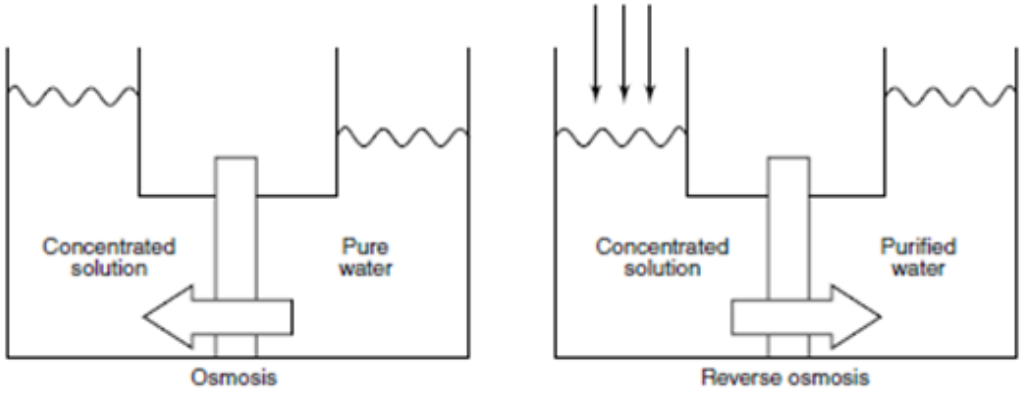


Figura 1.4.- En el proceso de ósmosis, el agua fluye a través de una membrana desde una disolución diluida a una más concentrada. En la osmosis inversa, la presión aplicada provoca el fenómeno contrario.

1.1.5.- Procesos de ablandamiento

Un agua se clasifica como dura si contiene más de 120 mg de iones divalentes por litro (454 mg/L expresado como $CaCO_3$), por lo general de calcio y magnesio. El agua dura es problemática para cuestiones de limpieza ya que requiere una mayor cantidad de jabón de lo que se necesita en agua blanda para producir espuma. Además, el calcio y el magnesio, sales que causan la dureza, precipitan con un aumento de la temperatura. Un depósito de sales precipitadas en las superficies de transferencia de calor puede conducir a un sobrecalentamiento localizado o la obstrucción de las líneas de servicio.

La American Water Works Association (AWWA) Water Quality Goals recomienda una dureza máxima total de 80 ppm para fines municipales [32]. Sin embargo, las plantas de ablandamiento municipales distribuyen aguas que contienen 70 a 150 ppm, cuya calidad final se establece sobre la base de factores como la demanda pública y la economía.

Los dos métodos principales de descalcificación de agua para fines municipales son la adición de cal o cal-sosa y el intercambio iónico. El método elegido depende de factores tales como la calidad de agua cruda, el coste local de los productos químicos suavizantes, y los medios de eliminación de los flujos de residuos.

Procesos de cal y cal-sosa

La primera planta de ablandamiento en la primera década del siglo XX utilizó el proceso de ablandamiento con cal con unidades de relleno y vaciado. Más tarde, las unidades de tratamiento continuo incrementaron en gran medida la cantidad de agua que podría ser tratada en una instalación.

En EE.UU, más de 1.000 municipios ablandan el agua. La mayoría se encuentran en el medio oeste y en Florida. Sin embargo, la preocupación por el efecto adverso del agua blanda en las enfermedades cardiovasculares (ECV) puede limitar el número de plantas que apliquen el proceso del ablandamiento.

Los resultados del proceso de cal o cal-sosa es la precipitación de calcio como carbonato de calcio y de magnesio como hidróxido de magnesio. Las solubilidades de estos compuestos se muestran en la Figura 1.5 como funciones del pH. Cuando se utiliza la cal solamente, se reduce sólo la dureza de carbonatos. La dureza de carbonatos está presente como bicarbonato de calcio o magnesio. El uso adicional de ceniza de sosa puede reducir la dureza no carbonatada, proporcionando ion carbonato adicional.

Las reacciones involucradas en las diversas etapas del proceso se enumeran a continuación:
Las reacciones de CO_2 libre con la cal añadida:

$$CO_2 + Ca(OH)_2 \rightarrow CaCO_3 + H_2O \quad (1)$$

Esta reacción no proporciona ningún ablandamiento pero se produce preferentemente, ya que el CO_2 es el ácido más fuerte presente en el sistema.

La reacción de la dureza de carbonato de calcio con cal, cuando el calcio se puede representar como el bicarbonato a los valores habituales de pH:

$Ca(HCO_3)_2 + Ca(OH)_2 \rightarrow 2CaCO_3 + 2H_2O$ (2)

La reacción de la dureza del carbonato de magnesio con cal:

$Mg(HCO_3)_2 + 2Ca(OH)_2 \rightarrow 2CaCO_3 + 2H_2O + Mg(OH)_2$ (3)

La reacción de la dureza no carbonatada de calcio con carbonato de sodio:

$CaSO_4 + Na_2CO_3 \leftrightarrow CaCO_3 + Na_2SO_4$ (4)

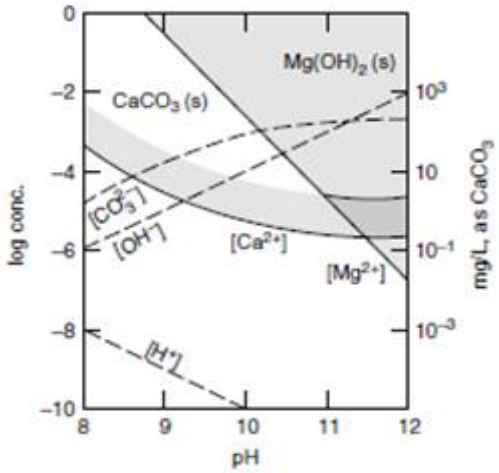


Figura 1.5.- Dominios de solubilidad de equilibrio de $CaCO_3$ y $Mg(OH)_2$ en una concentración total de especies de carbónico de 5 x 10^{-3} M. Las áreas sombreadas por encima de las curvas de Mg^{2+} y Ca^{2+} definen las áreas de estabilidad de $Mg(OH)_2$ sólido y $CaCO_3$ respectivamente.

La ceniza de sosa proporciona CO_3^{-2} ya que el CO_3^{-2} disponible se consume (ecuaciones 2-4). La dureza no carbonatada puede ser representada en forma de sulfato, aunque cualquier anión excepto el carbonato o el bicarbonato podría estar presente.

La reacción de la dureza del magnesio no carbonatado con cal y con ceniza de sosa es una reacción en dos etapas donde la reacción 5 produce una sal de calcio que debe reaccionar con el CO_3^{-2} con el fin de provocar la precipitación de calcio:

$MgSO_4 + Ca(OH)_2 \rightarrow Mg(OH)_2 + CaSO_4$ (5)

$CaSO_4 + Na_2CO_3 \leftrightarrow CaCO_3 + Na_2SO_4$ (6)

En presencia de ceniza de sosa esto es seguido por la ecuación 4.

Las cantidades necesarias de cal y ceniza de sosa pueden calcularse a partir de la estequiometria de las reacciones. La calidad del efluente es función de las solubilidades del carbonato de calcio y del hidróxido de magnesio y de las cantidades de productos químicos añadidos para el ablandamiento. El nivel aceptable de dureza total por lo general es de 70-120 mg/L, expresada como $CaCO_3$.

Puesto que el efluente de una unidad de ablandamiento está por lo general sobresaturada con carbonato de calcio a los valores altos de pH, es necesario reducir el pH a un valor que permita que la solución se sature exactamente para las concentraciones que presentan el calcio iónico y el bicarbonato.

La relación es:

$CaCO_3$ (s) + $H^+ \leftarrow\rightarrow Ca^{2+} + HCO_3^-$ (7)

La expresión de equilibrio es:

$$K = \frac{[Ca^{2+}][HCO_3]}{[H^+]} = \frac{\mathrm{K_{sp}}}{\mathrm{K_2}} \qquad (8)$$

o

$$pH_s = pK_2 - pK_{sp} + pCa + p(alc)$$

donde el valor del pH es el de saturación, pK_2 es la segunda constante de ionización del ácido carbónico, pK_{sp} es la constante de producto de solubilidad de $CaCO_3$, el pCa es el logaritmo negativo de la concentración molar de iones calcio, y p(alc) es el logaritmo negativo de la concentración de iones bicarbonato, que se mide analíticamente como el total de las bases presentes a pH 6-9. El pH se reduce generalmente por recarbonatación, es decir, mediante la adición de CO_2. El dióxido de carbono es obtenido a partir de la combustión de fuel oil o de CO_2 líquido.

Uno de los principales problemas asociados con el ablandamiento con cal o cal-sosa es la eliminación de los lodos. Dependiendo de la relación de calcio a magnesio removido y de la cantidad de ceniza de sosa utilizada, el lodo producido es 2,8-3,6 veces el peso de la cal añadida. Los principales métodos de eliminación contemplan lagunaje, descarga en el curso de agua más cercano o en el sistema de alcantarillado sanitario. Los dos últimos ya no son métodos aceptables para su eliminación debido a la carga de contaminación resultante. Un método de eliminación para las plantas grandes es la recalcinación, es decir, la regeneración de la cal del $CaCO_3$ por calentamiento de $CaCO_3$ en un horno para eliminar el dióxido de carbono.

La cal puede ser reutilizada en la planta, el CO_2 utilizarse para la recarbonatación y el exceso de cal venderse. En los casos donde el $Mg(OH)_2$ se ha precipitado con $CaCO_3$, es necesario eliminar el magnesio antes de la recalcinación. Esto se logra por disolución selectiva del magnesio con CO_2 desde el horno a aproximadamente pH 10,3. En los valores de pH más bajos, el $CaCO_3$ se disuelve y, a valores más altos, el magnesio permanece en el lodo. En algunas plantas, el lodo se filtra al vacío y entonces se utiliza para fines agrícolas o como relleno sanitario.

Intercambio iónico

Para aguas con alta dureza no carbonatada o alto contenido en magnesio, o ambos, el uso de cal o cal-sosa puede ser muy caro. En tales casos, el ablandamiento por intercambio iónico puede ser más económico, particularmente cuando hay salmueras disponibles localmente a bajo costo para la regeneración de las resinas. El ablandamiento por intercambio iónico implica el intercambio de iones de sodio o de hidrógeno por iones calcio o magnesio en el agua cruda. Las reacciones de intercambio son equilibrios que favorecen la formación de complejos de iones polivalentes con resina sobre los complejos de iones monovalentes. El agua sin tratar se pasa a través de las resinas que están inicialmente saturadas con iones de hidrógeno o de sodio. El intercambio se puede expresar como $Ca^{2+} + 2\ NaR \rightarrow R_2 + 2Na^{+}$, donde R es la matriz de resina. La etapa contraria es la regeneración y necesita una elevada concentración del ion regenerante con el fin de invertir las reacciones. Para la regeneración de iones de sodio, se utiliza el cloruro de sodio y para la regeneración de iones de hidrógeno, o ácido sulfúrico o clorhídrico. La dureza del agua que pasa a través del intercambiador es reducida hasta 0-2 mg/l de dureza. Dado que se trata por lo general de un valor mucho más bajo que el objetivo aceptable, sólo una porción del agua se hace pasar a través del intercambiador. Se aplica un bypass suficiente para dar la dureza final deseada. Las resinas utilizadas son polímeros orgánicos altamente entrecruzados con grupos funcionales ácido. Las más comúnes son resinas basadas en copolímeros sulfonados de estireno y divinilbenceno. Las instalaciones utilizadas son de lecho fijo y las unidades de regeneración continua. Las unidades continuas consisten en un circuito cerrado que contiene dos secciones, una para ablandamiento y uno para la regeneración, la resina se distribuye en contracorriente con el flujo de agua sin tratar a través del tanque de ablandamiento. La resina luego es enviada periódicamente al tanque de regeneración, donde se regenera y se enjuaga; entonces se retorna de nuevo al tanque de ablandamiento.

1.1.6.- Desinfección

La desinfección es una operación de importancia incuestionable para el suministro de agua potable. La destrucción de microorganismos patógenos es una operación fundamental que muy frecuentemente se realiza mediante productos químicos reactivos como el cloro. La desinfección

constituye una barrera eficaz para numerosos patógenos (especialmente las bacterias) durante el tratamiento del agua de consumo y debe utilizarse tanto en aguas superficiales como en aguas subterráneas expuestas a la contaminación fecal. La desinfección residual se utiliza como protección parcial contra la contaminación con concentraciones bajas de microorganismos y su proliferación en el sistema de distribución.

La desinfección química de un sistema de abastecimiento de agua de consumo que presenta contaminación fecal reducirá el riesgo general de enfermedades, pero no garantizará necesariamente la seguridad del suministro. Por ejemplo, la desinfección con cloro del agua de consumo tiene una eficacia limitada frente a los protozoos patógenos —en particular *Cryptosporidium*— y frente a algunos virus. La eficacia de la desinfección puede también ser insatisfactoria frente a patógenos presentes en flóculos o partículas que los protegen de la acción del desinfectante. Una turbidez elevada puede proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección, estimular la proliferación de bacterias y generar una demanda significativa de cloro. Una estrategia general de gestión eficaz añade a la desinfección, para evitar o eliminar la contaminación microbiana, barreras múltiples, como la protección del agua de origen y operaciones de tratamiento adecuadas, así como la protección del agua durante su almacenamiento y distribución.

El uso de productos químicos desinfectantes en el tratamiento del agua genera habitualmente subproductos. No obstante, los riesgos para la salud que ocasionan estos subproductos son extremadamente pequeños en comparación con los asociados a una desinfección insuficiente, y es importante que el intento de controlar la concentración de estos subproductos no limite la eficacia de la desinfección.

Cloración

La cloración puede realizarse mediante gas cloro licuado, solución de hipoclorito sódico o gránulos de hipoclorito cálcico, y mediante generadores de cloro *in situ*. El gas cloro licuado se suministra comprimido en recipientes a presión. Un clorador extrae el gas del recipiente y lo añade al agua de forma dosificada, simultáneamente controlando y midiendo el caudal de gas. La solución de hipoclorito sódico se dosifica mediante una bomba dosificadora eléctrica de desplazamiento positivo o mediante un sistema de suministro por gravedad. El hipoclorito cálcico debe disolverse en una porción de agua y luego mezclarse con el caudal principal. El cloro, ya sea en forma de gas cloro, de hipoclorito sódico o de hipoclorito cálcico, se disuelve en el agua y forma ión hipoclorito (OCl^-) y ácido hipocloroso (HOCl). Pueden utilizarse diversas técnicas de cloración, como son la cloración a la dosis crítica (*breakpoint*), la cloración marginal y la supercloración-descloración. La cloración a la dosis crítica es un método en el que se aplica una dosis de cloro suficiente para oxidar rápidamente todo el nitrógeno amónico presente en el agua y dejar una concentración adecuada de cloro libre residual para proteger el agua de la recontaminación entre el punto de cloración y el punto de consumo. La supercloración-descloración consiste en añadir una dosis grande de cloro para lograr una reacción

química y desinfección rápidas, seguida de una reducción del exceso de cloro libre residual. Es importante eliminar el exceso de cloro para evitar problemas organolépticos. Se utiliza principalmente cuando la carga bacteriana es variable o cuando el tiempo de retención en un depósito es insuficiente. La cloración marginal se utiliza en los sistemas de abastecimiento de agua de calidad alta y consiste simplemente en añadir una dosis de cloro que genere la concentración deseada de cloro libre residual. En este tipo de aguas, la demanda de cloro es muy baja, y es posible que ni siquiera llegue a alcanzarse el punto crítico (*breakpoint*).

La finalidad principal de la cloración es la desinfección microbiana. No obstante, el cloro actúa también como oxidante y puede eliminar o ayudar a eliminar algunas sustancias químicas; por ejemplo, puede descomponer los plaguicidas fácilmente oxidables, como el aldicarb; puede oxidar especies disueltas, como el manganeso (II), y formar productos insolubles que pueden eliminarse mediante una filtración posterior; y puede oxidar especies disueltas a formas más fáciles de eliminar (por ejemplo, el arsenito a arseniato).

Un inconveniente del cloro es su capacidad de reaccionar con materia orgánica natural y producir trihalometanos y otros SPD halogenados. No obstante, la formación de subproductos puede controlarse optimizando el sistema de tratamiento.

Ozonización

El ozono es un oxidante potente y posee múltiples usos en el tratamiento del agua, incluida la oxidación de sustancias orgánicas. Puede utilizarse como desinfectante primario. El ozono gaseoso (O_3) se forma haciendo pasar aire seco u oxígeno a través de un campo eléctrico de tensión alta. El aire enriquecido en ozono obtenido se añade directamente al agua mediante difusores porosos en la base de torres de contacto. Las torres de contacto, que suelen tener una profundidad de unos 5 m, proporcionan tiempos de contacto de 10 a 20 minutos. Debería poder disolverse al menos el 80% del ozono aplicado; el aire que sale de la torre, que contiene el resto del ozono, se hace pasar por un destructor de ozono y se expulsa a la atmósfera.

El objetivo de la ozonización es lograr la concentración deseada tras un tiempo de contacto determinado. Para la oxidación de sustancias orgánicas, como algunos plaguicidas oxidables, suele aplicarse una concentración residual de unos 0,5 mg/l tras un tiempo de contacto de hasta 20 minutos. Las dosis necesarias para lograrlo varían en función del tipo de agua, pero suelen ser de 2 a 5 mg/l. Para aguas sin tratar se necesitan dosis más altas debido a la demanda de ozono de las sustancias orgánicas naturales.

El ozono reacciona con las sustancias orgánicas naturales y aumenta su biodegradabilidad, medida en términos de carbono orgánico asimilable. Para evitar la proliferación no deseable de bacterias durante la distribución, la ozonización se complementa normalmente con un tratamiento posterior,

como la filtración o tratamiento con carbón activado granular, para eliminar las sustancias orgánicas biodegradables, seguido de la aplicación de una concentración residual de cloro, ya que el ozono no produce un efecto desinfectante residual. El ozono degrada eficazmente una gama amplia de plaguicidas y otras sustancias orgánicas.

Otros procesos de desinfección

Otros métodos de desinfección son la cloraminación, el uso de dióxido de cloro, la radiación UV y los procesos de oxidación avanzados. Las cloraminas (monocloramina, dicloramina y tricloramina) se producen por la reacción del cloro con amoniaco en medio acuoso. La monocloramina es la única cloramina útil como desinfectante, y la cloraminación se aplica en condiciones diseñadas para producir únicamente esta sustancia. La monocloramina es un desinfectante menos eficaz que el cloro libre, pero es persistente, de modo que es un desinfectante secundario de interés para el mantenimiento de un efecto desinfectante residual estable en el sistema de distribución.

Aunque el dióxido de cloro no se ha utilizado extensamente en el pasado para la desinfección de agua de consumo, ha comenzado a utilizarse recientemente debido a la preocupación por la producción de trihalometanos que conlleva la desinfección con cloro. Típicamente, el dióxido de cloro se genera, inmediatamente antes de su aplicación, añadiendo gas cloro o una solución acuosa de cloro a una disolución acuosa de clorito sódico. En el agua, el dióxido de cloro se descompone en clorito y clorato. Como el dióxido de cloro no oxida el bromuro (en ausencia de luz solar), el tratamiento del agua con dióxido de cloro no generará bromoformo ni bromato.

El uso de radiación UV para el tratamiento del agua potable se ha restringido normalmente a instalaciones pequeñas. La radiación UV, emitida por una lámpara de arco de mercurio de baja presión, tiene actividad biocida a longitudes de onda de 180 a 320 nm. Puede utilizarse para inactivar protozoos, bacterias, bacteriófagos, levaduras, virus, hongos y algas. La turbidez del agua puede inhibir su desinfección mediante radiación UV. La radiación UV, cuando se aplica junto con ozono, puede ejercer una potente acción catalizadora de reacciones de oxidación.

Los procesos de generación de radicales hidroxilo se conocen colectivamente como procesos de oxidación avanzados y pueden destruir eficazmente sustancias químicas que son difíciles de eliminar mediante otros métodos, como mediante el tratamiento sólo con ozono. Las sustancias químicas pueden reaccionar directamente con el ozono molecular o con el radical hidroxilo ($HO\cdot$), que es un producto de la descomposición del ozono en agua y es un oxidante indiscriminado extremadamente potente que reacciona fácilmente con una amplia gama de sustancias orgánicas. La formación de radicales hidroxilo puede fomentarse aplicando el ozono a pH alto. Uno de los procesos de oxidación avanzados consiste en la adición simultánea de aproximadamente 0,4 mg/l de peróxido de hidrógeno por cada mg/l de ozono añadido (la proporción óptima teórica para la producción de radicales hidroxilo) y bicarbonato.

1.1.7. Tratamiento de los problemas de sabor, olor y aspecto

Los gustos y los olores de las aguas superficiales resultan de la acción de los organismos biológicos, por ejemplo, algas, varios minerales, la contaminación por la industria, la filtración doméstica, o la agricultura. Las aguas subterráneas pueden tener sabor y olor, si están contaminados o si contienen gases, por ejemplo, H_2S o CH_4, el último siempre contiene impurezas asociadas que tienen sabor y olor.

Las siguientes técnicas de tratamiento del agua suelen eliminar eficazmente las sustancias orgánicas que producen sabores y olores:

- aeración
- carbón activado (granular o en polvo)
- ozonización

El mejor modo de controlar los sabores y olores causados por desinfectantes y por SPD es mediante un ajuste cuidadoso del proceso de desinfección. En principio, se pueden eliminar con carbón activado.

El manganeso puede eliminarse mediante cloración y posterior filtrado. Entre las técnicas empleadas para eliminar el sulfuro de hidrógeno se encuentran la aeración, el tratamiento con carbón activado granular, la filtración y la oxidación. El amoniaco puede eliminarse mediante la nitrificación biológica. La dureza del agua se puede reducir (ablandamiento) mediante precipitación o mediante intercambio de cationes. Otras sustancias inorgánicas causantes de sabor y olor (por ejemplo, el cloruro y el sulfato) generalmente no se pueden eliminar.

Los materiales orgánicos se retiran generalmente mediante la adición de polvo de carbón activado. El carbón se puede añadir en cualquier punto de la planta, aunque es ventajoso tener el mayor contacto posible. La reacción de adsorción es lenta a temperatura ambiente, ya que es controlada por difusión. La oxidación con cloro, permanganato de potasio u ozono puede destruir los gustos y los olores o puede intensificarlos, dependiendo de los compuestos particulares involucrados. Por ejemplo, la cloración de compuestos fenólicos conduce a un gran aumento de sabores y olores. Por esta razón, el sistema debe ser estudiado en el laboratorio antes del tratamiento al agua.

El sulfuro de hidrógeno y el metano se pueden eliminar por aireación, aunque la mayor reducción del sulfuro de hidrógeno puede resultar de la oxidación por el oxígeno disuelto introducido durante la aireación. La sobredosis con permanganato puede dar agua rosada y puede formar depósitos negros en la distribución de los hogares y la industria.

1.1.8.- Acceso al agua potable

En algunos países el acceso a agua de calidad aceptable es problemático, debido a que la cantidad del recurso hídrico es muy limitada, y por lo tanto, se tienen que potabilizar aguas de no muy buena calidad. En países en vías de desarrollo, las limitaciones económicas para la implantación de sistemas convencionales de potabilización y de depuración hacen que el porcentaje de efluentes depurados sea bastante escaso.

Existe además una diferencia notable entre los porcentajes de cobertura entre las áreas urbanas y las rurales. Así, en el Departamento de Antioquia, en Colombia, un 4% de la población urbana no cuenta con servicio de agua potable, y un 10% carece de alcantarillado. En las zonas rurales, en cambio, el porcentaje de población sin agua potable crece hasta el 54%, mientras que un 86% no cuenta con alcantarillado [33].

Las razones principales de esta situación se encontrarían en la poca prioridad por parte de los gobiernos hacia el sector, un presupuesto insuficiente, poca sostenibilidad de los actuales sistemas convencionales de agua potable y de saneamiento, mala higiene y sanidad inadecuada en sitios públicos, incluyendo hospitales, centros de salud y escuelas. La falta de estos servicios básicos (ver distribución mundial, Figura 1.6) influye también en otros procesos directamente relacionados con el desarrollo humano, como la propia esperanza de vida al nacer, el acceso a una educación completa y disponer de unos ingresos económicos suficientes [34]. Ante esta situación global, la ONU ha designado el período 2005-2015 como el Decenio Internacional para la Acción, con el lema “El agua, fuente de vida”, y con el objetivo de ocuparse más a fondo de las cuestiones relativas al agua, incluyendo la ejecución de programas y proyectos con el fin de ayudar a alcanzar los objetivos relativos al agua acordados a nivel internacional y contenidos en los Objetivos de Desarrollo de la ONU para el Milenio (ODM) [3].

Los ODM, aunque muy modestos en sus aspiraciones, se convierten en elementos de referencia para medir los avances en este campo. Entre los objetivos marcados por la comunidad mundial se incluye el abastecimiento de agua, el saneamiento y la higiene (Objetivo 8 de los ODMs), reconociendo su importancia en promover intervenciones que favorezcan el desarrollo. Sin embargo, de mantenerse las actuales tendencias, la humanidad estará muy lejos de cumplir los ODM. En el Informe del Desarrollo Humano de la ONU para el 2005, se vaticina que no se cumplirá la meta de reducir a la mitad el porcentaje de personas que carecen de acceso sostenible a mejores fuentes de agua potable, por un margen aproximado de 210 millones de personas, mientras que en el 2015 los sistemas de saneamiento mejorado tampoco van a cubrir a suficientes personas para alcanzar lo propuesto en los ODM [1].

Es evidente que ante esta tendencia observada durante los últimos años, es necesario un cambio importante a todos los niveles. Hoy en día, existen los recursos financieros, tecnológicos y humanos

necesarios para dar un salto decisivo en el desarrollo humano. No obstante, muchas veces las tecnologías existentes demandan una utilización de recursos de todo tipo y generan un coste asociado, que no puede ser asumido por países en vías de desarrollo. Se requiere, por tanto, un cambio tecnológico, que aplicando los principios del desarrollo sostenible, adapte y mejore los sistemas de captación, tratamiento y reutilización, hasta convertirlos en sistemas plenamente sostenibles.

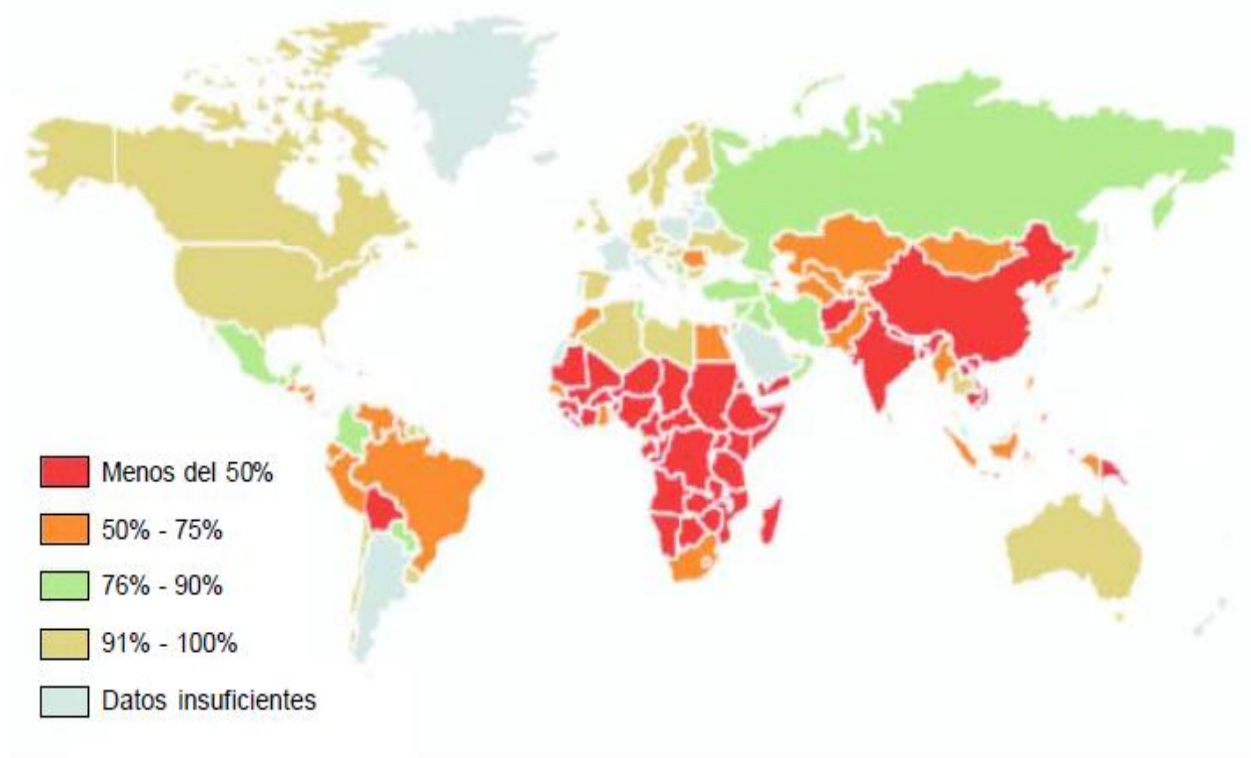


Figura 1.6.- Cobertura mundial en sistemas de saneamiento mejorado en el 2002 [3].

1.1.9.- Sostenibilidad para la potabilización del agua

Ante esta grave crisis del agua a nivel global, hace tiempo que se plantea una gestión ecosistémica del agua, siguiendo los principios del desarrollo sostenible. Ello quiere decir que los recursos hídricos son limitados y que no se pueden mantener sin la conservación de los ecosistemas acuáticos en buen estado, de manera que se haga una gestión eficaz basada en el ahorro, la reutilización y la no contaminación del agua, todo ello en una planificación sostenible del territorio y una gestión integrada de las cuencas hidrográficas.

Por todo ello, el uso de tecnologías sostenibles -tanto para el abastecimiento de agua potable como para el saneamiento- se convierte en una de las soluciones a la grave crisis del agua, concebido todo

el proceso desde la evaluación de las condiciones de la región donde se aplicará, es decir, desde un alcance económico, social, legal y medioambiental. Las tecnologías sostenibles o apropiadas, son tecnologías de bajo coste que se evalúan según la población a la que van a atender.

Dichas tecnologías influyen en el desarrollo de la comunidad estimulando los procesos de participación, aumentando los conocimientos técnicos de sus miembros y creando el sentimiento de apoderamiento de la tecnología, dando lugar a un mayor interés en su mantenimiento [35]. Es evidente, que la tecnología aplicada sólo es útil en la medida en que la comunidad se apropie de ella y sea capaz de operarla, mantenerla y sostenerla a través del tiempo con un mínimo de apoyo institucional externo. Este planteamiento se contrapone al uso de las tecnologías convencionales no sostenibles, aplicadas indiscriminadamente sin atender a la problemática concreta de la región donde se pretende incidir. Del uso de unas u otras dependerá enormemente el éxito o fracaso de la acción.

Para conseguir una gestión integral y sostenible del agua, es fundamental disponer de tecnologías adecuadas tanto para la captación como para el tratamiento, sin olvidar que una fuente alternativa de recursos hídricos se encuentra en la opción de la reutilización de aguas ya usadas (Figura 1.7).

Las tecnologías sostenibles para el tratamiento del agua se basan en procedimientos naturales de depuración que no emplean aditivos químicos y en otros procesos para eliminar las sustancias contaminantes con el menor impacto ambiental posible. A pesar de las evidentes ventajas de estos sistemas de tratamiento (Tabla 1.8), muchas veces requieren de una superficie mayor a la superficie requerida por las tecnologías convencionales. Este factor hace que las tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas sean especialmente apropiadas para ser aplicadas en zonas rurales.

Tabla 1.8.- Comparación de los sistemas naturales y los sistemas convencionales.

Sistemas Naturales	Sistemas Convencionales
Coste proyecto medio	Elevado coste proyecto
Bajo coste mantenimiento	Alto coste mantenimiento
Bajo o nulo consumo energético	Requiere consumo energético
No requiere personal técnico	Requiere personal técnico
Producción fangos baja o nula	Elevada producción fangos
Buena Integración en el medio	Baja Integración en el medio
No genera malos olores	Producción malos olores

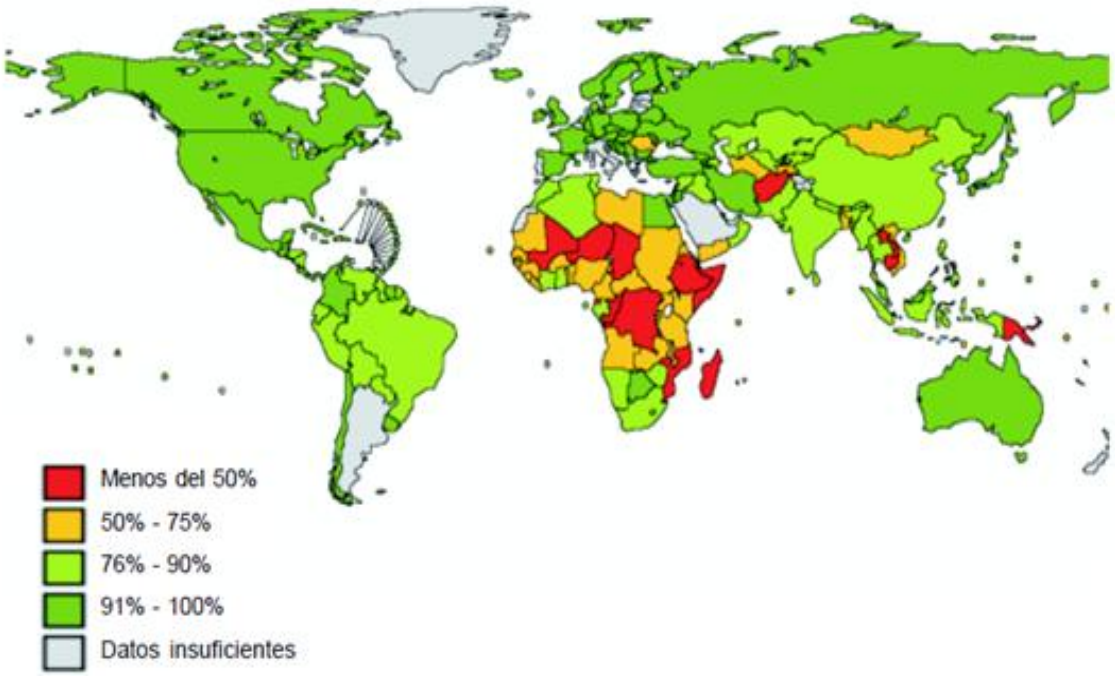


Figura 1.7.- Cobertura mundial en sistemas de agua potable [3].

1.1.10.- Regulación en la Unión Europea sobre agua potable

La Directiva 98/83/CE surgió en la Unión Europea como respuesta a la necesidad de adaptación al progreso técnico y científico de la Directiva 80/778/CEE relativa a la calidad de aguas de consumo humano, reduciendo a cuarenta y ocho el número de parámetros que los Estados miembros estaban obligados a vigilar, centrándose en el cumplimiento de los parámetros esenciales de calidad y salud.

En ella se pone de manifiesto la necesidad de fijar valores individuales para los parámetros de sustancias que son significativas en toda la Comunidad, basados en los conocimientos científicos disponibles y en el principio de prevención mediante la evaluación del riesgo para, de esta manera, poder asegurar que el consumo de las aguas por las personas pueda realizarse de manera segura durante toda la vida con un alto nivel de protección de la salud. En ese sentido, los parámetros incluidos en la Directiva poseen un valor paramétrico o una mención acerca de que debe ser “aceptable para los consumidores” y/o “sin cambios anómalos”.

Asimismo, la Directiva establece que los parámetros seleccionados y los valores paramétricos establecidos se basan en general en las recomendaciones sobre calidad del agua potable de la OMS y en el dictamen del Comité científico consultivo de la Comisión para el estudio de la toxicidad y de la eco toxicidad de los compuestos químicos. Sin embargo, en ningún momento se hace referencia de manera específica a la justificación de la selección de cada parámetro en base a su toxicidad, a los

valores establecidos, ni tampoco se hace alusión de forma concreta a aquellos documentos de los cuales se han tomado dichas referencias. No obstante, Hecq et al. [36], afirman que, además de los parámetros justificados en base a la OMS, para algunos de ellos se utilizó una aproximación distinta, y para otros se consultó al Comité citado anteriormente. Entre estos últimos se encuentran: el plomo, los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), los plaguicidas, el cobre y el boro.

Este hecho contrasta con la normativa establecida por otros países, como Estados Unidos [37], Australia [38], y Canadá [39], en los que para la mayoría de los parámetros seleccionados se detalla la justificación toxicológica del valor establecido, así como las referencias de partida en el caso de existir. Por ejemplo, la diferencia de valores establecidos entre la OMS [8] y países como Australia [38] y Canadá [39] se basa en la distinta consideración del peso medio del individuo, la ingesta de agua diaria y la contribución de ésta a la ingesta de la sustancia química considerada.

En estos países también se especifican los casos en los que la información toxicológica obtenida no es suficiente, o aquellos en los que no es necesario establecer valores paramétricos ya que los niveles encontrados en el agua de consumo son de un orden de magnitud muy inferior a aquellos valores que pueden suponer un riesgo para la salud u ocasionar algún problema estético. A su vez, países como Estados Unidos llevan a cabo la evaluación de toxicidad mediante estudios propios realizados por su Agencia de Protección Ambiental (EPA) [37].

Por otra parte, la Directiva deja en manos de los Estados miembros el establecimiento de valores para parámetros distintos de los incluidos en ella, o de valores paramétricos más estrictos, en el caso de que sea necesario para proteger la salud humana previa notificación a la Comisión [41].

A continuación se van a comparar y analizar los valores establecidos en la Directiva con los fijados por otros.

Tabla 1.9.- Parámetros indicadores establecidos por distintos países [37-48]

Parámetro	unidad	OMS	UE	USA	Australia	Nueva Zelanda	Canadá	Argentina	Chile	Colombia	México	Egipto	Sudán	Sudáfrica
Aluminio	mg/l	-	0,2	0,05-0,2	0,2	0,1	0,1-0,2	0,2	-	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3
Amonio	mg/l	-	0,5	-	0,5	0,3-1,5	-	0,2	-	-	-	-	1,5	1
Cloruro	mg/l	-	250	250	250	250	≤ 250	350	400	-	250	500	250	200
Color	-	-	acept.	15	15	10	≤ 15	5	20	15	20	30	15	20
Hierro	mg/l	-	0,2	0,3	0,3	0,2	≤ 0,3	0,3	-	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2
Manganeso	mg/l	0	0,05	0,05	0,5	0,4	≤ 0,05	0,1	-	0,1	0,15	0,5	0,5	0,1
Olor	-	-	acept.	-	-	3	inodora	inodora	inodora	acept.	agradable	ausente	acept.	5 TON
pH	unidad	-	6,5-9,5	6,5-8,5	6,5-8,5	7,0-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-9	6,5-8,5	6,5-9,2	6,5-8,5	5,0-9,5
Sabor	-	-	acept.	-	-	-	-	-	insíp.	acept.	agradable	acept.	acept.	5 FTN
Sodio	mg/l	-	200	-	180	200	≤ 200	-	-	-	200	200	200	200
Sulfato	mg/l	-	250	250	500	250	≤ 500	400	500	250	400	400	250	400
Turbidez	UNT	-	acept.	-	5	2,5	0,3	3	2	2	5	10	5	1

OMS: Organización Mundial de la Salud; UE: Unión Europea; USA: Estados Unidos; UNT: unidades nefelométricas de turbidez; TON: unidades umbral de olor; FTN: unidades umbral de sabor. Acept.: aceptable. Insip.: insípida.

Parámetros microbiológicos

En el caso de los parámetros microbiológicos, la Directiva fija un valor de cero en 100 ml para E. Coli (Tabla 1.10), Enterococos, *Clostridium prefringens* y bacterias coliformes, mientras que para el recuento de colonias a 22 ºC establece el término "sin cambios anómalos" (estando estos tres últimos considerados como parámetros indicadores de la calidad) [3]. Estos valores paramétricos coinciden con los adoptados en otros países. En el caso de Estados Unidos, además se fija el valor de cero para *Cryptosporidium, Giardia lambia* y *Salmonella* [37].

Tabla 1.10.- Parámetros microbiológicos

Parámetro	Valor paramétrico (número/100 ml)
Escherichia coli (E. coli)	0
Enterococos	0

A las aguas comercializadas en botellas u otros recipientes se aplicarán los valores siguientes:

Parámetro	Valor paramétrico
Escherichia coli (E. coli)	0/250 ml
Enterococos	0/250 ml
Pseudomonas aeruginosa	0/250 ml
Recuento de colonias a 22 °C	100/ml
Recuento de colonias a 37 °C	20/ml

Parámetros químicos

Con objeto de hacer una reseña a los valores adoptados por distintos países en comparación con la Directiva Europea, se han seleccionado varios parámetros entre los que se encuentran boro, cadmio, cobre, cromo, plomo, níquel, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y trihalometanos (THMs) (Tabla 1.11).

Parámetros indicadores

En este grupo se engloban aquellas sustancias cuya presencia, o sus oscilaciones, están relacionadas bien con la eficacia del tratamiento del agua y su control; bien con la percepción del agua a través de los sentidos (olor, color, sabor, gusto, también llamadas características organolépticas). En la Tabla 1.9 se muestran los valores adoptados por distintos países para algunos

parámetros indicadores. Como puede apreciarse, los valores paramétricos establecidos en la Directiva Europea [40] son similares a los establecidos en otros países (Tabla 1.12).

Tabla 1.11.- Parámetros químicos

Parámetro	Valor paramétrico	Unidad
Acrilamida	0,10	µg/l
Antimonio	5,0	µg/l
Arsénico	10	µg/l
Benceno	1,0	µg/l
Benzo(a)pireno	0,010	µg/l
Boro	1,0	mg/l
Bromato	10	µg/l
Cadmio	5,0	µg/l
Cromo	50	µg/l
Cobre	2,0	mg/l
Cianuro	50	µg/l
1,2-dicloroetano	3,0	µg/l
Epiclorhidrina	0,10	µg/l
Fluoruro	1,5	mg/l
Plomo	10	µg/l
Mercurio	1,0	µg/l
Níquel	20	µg/l
Nitrato	50	mg/l
Nitrito	0,50	mg/l
Plaguicidas	0,10	µg/l
Total plaguicidas	0,50	µg/l
Hidrocarburos policíclicos aromáticos	0,10	µg/l
Selenio	10	µg/l
Tetracloroeteno y tricloroeteno	10	µg/l
Total trihalometanos	100	µg/l
Cloruro de vinilo	0,50	µg/l

Al igual que para los parámetros químicos, puede verse que para los parámetros indicadores seleccionados, de manera general, los valores límite establecidos por la Directiva Europea se encuentran en el mismo rango que los adoptados por el resto de países.

Tabla 1.12.- Parámetros indicadores

Parámetro	Valor paramétrico	Unidad
Aluminio	200	µg/l
Amonio	0,50	mg/l
Cloruro	250	mg/l
Clostridium perfringens (incluidas esporas)	0	número/100 ml
Color	Aceptable para los consumidores y sin cambios anómalos	
Conductividad	2 500	µS cm^{-1} a 20 °C
Concentración en iones hidrógeno	≥ 6,5 y ≤ 9,5	unidades pH
Hierro	200	µg/l
Manganeso	50	µg/l
Olor	Aceptable para los consumidores y sin cambios anómalos	
Oxidabilidad	5,0	mg/l O_2
Sulfato	250	mg/l
Sodio	200	mg/l
Sabor	Aceptable para los consumidores y sin cambios anómalos	
Recuento de colonias a 22 °C	Sin cambios anómalos	
Bacterias coliformes	0	número/100 ml
Carbono orgánico total (COT)	Sin cambios anómalos	
Turbidez	Aceptable para los consumidores y sin cambios anómalos	

1.2.- Aspectos relativos a la aceptabilidad del agua

La mayoría de los consumidores no disponen de medios para juzgar por sí mismos la seguridad del agua que consumen, pero su actitud hacia el agua de consumo y hacia sus proveedores de agua se verá afectada en gran medida por los aspectos de la calidad del agua que son capaces de percibir con sus propios sentidos. Es natural que los consumidores recelen del agua que parezca sucia o

tenga un color anormal, o que tenga un olor o sabor desagradable, aunque estas características puedan no tener, en sí mismas, ninguna consecuencia directa para la salud.

Debe darse una prioridad máxima al suministro de agua de consumo que, además de ser inocua, tenga un aspecto, sabor y olor aceptables. El agua cuyas características organolépticas sean inaceptables minará la confianza de los consumidores, generará quejas y, lo que es más importante, puede conducir al consumo de agua de fuentes menos seguras.

El agua de consumo debe tener un aspecto, sabor y olor aceptables para el consumidor.

Es importante analizar si las prácticas de tratamiento y distribución de las aguas existentes o propuestas pueden afectar a la aceptabilidad del agua de consumo. Por ejemplo, un cambio en la técnica de desinfección puede hacer que el agua tratada contenga tricloramina, un compuesto oloroso. Se pueden producir otros efectos indirectos, como la alteración de los depósitos y biopelículas internos de las tuberías al cambiar de fuente de agua o al mezclar aguas de distintas fuentes en los sistemas de distribución.

La aceptabilidad del agua de consumo para los consumidores es subjetiva y puede verse afectada por diversos componentes. La concentración de estos componentes que resulta desagradable para los consumidores es variable, y depende de factores individuales y locales, como la calidad del agua a la que está acostumbrada la comunidad y diversas consideraciones de carácter social, medioambiental y cultural.

No se han establecido valores de referencia para componentes que afectan a la calidad del agua pero que no tienen una relación directa con efectos perjudiciales en la salud.

Se hace referencia a niveles que probablemente generen quejas de los consumidores. No existen cifras exactas y se pueden producir problemas a concentraciones mayores o menores, en función de circunstancias individuales y locales.

Generalmente, no es pertinente regular o controlar directamente las sustancias que pueden constituir un peligro para la salud si sus efectos sobre la aceptabilidad del agua harían que ésta fuera rechazada cuando tuviera concentraciones bastante menores que las peligrosas para la salud; en cambio, el control de estas sustancias se puede abordar mediante el requisito general de que el agua sea aceptable para la mayoría de los consumidores.

Hay otros componentes del agua que no producen efectos directos sobre la salud en las concentraciones presentes habitualmente en el agua pero que, no obstante, pueden resultar desagradables para los consumidores por diversos motivos.

1.2.1.- Sabor, olor y aspecto

El sabor y el olor del agua pueden tener su origen en contaminantes químicos naturales, orgánicos e inorgánicos, y fuentes o procesos biológicos (por ejemplo, microorganismos acuáticos), o en la contaminación debida a sustancias químicas sintéticas, o pueden ser resultado de la corrosión o del tratamiento del agua (por ejemplo, la cloración). También pueden desarrollarse durante el almacenamiento y la distribución sabores y olores debidos a la actividad microbiana.

Los sabores u olores del agua de consumo pueden revelar la existencia de algún tipo de contaminación, o el funcionamiento deficiente de algún proceso durante el tratamiento o la distribución del agua. Por lo tanto, puede indicar la presencia de sustancias potencialmente dañinas. Se debe investigar la causa y consultar a las autoridades de salud pertinentes, sobre todo si el cambio experimentado es substancial o repentino. Los consumidores también pueden percibir en el agua de consumo turbiedad, color, partículas u organismos visibles, lo que afecta a su aceptabilidad y puede generar preocupación por su calidad.

1.2.2.- Repercusión de otras propiedades físicas

Color

Idóneamente, el agua de consumo no debe tener ningún color apreciable. Generalmente, el color en el agua de consumo se debe a la presencia de materia orgánica coloreada (principalmente ácidos húmicos y fúlvicos) asociada al humus del suelo. Asimismo, la presencia de hierro y otros metales, bien como impurezas naturales o como resultado de la corrosión, también tiene una gran influencia en el color del agua. También puede proceder de la contaminación de la fuente de agua con vertidos industriales y puede ser el primer indicio de una situación peligrosa. Si el agua de un sistema de abastecimiento tiene color, se debe investigar su origen, sobre todo si se ha producido un cambio sustancial.

La mayoría de las personas puede percibir niveles de color mayores que 15 unidades de color verdadero (UCV) en un vaso de agua. Los consumidores suelen considerar aceptable niveles de color menores que 15 UCV, pero la aceptabilidad puede variar. Un nivel de color alto también puede indicar una gran propensión a la generación de subproductos en los procesos de desinfección. No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el color en el agua de consumo.

Dureza

La dureza del agua, derivada de la presencia de calcio y magnesio, generalmente se pone de manifiesto por la precipitación de restos de jabón y la necesidad de utilizar más jabón para conseguir la limpieza deseada. La aceptabilidad por la población del grado de dureza del agua puede variar en gran medida de una comunidad a otra, en función de las condiciones locales. Los consumidores, en particular, notarán probablemente los cambios de la dureza del agua.

El valor del umbral gustativo del ión calcio se encuentra entre 100 y 300 mg/l, dependiendo del anión asociado, mientras que el del magnesio es probablemente menor que el del calcio. En algunos casos, los consumidores toleran una dureza del agua mayor que 500 mg/l.

El agua con una dureza mayor que aproximadamente 200 mg/l, en función de la interacción de otros factores, como el pH y la alcalinidad, puede provocar la formación de incrustaciones en las instalaciones de tratamiento, el sistema de distribución, y las tuberías y depósitos de los edificios. Otra consecuencia será el consumo excesivo de jabón y la consiguiente formación de restos insolubles de jabón. Las aguas duras, al calentarlas, forman precipitados de carbonato cálcico. Por otra parte, las aguas blandas, con una dureza menor que 100 mg/l, pueden tener una capacidad de amortiguación del pH baja y ser, por tanto, más corrosivas para las tuberías.

No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la dureza del agua de consumo.

pH y corrosión

Aunque el pH no suele afectar directamente a los consumidores, es uno de los parámetros operativos más importantes de la calidad del agua. Se debe prestar mucha atención al control del pH en todas las fases del tratamiento del agua para garantizar que su clarificación y desinfección sean satisfactorias. Para que la desinfección con cloro sea eficaz, es preferible que el pH sea menor que 8; no obstante, el agua con un pH más bajo será probablemente corrosiva. El pH del agua que entra en el sistema de distribución debe controlarse para reducir al mínimo la corrosión del sistema de fontanería en las instalaciones domésticas.

El control de la alcalinidad y del contenido de calcio también contribuye a la estabilidad del agua y a controlar su capacidad corrosiva de tuberías y electrodomésticos. Si no se reduce al mínimo, la corrosión puede provocar la contaminación del agua de consumo y efectos adversos en su sabor y aspecto. El pH óptimo necesario variará en distintos sistemas de abastecimiento en función de la composición del agua y la naturaleza de los materiales empleados en el sistema de distribución, pero suele oscilar entre 6,5 y 8.

Pueden producirse valores de pH extremos como consecuencia de vertidos accidentales, averías de las instalaciones de tratamiento, y del revestimiento de tuberías con mortero de cemento poco curado

o la aplicación del revestimiento cuando la alcalinidad del agua es baja. No se ha propuesto ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el pH.

Turbidez

La turbidez en el agua de consumo está causada por la presencia de partículas de materia, que pueden proceder del agua de origen, como consecuencia de un filtrado inadecuado, o debido a la resuspensión de sedimentos en el sistema de distribución. También puede deberse a la presencia de partículas de materia inorgánica en algunas aguas subterráneas o al desprendimiento de biopelículas en el sistema de distribución. El aspecto del agua con una turbidez menor que 5 UNT suele ser aceptable para los consumidores, aunque esto puede variar en función de las circunstancias locales.

Las partículas pueden proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección y pueden estimular la proliferación de bacterias. Siempre que se someta al agua a un tratamiento de desinfección, su turbidez debe ser baja, para que el tratamiento sea eficaz.

Además, la turbidez también es un parámetro operativo importante en el control de los procesos de tratamiento, y puede indicar la existencia de problemas, sobre todo en la coagulación y sedimentación y en la filtración.

No se ha propuesto ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la turbidez; idóneamente, sin embargo, la turbidez debe ser menor que 0,1 UNT para que la desinfección sea eficaz, y los cambios en la turbidez son un parámetro importante de control de los procesos.

Temperatura

El agua fría tiene, por lo general, un sabor más agradable que el agua tibia, y la temperatura repercutirá en la aceptabilidad de algunos otros componentes inorgánicos y contaminantes químicos que pueden afectar al sabor. La temperatura alta del agua potencia la proliferación de microorganismos y puede aumentar los problemas de sabor, olor, color y corrosión [67].

1.2.3.- Contaminantes de origen biológico

Hay diversos organismos que pueden no tener relevancia para la salud pública, pero que no son deseables porque producen sabor y olor. Además de afectar a la aceptabilidad del agua, indican que su tratamiento o el estado de mantenimiento y reparación del sistema de distribución, o ambos, son insuficientes.

Vida animal

En muchos recursos hídricos utilizados como fuente para el abastecimiento de agua de consumo hay presencia natural de animales invertebrados, y a menudo infestan los pozos abiertos y poco

profundos. Asimismo, si las barreras de retención de partículas de las instalaciones de tratamiento del agua no son totalmente eficaces, algunos invertebrados pueden superarlas y colonizar el sistema de distribución. Su movilidad puede permitir a estos invertebrados y a sus larvas atravesar los filtros de las instalaciones de tratamiento y los conductos de ventilación de los embalses de almacenamiento.

Para fines de control, los animales pueden clasificarse en dos tipos: a) los nectónicos, que nadan libremente en masas o superficies de agua, como los crustáceos *Gammarus pulex* (pulga, gambilla o camarón de agua dulce), *Crangonyx pseudogracilis*, *Cyclops* spp. y *Chydorus sphaericus*, y b) los bentónicos, que se desplazan por las superficies o permanecen anclados a ellas (como la cochinilla acuática o de humedad, *Asellus aquaticus*, caracoles, el mejillón cebra, *Dreissena polymorpha*, otros moluscos bivalvos y el briozoo *Plumatella* sp.) o que viven en cienos (como *Nais* spp., nematodos y las larvas de los quironómidos). En climas templados, los filtros lentos de arena pueden, en ocasiones, liberar al agua larvas de mosquitos o jejenes (*Chironomus* y *Culex* spp.).

Muchos de estos animales pueden sobrevivir alimentándose de bacterias, algas y protozoos presentes en el agua o en los cienos de superficies de tuberías y depósitos. Son pocos (o ninguno) los sistemas de distribución de agua en los que no hay presencia de animales. Sin embargo, la densidad y la composición de las poblaciones de animales son muy variables, desde infestaciones cuantiosas, que pueden ser de especies fácilmente visibles que resultan desagradables a los consumidores, hasta la presencia escasa de especies microscópicas.

Los proveedores de agua entubada de zonas templadas han considerado en gran parte la presencia de animales como un problema de aceptabilidad, bien directamente o por afectar al color del agua. Por otra parte, en países tropicales y subtropicales existen especies de animales acuáticos que actúan como hospedadores secundarios de parásitos. Por ejemplo, el pequeño crustáceo *Cyclops* es el hospedador intermedio del dracúnculo *Dracunculus medinensis*. Sin embargo, no existen pruebas de la transmisión del dracúnculo desde sistemas de abastecimiento de agua entubada. La presencia de animales en el agua de consumo, en particular si son visibles, hace que los consumidores duden de su calidad, y debe controlarse.

Es más probable que haya problemas de penetración de animales en las instalaciones de tratamiento o distribución de agua si el sistema se alimenta con aguas de baja calidad y se utilizan procesos de filtración rápida. La precloración contribuye a destruir la vida animal y a su eliminación mediante la filtración. La producción de agua de calidad alta, el mantenimiento de residuos de cloro en el sistema de distribución y la limpieza periódica de las tuberías de agua (purgándolas o limpiándolas con gasas) controlarán, por lo general, la infestación.

Actinomicetos y hongos

La presencia de actinomicetos y hongos puede ser abundante en fuentes de aguas superficiales, incluidas los embalses, y también pueden proliferar en materiales inadecuados para uso en los

sistemas de distribución de agua, como el caucho. Pueden generar geosmina, 2-metil-isoborneol y otras sustancias, que confieren sabores y olores desagradables al agua de consumo.

Cianobacterias y algas

Las floraciones de cianobacterias y de otras algas en embalses y aguas fluviales pueden dificultar la coagulación y la filtración, lo que hace que el agua presente coloración y turbidez después de la filtración. También pueden generar geosmina, 2-metil-isoborneol y otras sustancias químicas que presentan umbrales gustativos en el agua de consumo de unos pocos nanogramos por litro. Algunas sustancias producidas por las cianobacterias (cianotoxinas) también tienen repercusión directa en la salud.

Bacterias ferruginosas

En aguas que contienen sales ferrosas y manganosas, su oxidación por bacterias ferruginosas (o por la exposición al aire) puede generar en las paredes de depósitos, tuberías y canales precipitados de color herrumbroso que pueden contaminar el agua.

1.2.4.- Contaminantes de origen químico

Contaminantes químicos (selección):

- Metales: aluminio, hierro, manganeso, sodio, boro, cadmio, cobre, cromo, níquel, plomo.
- Otros contaminantes inorgánicos: amonio, cloruro, sulfato.
- Contaminantes orgánicos: HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos), THM (bromoformo, bromodiclorometano, dibromoclorometano, cloroformo)

Aluminio

El aluminio es el elemento metálico más abundante y constituye alrededor del 8% de la corteza terrestre. Es frecuente la utilización de sales de aluminio en el tratamiento del agua como coagulantes para reducir el color, la turbidez, y el contenido de materia orgánica y de microorganismos. Este uso puede incrementar la concentración de aluminio en el agua tratada; una concentración residual alta puede conferir al agua color y turbidez no deseables. La concentración de aluminio que da lugar a estos problemas es, en gran medida, función de varios parámetros de calidad del agua y factores relativos al funcionamiento de la planta de tratamiento del agua. La principal vía de exposición al aluminio de la población general es el consumo de alimentos, sobre

todo de los que contienen compuestos de aluminio utilizados como aditivos alimentarios. La contribución del agua de consumo a la exposición total por vía oral al aluminio suele ser menor del 5% de la ingesta total.

Al parecer, el ser humano absorbe mal el aluminio y sus compuestos, aunque la tasa y grado de absorción no se han estudiado adecuadamente para todos los sectores de la población. El grado de absorción del aluminio es función de varios parámetros, como el tipo de sal de aluminio administrada, el pH (que influye en la especiación y solubilidad del aluminio), la biodisponibilidad y factores nutricionales. Estos parámetros deben tenerse en cuenta en la dosimetría de tejidos y evaluación de la respuesta. Debido a estas consideraciones específicas acerca de la toxicocinética y toxicodinámica del aluminio, no es adecuado determinar un valor de referencia basado en los estudios con animales disponibles actualmente.
Hay escasos indicios de que la ingestión de aluminio por vía oral produzca toxicidad aguda en el ser humano, a pesar de la frecuente presencia del elemento en alimentos, agua de consumo y numerosos antiácidos. Se ha sugerido la hipótesis de que la exposición al aluminio es un factor de riesgo para el desarrollo o aparición temprana de la enfermedad de Alzheimer en el ser humano. La monografía de la OMS de 1997 sobre el aluminio de la serie Criterios de Salud Ambiental (CSA) concluye que:

En definitiva, la correlación positiva entre el aluminio del agua de consumo y la enfermedad de Alzheimer, detectada en varios estudios epidemiológicos, no se puede descartar totalmente. No obstante, es preciso plantear reservas importantes respecto de la inferencia de una relación causal, dado que estos estudios no han tenido en cuenta factores de confusión demostrados ni la ingesta total de aluminio de todas las fuentes.

En su conjunto, los riesgos relativos de enfermedad de Alzheimer por exposición a concentraciones de aluminio en el agua de consumo mayores que 100 µg/l, según determinan estos estudios, son bajos. Pero, dado que las estimaciones del riesgo son imprecisas, por diversos motivos de tipo metodológico, no se puede calcular con precisión un riesgo atribuible poblacional. Estas predicciones imprecisas pueden, no obstante, ser útiles para adoptar decisiones relativas a la necesidad de controlar la exposición al aluminio de la población general.

Debido a las limitaciones de los datos de estudios con animales como modelo para el ser humano y la incertidumbre a la que están sujetos los datos de estudios con personas, no puede calcularse actualmente un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el aluminio.

Se reconocen los efectos beneficiosos del uso de aluminio como coagulante en el tratamiento del agua. Teniendo esto en cuenta, y también los posibles efectos perjudiciales para la salud del aluminio (es decir, su posible neurotoxicidad), se calcula una concentración factible, basada en la optimización del proceso de coagulación en plantas de tratamiento de agua de consumo que utilizan

coagulantes que contienen aluminio, para reducir al mínimo las concentraciones de aluminio en aguas tratadas.

Existen varios métodos para reducir al mínimo las concentraciones residuales de aluminio en aguas tratadas: realizar el proceso de coagulación a un pH óptimo, evitar el uso de dosis excesivas de aluminio, mezclar el coagulante adecuadamente en el lugar de aplicación, ajustar la velocidad de las paletas en la floculación a su valor óptimo, y filtrar de forma eficiente el flóculo de aluminio. En condiciones operativas adecuadas, la concentración de aluminio puede reducirse hasta 0,1 mg/l o menos en instalaciones de tratamiento del agua de gran tamaño. En instalaciones pequeñas (como las que dan servicio a poblaciones de menos de 10.000 personas) puede ser difícil alcanzar esta concentración, ya que las plantas pequeñas tienen poca capacidad para amortiguar las fluctuaciones en la operación; además, estas instalaciones suelen contar con recursos escasos y un acceso limitado a los conocimientos necesarios para solucionar problemas operativos específicos. En estas instalaciones pequeñas, es factible alcanzar una concentración de 0,2 mg/l o menos de aluminio en el agua tratada [49].

Hierro

El hierro es uno de los metales más abundantes de la corteza terrestre. Está presente en aguas dulces naturales en concentraciones de 0,5 a 50 mg/l. También puede haber hierro en el agua de consumo debido a la utilización de coagulantes de hierro o a la corrosión de tuberías de acero o hierro colado durante la distribución del agua.

El hierro es un elemento esencial en la nutrición humana. Las necesidades diarias mínimas de este elemento varían en función de la edad, el sexo, el estado físico y la biodisponibilidad del hierro, y oscilan entre 10 y 50 mg/día.

En 1983, el JECFA (Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios) estableció una MIDTP (máxima ingesta diaria tolerable provisional) de 0,8 mg/kg de peso corporal para prevenir la acumulación excesiva de hierro en el organismo, aplicable al hierro de todas las fuentes excepto a los óxidos de hierro utilizados como colorantes y a los complementos de hierro que se toman durante el embarazo y la lactancia o por necesidades clínicas concretas. Si se asigna un 10% de la MIDTP al agua de consumo, se obtiene un valor de unos 2 mg/l, que no supone un peligro para la salud. A concentraciones inferiores se verán afectados generalmente el sabor y aspecto del agua de consumo.

No se propone ningún valor de referencia para el hierro en el agua de consumo [50].

Manganeso

El manganeso es uno de los metales más abundantes de la corteza terrestre, y su presencia suele estar asociada a la del hierro. Se utiliza principalmente en la fabricación de aleaciones de hierro y acero, como oxidante para la limpieza, el blanqueado y la desinfección en forma de permanganato potásico, y como ingrediente de diversos productos. Más recientemente, se ha utilizado en América del Norte en un compuesto orgánico, el MMT, como potenciador del octanaje de la gasolina. En algunos lugares se utilizan arenas verdes de manganeso para el tratamiento del agua potable. El manganeso es un elemento esencial para el ser humano y otros animales y está presente de forma natural en muchos alimentos. Los estados de oxidación más importantes para la biología y el medio ambiente son el Mn^{2+}, el Mn^{4+} y el Mn^{7+}. Hay manganeso de origen natural en muchas fuentes de agua superficial y subterránea, sobre todo en condiciones anaerobias o de microoxidación, y es la fuente más importante de manganeso en el agua de consumo, aunque la mayor exposición proviene, habitualmente, de los alimentos.

Valor de referencia: 0,4 mg/l

Presencia
Las concentraciones en el agua dulce varían habitualmente entre 1 y 200 µg/l, aunque se han descrito concentraciones de hasta 10 mg/l en aguas subterráneas ácidas y niveles aún más altos en aguas aerobias, habitualmente asociados a contaminación industrial [51,52].

Sodio

Las sales de sodio (por ejemplo, el cloruro sódico) se encuentran en casi todos los alimentos (la principal fuente de exposición diaria) y en el agua de consumo. Aunque las concentraciones de sodio en el agua potable normalmente son inferiores a 20 mg/l, en algunos países pueden superar en gran medida esta cantidad. Las concentraciones de sales de sodio en el aire son normalmente bajas con respecto a las presentes en los alimentos o el agua. Se debe señalar que algunos ablandadores del agua pueden incrementar notablemente el contenido de sodio del agua de consumo. No se pueden extraer conclusiones definitivas con respecto a la posible asociación entre la presencia de sodio en el agua de consumo y la hipertensión. Por consiguiente, no se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud. No obstante, si las concentraciones rebasan los 200 mg/l, el agua podría tener un gusto inaceptable [53].

Boro

Los compuestos de boro se utilizan en la fabricación de vidrio, jabones y detergentes, y también como ignífugos. La mayor exposición al boro de la población general es mediante el consumo de alimentos, ya que se encuentra naturalmente en muchas plantas comestibles.

Está presente de manera natural en las aguas subterráneas, pudiendo aumentar su contenido en las aguas superficiales como resultado del vertido de aguas residuales. Su ingesta por vía oral provoca toxicidad para el aparato reproductor masculino.

Valor de referencia provisional: 0,05 mg/l
Este valor de referencia se designa como provisional porque con las técnicas de tratamiento disponibles será difícil alcanzarlo en zonas con concentraciones naturales de boro elevadas.

Presencia
Las concentraciones varían mucho en función de la geología de la zona y de los vertidos de aguas residuales. Se estima que la concentración de boro en el agua de consumo, en la mayor parte del mundo, es de 0,1 a 0,3 mg/l [54].

Cadmio

El cadmio es un metal que se utiliza en la industria del acero y en los plásticos. Los compuestos de cadmio son un componente muy utilizado en pilas eléctricas. El cadmio se libera al medio ambiente en las aguas residuales, y los fertilizantes y la contaminación aérea local producen contaminación difusa. Las impurezas de cinc de las soldaduras y las tuberías galvanizadas y algunos accesorios de fontanería metálicos también pueden contaminar el agua de consumo. La principal fuente de exposición diaria al cadmio son los alimentos. La ingesta oral diaria es de 10 a 35 µg. El consumo de tabaco es una fuente adicional significativa de exposición al cadmio.

Valor de referencia: 0,03 mg/l

Presencia
Las concentraciones en el agua de consumo suelen ser menores que 1 µg/l [55,56].

Cobre

El cobre es un nutriente esencial y, al mismo tiempo, un contaminante del agua de consumo. Tiene muchos usos comerciales: se utiliza para fabricar tuberías, válvulas y accesorios de fontanería, así como en aleaciones y revestimientos. En ocasiones se añade sulfato de cobre pentahidratado a las aguas superficiales para el control de algas. Las concentraciones de cobre en el agua de consumo varían mucho, y la fuente principal más frecuente es la corrosión de tuberías de cobre interiores. Las concentraciones suelen ser bajas en muestras de agua corriente o que se ha dejado correr prolongadamente, mientras que en muestras de agua retenida o que se ha dejado correr poco tiempo son más variables y suelen ser considerablemente más altas (con frecuencia >1 mg/l). La

concentración de cobre en el agua tratada suele aumentar durante su distribución, sobre todo en sistemas con pH ácido o en aguas con concentración alta de carbonato, con pH alcalino. Las fuentes principales de exposición al cobre en los países desarrollados son los alimentos y el agua. El consumo de agua retenida o que se ha dejado correr poco tiempo de sistemas de distribución con tuberías o accesorios de cobre puede hacer aumentar considerablemente la exposición diaria total al cobre, especialmente en lactantes alimentados con leche maternizada en polvo reconstituida con agua de grifo.

Valor de referencia: 2 mg/l

Presencia
Las concentraciones en el agua de consumo varían de 0,005 hasta 30 mg/l, principalmente como resultado de la corrosión de tuberías de cobre interiores [57,58].

Cromo

El cromo está presente en el medio ambiente en los estados trivalente y hexavalente, siendo el primero de ellos un oligoelemento esencial mientras que, el segundo puede estar presente debido a descargas de desechos industriales. La absorción de cromo tras su ingesta es baja, dependiendo del estado de valencia, siendo el hexavalente más rápidamente absorbido. La ingesta del cromo en estado hexavalente puede dañar al hígado y los riñones, e incluso producir encefalitis.

Valor de referencia provisional: 0,05 mg/l para el cromo total
El valor de referencia se designa como provisional debido a incertidumbres en la base de datos toxicológica.

Presencia
Las concentraciones totales de cromo en el agua de consumo suelen ser inferiores a
2 µg/l, aunque se han descrito concentraciones de hasta 120 µg/l [59].

Níquel

El níquel se utiliza principalmente en la producción de acero inoxidable y de aleaciones de níquel. Los alimentos son la principal fuente de exposición al níquel en personas no fumadoras y no expuestas al níquel por motivos laborales; la contribución del agua a la ingesta diaria total por vía oral es poco importante. No obstante, en lugares con gran contaminación, en zonas con movilización de níquel de origen natural en aguas subterráneas o donde se utilizan ciertos tipos de recipientes para hervir agua, materiales no resistentes en pozos o agua que haya estado en contacto con grifos recubiertos de níquel o cromo, la contribución del agua a la ingesta de níquel podría ser significativa.

Valor de referencia: 0,07 mg/l

Presencia
La concentración de níquel en el agua de consumo es normalmente menor que 0,02 mg/l, aunque el níquel que liberan los grifos y accesorios podría aportar hasta 1 mg/l. En casos particulares en que hay liberación de níquel de depósitos naturales o industriales en el terreno, las concentraciones de níquel en el agua de consumo pueden ser mayores [60].

Plomo

El plomo se utiliza principalmente en soldaduras, aleaciones y baterías de plomo. Además, los compuestos de plomo orgánicos tetraetilo y tetrametilo de plomo se han utilizado también mucho como agentes lubricantes y antidetonantes en la gasolina, aunque en muchos países se está abandonando su uso para estos fines. Debido a la disminución del uso de aditivos con plomo en la gasolina y de soldaduras con plomo en la industria alimentaria sus concentraciones en el aire y los alimentos están disminuyendo, y es mayor la proporción de la ingesta por el agua de consumo respecto de la ingesta total. El plomo que se encuentra en el agua de grifo rara vez procede de la disolución de fuentes naturales, sino que proviene principalmente de instalaciones de fontanería domésticas que contienen plomo en las tuberías, las soldaduras, los accesorios o las conexiones de servicio a las casas. La cantidad de plomo que se disuelve de las instalaciones de fontanería depende de varios factores como el pH, la temperatura, la dureza del agua y el tiempo de permanencia del agua en la instalación. El plomo es más soluble en aguas blandas y ácidas.

Valor de referencia: 0,01 mg/l

Presencia
Las concentraciones en el agua de consumo son, por lo general, menores que 5 µg/l, aunque se han medido concentraciones mucho más altas (mayores que 100 µg/l) en instalaciones con accesorios de plomo [61].

Amoniaco/amonio

Además del amoniaco en su forma no ionizada (NH_3), se incluye la forma ionizada, o ión amonio (NH_4^+). El amoniaco presente en el medio ambiente procede de procesos metabólicos, agropecuarios e industriales, así como de la desinfección con cloramina. Las concentraciones naturales en aguas subterráneas y superficiales suelen ser menores que 0,2 mg/l, pero las aguas subterráneas anaerobias pueden contener hasta 3 mg/l y la ganadería intensiva puede generar concentraciones mucho mayores en aguas superficiales. También pueden producir contaminación con amoniaco los

revestimientos de tuberías con mortero de cemento. El amoniaco es un indicador de posible contaminación del agua con bacterias, aguas residuales o residuos de animales.

El amoniaco es uno de los principales productos del metabolismo de los mamíferos. La exposición al amoniaco de fuentes medioambientales es insignificante comparada con la derivada de su síntesis endógena. Sólo se observan efectos toxicológicos a exposiciones superiores a alrededor de 200 mg/kg de peso corporal.

La presencia de amoniaco en el agua de consumo no tiene repercusiones inmediatas sobre la salud, de modo que no se propone un valor de referencia basado en efectos sobre la salud. No obstante, el amoniaco puede reducir la eficiencia de la desinfección, ocasionar la formación de nitrito en sistemas de distribución, obstaculizar la eliminación de manganeso mediante filtración y producir problemas organolépticos [62].

Cloruro

El cloruro presente en el agua de consumo procede de fuentes naturales, aguas residuales y vertidos industriales, escorrentía urbana con sal de deshielo, e intrusiones salinas.
La fuente principal de exposición de las personas al cloruro es la adición de sal a los alimentos y la ingesta procedente de esta fuente generalmente excede en gran medida a la del agua de consumo.
Las concentraciones de cloruro excesivas aumentan la velocidad de corrosión de los metales en los sistemas de distribución, aunque variará en función de la alcalinidad del agua, lo que puede hacer que aumente la concentración de metales en el agua.
No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el cloruro en el agua de consumo. No obstante, las concentraciones de cloruro que excedan de unos 250 mg/l pueden conferir al agua un sabor perceptible [63].

Sulfato

Los sulfatos están presentes de forma natural en muchos minerales y se utilizan comercialmente, sobre todo en la industria química. Se liberan al agua procedentes de residuos industriales y mediante precipitación desde la atmósfera; no obstante, las concentraciones más altas suelen encontrarse en aguas subterráneas y provienen de fuentes naturales. En general, la ingesta diaria media de sulfato procedente del agua de consumo, el aire y los alimentos es de aproximadamente 500 mg, siendo los alimentos la principal fuente. Sin embargo, en regiones cuyas aguas de consumo contienen concentraciones altas de sulfato, el agua de consumo puede ser la principal fuente de ingesta.

Los datos existentes no permiten determinar la concentración de sulfato en el agua de consumo que probablemente ocasiona efectos adversos para la salud de las personas. Los datos de un estudio en lechones con una dieta líquida y estudios con agua de grifo en voluntarios muestran un efecto laxante con concentraciones de 1000 a 1200 mg/l, pero sin aumento de la diarrea, la deshidratación o la pérdida de peso.

No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el sulfato. No obstante, debido a los efectos gastrointestinales de la ingestión de agua de consumo con concentraciones altas de sulfato, se recomienda notificar a las autoridades de salud las fuentes de agua de consumo en las que las concentraciones de sulfato rebasen los 500 mg/l. La presencia de sulfato en el agua de consumo también puede producir un sabor apreciable y contribuir a la corrosión de los sistemas de distribución [64].

Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP)

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (o polinucleares, HAP) constituyen un grupo variado de compuestos orgánicos que contienen dos o más anillos aromáticos condensados, formados por átomos de carbono e hidrógeno. La mayoría de los HAP llegan al medio ambiente por medio de la atmósfera, procedentes de diversos procesos de combustión y pirólisis. Dada su solubilidad baja y afinidad alta por las partículas, no se suelen encontrar en el agua en concentraciones significativas. La fuente principal de contaminación del agua de consumo con HAP suele ser el recubrimiento de alquitrán que se aplica a las tuberías del sistema de distribución de agua de consumo para protegerlas de la corrosión. El fluoranteno es el HAP que se detecta con más frecuencia en el agua de consumo y está asociado principalmente a los revestimientos de alquitrán de las tuberías de hierro colado o dúctil de los sistemas de distribución. Se han detectado HAP en varios alimentos (como resultado de la precipitación de los que se encuentran suspendidos en la atmósfera) y en peces de aguas contaminadas. También se forman HAP al emplear ciertos métodos de cocinar alimentos, como asar a la parrilla o a la brasa, hornear o freír. Para la población general, las principales vías de exposición a los HAP son los alimentos y el aire de los espacios interiores y del medio ambiente. El uso de fuego directo para calentar y cocinar puede aumentar la exposición a los HAP, especialmente en países en desarrollo. En los lugares con una elevada contaminación debida a los recubrimientos de alquitrán empleados en las tuberías de agua, la ingesta de HAP por el agua de consumo podría igualar e incluso superar la procedente de los alimentos.

Valor de referencia para el benzo[*a*]pireno (BaP): 0,0007 mg/l (0,7 µg/l)

Presencia

Las concentraciones de HAP en aguas subterráneas sin contaminar suelen oscilar entre 0 y 5 ng/l; las concentraciones en aguas subterráneas contaminadas pueden superar los 10 µg/l; el intervalo

habitual de la suma de las concentraciones en el agua de consumo de un conjunto de HAP representativos seleccionados es de 1 ng/l a 11 µg/l aproximadamente [65]

Trihalometanos (THM)

Los trihalometanos (THM) se forman en el agua de consumo principalmente como consecuencia de la cloración de la materia orgánica presente de forma natural en los sistemas de abastecimiento de agua bruta. La tasa y el grado de formación de THM aumentan en función de la concentración de cloro y de ácidos húmicos, la temperatura, el pH y la concentración de ión bromuro. El cloroformo es el trihalometano más común y el principal subproducto de la desinfección presente en el agua de consumo clorada. En presencia de bromuros, se forman preferentemente trihalometanos bromados y las concentraciones de cloroformo disminuyen proporcionalmente. Se presupone que la mayoría de los trihalometanos presentes en el agua se transfieren en última instancia al aire debido a su volatilidad. Por ejemplo, las personas pueden exponerse durante la ducha a concentraciones elevadas de cloroformo del agua de grifo clorada. Hay cuatro fuentes que contribuyen, aproximadamente en partes iguales, a la exposición total a trihalometanos volátiles: la ingestión de agua de consumo, la inhalación de aire de espacios interiores (en gran medida por la volatilización desde el agua de consumo), la inhalación y exposición cutánea durante la ducha o el baño, y la ingestión de alimentos. Todas, excepto la exposición por los alimentos, se derivan principalmente del agua de consumo. La exposición a los trihalometanos volátiles presentes en el aire de espacios interiores es especialmente importante en países con ventilación escasa en las casas y frecuencias altas de duchas y baños.

Valores de referencia:
Cloroformo: 0,3 mg/l
Bromoformo: 0,1 mg/l
Dibromoclorometano (DBCM): 0,1 mg/l
Bromodiclorometano (BDCM): 0,06 mg/l

Presencia
No se prevé la presencia de trihalometanos en el agua bruta (a menos que esté cerca de una fuente de contaminación), pero suelen hallarse en el agua tratada o clorada, generalmente en concentraciones menores que 100 µg/l. En la mayoría de las circunstancias, el cloroformo es el compuesto dominante [66].

1.3.- El arsénico como contaminante en el agua

1.3.1.- Química del arsénico

El arsénico es el elemento químico cuyo número atómico es 33 y su peso atómico es 74,9. Se trata de un sólido frágil, gris plata y cristalino. Está en el grupo VB de la tabla periódica, directamente debajo del fósforo. Algunas de sus propiedades se muestran en la Tabla 1.13.

Se encuentra ampliamente distribuido en los suelos, el agua, el aire y la biota (especialmente especies marinas). Es un componente de más de 200 diferentes minerales, como arseniatos, sulfuros, sulfosales, arseniuros, arsenitos, óxidos, silicatos y arsénico elemental. La especiación del elemento es un factor clave en el control, la movilidad, la disponibilidad y la toxicidad del arsénico en entornos naturales.

Tabla 1.13.- Algunas propiedades del arsénico

Gravedad específica	5,73
Punto de fusión (a 36 atm)	817 ºC
Punto de ebullición (sublimación a 1 atm)	613 ºC
Entalpía de vaporización	31000 cal/mol
Entalpía de fusión	6620 cal/mol
Presión de vapor (a 372 ºC)	1 mm Hg

El arsénico es considerado un metaloide. Se encuentra en diferentes estados de oxidación y especies de diferente tipo, por ejemplo, como As^{5+}, As^{3+}, As^{0} y como As^{3-}. En medios oxidantes aparece sobre todo como oxianiones [68].

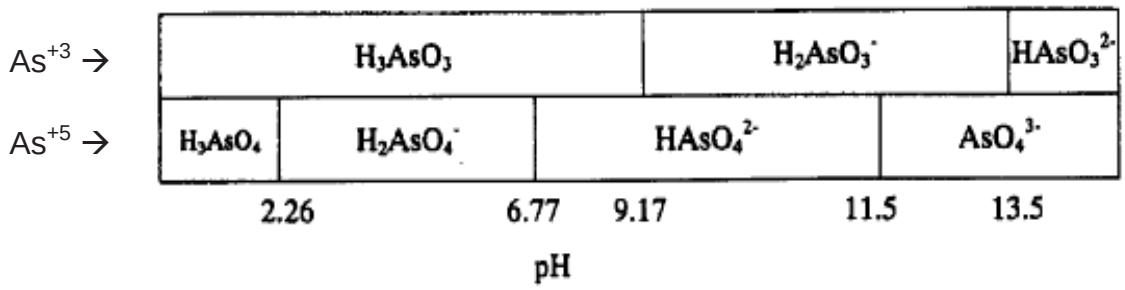
El sistema redox As^{3+} / As^{5+} se puede describir como sigue:

$$H_3AsO_4 + 2H + 2e^- \rightarrow H_3AsO_3 + H_2O \quad E_0 = + 0{,}56\ V \quad [69]$$

Los dos estados de oxidación comunes en las aguas de consumo son el arseniato (As^{5+}) y el arsenito (As^{3+}). Es el arseniato aquel cuya forma es termodinámicamente estable para el As inorgánico en agua, predominando generalmente en agua superficial. Ambos, arsenito y arseniato, se manifiestan en varias formas protonadas: a pH casi neutro, el predominio de especies son el H_3AsO_3 para arsenito y el $H_2AsO_4^-$ y $HAsO_4^{2-}$ para arseniato. Esto significa que el arseniato existe como un anión a

pH típico (5-8), mientras que el arsenito permanece como una molécula neutra en la misma región de pH. El arsenito tiene carga negativa a pH superior a 9,2 (Tabla 1.14).

Tabla 1.14.- Especies del arsénico en función del pH



1.3.2.- Fuentes de arsénico

El arsénico pertenece al grupo metaloide de elementos que muestran muchas propiedades metálicas y coexisten en la naturaleza con otros metales como Fe, Cu, Ni, Zn, etc, como minerales en forma de sulfuros u óxidos. En solución acuosa, en ambientes oxigenados aparece como arseniato mientras que el arsenito es más frecuente en ambientes no oxigenados [72].

El arsénico se encuentra naturalmente en más de 200 formas diferentes de minerales, de los cuales aproximadamente el 60% son arseniatos, el 20% sulfuros y sulfosales y el 20% restante incluye arseniuros, arsenitos, óxidos, silicatos y arsénico elemental (As) [75]. As^0 y As^{3+} son raros en ambientes acuáticos [74,75]. Algunas especies orgánicas de arsénico disponibles en aguas superficiales contaminadas y aguas subterráneas son el mono metil arseniato (MMA) y el dimetil arseniato (DMA) [76-80].

Las principales fuentes de contaminación por arsénico en el agua subterránea son:

(A) Natural:

- Disolución de compuestos de arsénico en los minerales y en el agua geotérmica [81].

(B) Antropogénico:

- Procesamiento de variedades de minerales con Cu, Au, Ni, Pb, y Zn [82].
- A partir de ingredientes de muchos insecticidas y herbicidas [83].
- Procesamiento del algodón y la lana [79].
- Conservante de la madera basado en arsénico [81].
- Aditivos para piensos [74,81].

- Filtraciones de residuos peligrosos [81].
- A partir de las zonas cercanas a los cementerios donde se realizaron enterramientos desde alrededor de 1880 hasta 1910 cuando se usó arsénico para embalsamar [81].
- Generación de energía mediante la quema de carbón con arsénico [82].
- Producción de semiconductores y unidades de fabricación de vidrio [83].

Se ha encontrado que cuando el agua del río, que es una fuente primaria de agua potable, está contaminado por la industria, por efluentes mineros o por residuos geotérmicos la concentración de arsénico aumenta [71]. La concentración de arsénico más alta reportada hasta ahora es 850.000 µg / L de una filtración ácida en la mina Richmond Iron Mountain, California [84]. Se tiene documentado que el agua subterránea de pozos poco profundos (12-33 m) contiene considerablemente más cantidad de arsénico que el agua de pozos profundos (200-300 m), que contienen menor cantidad de arsénico (< 50µg / L) [85]. La concentración de arsénico en aguas subterráneas depende de varios factores como la presencia de un cierto espesor de barro que rodea el acuífero, la profundidad del pozo tubular, etc.

Es un hecho comprobado que la presencia de concentraciones elevadas de fosfato o silicato pueden aumentar la movilidad en subsuelos de As^{5+} para suelos contaminados con arseniato [86,87]. Las diferentes afinidades de adsorción de ambas especies para distintas superficies minerales comunes (es decir, ferrihidrita, alúmina, etc.) afectan a la movilización de arsénico en fase acuosa [88,89].

La movilización de arsénico en el subsuelo es causada por la combinación de factores químicos, físicos y microbianos [90]. Las siguientes teorías se han propuesto para explicar esta movilización:

- La oxidación del As contenido en piritas [70,91].
- Liberación de As^{5+} a partir de la reducción de óxidos de hierro por materia orgánica autóctona (por ejemplo, turba) [72].
- Reducción de óxidos de hierro por la materia orgánica autóctona (a partir de compuestos orgánicos disueltos en las aguas de recarga) [92].
- Intercambio de As^{+5} con los fosfatos fertilizantes [93].
- Reducción de hidróxidos por oxidación microbiana de carbono sedimentario [94].

La movilización también se puede producir por el desplazamiento de arsénico por carbonato [95]. La movilidad del arsénico parece estar relacionado con el flujo de carbono a través de: la reducción de carbono orgánico impulsado o el desplazamiento por carbonato. Sin embargo, la relación aparente de la movilidad de arsénico con la entrada de carbono orgánico plantea preocupaciones sobre la profundidad adecuada de nuevos pozos de agua potable y su posición relativa al riego.

El riego durante los meses de verano hace que aparezca una reducción del nivel freático, que proporciona oxidantes (por ejemplo, oxígeno, nitrato) y mejora la oxidación lo que estimula aún más

la oxidación de As^{3+}. Esto causaría una acumulación de la biomasa microbiana (y la materia orgánica asociada) y la creación de condiciones anóxicas.

Esta biomasa microbiana, junto con otras materias orgánicas recibidas de fuentes tales como la descomposición de depósitos de turba enterrados o la recarga de aguas superficiales de temporada (4-6 meses en un año) en la agricultura, promueven a su vez, la reducción de As^{5+} adsorbido en los minerales como ferrihidrita por arseniato.

Por consiguiente, el arsénico encuentra su camino hacia el agua subterránea y afecta a los pozos de agua potable [72,96]. La liberación de arsénico es 10-13 veces más importante en el proceso de reducción en comparación al proceso de oxidación [96,97]. Sin embargo, recientemente se ha demostrado que el mecanismo primario para la liberación de arsénico de las fases sólidas es la competencia entre el arsénico y los aniones orgánicos por los sitios de sorción. Por lo tanto, las reacciones redox probablemente juegan un papel menor [98].

1.3.3.- Efectos sobre la salud humana del arsénico

El arsénico se considera que es un elemento esencial pero muchos compuestos del arsénico son tóxicos [99]. En el humano adulto, la cantidad de arsénico inorgánico letal se estima en una dosis de 1-3 mg de arsénico / kg [100]. La ingesta de arsénico muestra resultados a lo largo del cuerpo y los órganos internos. El arsénico inorgánico puede ser metilado en el hígado humano. El arsénico puede causar una intoxicación aguda y subaguda.

La manifestación debida a envenenamiento subagudo por arsénico incluye sequedad de la garganta, apetito, náuseas, vómitos, diarrea, ictericia, eritema, hormigueo en los pies y las manos, y debilidad nerviosa. La exposición a largo plazo del arsénico también da lugar a la intoxicación crónica por arsénico (arsenicosis). Se ha reportado su presencia en las personas que residen en zonas endémicas por la contaminación de arsénico en agua consumo o en la quema de carbón [101-105]. La intoxicación crónica por arsénico puede también conducir a daños en los sistemas respiratorio, digestivo, renal, circulatorio, nervioso y otros órganos internos [106,107]. Algunos efectos cardiovasculares clínicos conocidos resultantes de la exposición a largo plazo al arsénico incluyen el síndrome de Raynaud, la enfermedad del pie negro, la hipertensión, y el infarto cerebral [108-110].

El síndrome de Raynaud es una enfermedad poco entendida en la que los dedos de las manos y de los pies muestran una sensibilidad exagerada al frío. Los casos clásicos muestran una característica secuencia de color blanco, azul y rojo conforme los dedos pierden el suministro sanguíneo.

La enfermedad de pie negro (BFD) fue una enfermedad vascular endémica del sudoeste de Taiwán antes de la década de los 90. Se sabe que es causada por el consumo de agua subterránea contaminada con arsénico. Aunque el arsénico ha sido considerado como el determinante más

importante de BFD, varios compuestos que se encuentran en altas concentraciones en agua de pozo, incluyendo cloruro orgánico, ergotamina, y sustancias húmicas fluorescentes, también contribuyen. Curiosamente, los síntomas de los pacientes que bebieron agua subterránea de los pozos de la costa suroeste de Taiwán fueron significativamente diferentes de los de la costa noreste de Taiwán debido a las diferencias en los componentes y estructuras bioquímicas.

Otros efectos clínicos y síntomas incluyen la encefalopatía [111], el daño a los nervios periféricos [112], diabetes mellitus [113], melanosis [114], hiperqueratosis [115], y trastornos circulatorios. La toxicidad del arsénico está relacionada con su forma química y el estado de oxidación. Biológicamente, los compuestos inorgánicos de arsénico normalmente son más tóxicos que los compuestos orgánicos de arsénico, excepto MMA III (ácido monometilarsenioso) [116]. El arsénico pentavalente (arseniato) y el fosfato tienen estructura y propiedades similares, por lo tanto, el arseniato puede sustituir el papel y la posición de fosfato en el cuerpo humano. Por ejemplo, el arseniato interrumpe el proceso de formación de enlaces de fosfato de alta energía (ATP, adenosin-5'-trifosfato), como forma de almacenamiento de energía primaria en la célula. Esta interrupción se traducirá en la pérdida de energía.

El arsénico trivalente (arsenito) puede unirse a grupos tiol. Muchas enzimas, coenzimas, y receptores contienen grupos tiol. Por lo tanto, el modo de intoxicación más común por parte del arsénico trivalente (arsenito) es la inactivación de los sistemas enzimáticos por la unión con el grupo -SH en enzimas. Por ejemplo, el arsenito puede reaccionar con ácido lipoico, que contiene grupos ditiol. Esta reacción inhibe la PDH (piruvato dehidrogenasa), que requiere de ácido lipoico para la actividad enzimática [117]. Esta inhibición impedirá el ciclo de Krebs a través de la destrucción de la función de la PDH. La consecuencia más significativa de la intoxicación crónica por arsénico es la aparición de cánceres en varios órganos especialmente en la piel, pulmón, riñón y vejiga [106, 107,118-120]. Por lo tanto, el arsénico ha sido reconocido como carcinógeno humano de clase I y es una preocupación pública debido a su uso generalizado en la industria y la agricultura.

La intoxicación por la ingestión de grandes cantidades de arsénico se produce debido al consumo de agua contaminada de arsénico durante un largo período de tiempo. Los efectos gastrointestinales inespecíficos tales como diarrea y calambres; los efectos hematológicos incluyendo la anemia y la leucemia; la neuropatía periférica podrían ocurrir después de semanas o meses de la exposición a altas dosis de arsénico (0,04 mg/kg/día o superior) [121]. El consumo de grandes cantidades de arsénico también puede causar dolor de estómago, náuseas, vómitos o diarrea, lo que puede llevar a un shock, coma o incluso a la muerte.

Puede aparecer hiperpigmentación difusa después de un intervalo de tiempo entre 6 meses a 3 años por la ingestión crónica de altas dosis de arsénico (0,04 mg / kg / día años o mayores) o por la ingestión de 5-15 dosis bajas del orden de 0,01 mg / kg / día o superior. La hiperqueratosis plantar suele ser evidente años después de la aparición inicial de hiperpigmentación por arsénico. Los niños pequeños, los ancianos, los bebés no nacidos, y las personas con enfermedades de larga duración corren un mayor riesgo de envenenamiento por arsénico.

La Tabla 1.15 muestra los riesgos vitales del cáncer por arsénico en agua del grifo, basado en las estimaciones de riesgo de la Academia Nacional de Ciencias 1999, (EE.UU.) [122].

Por el estudio prospectivo en grandes áreas endémicas de la intoxicación crónica por arsénico, muchos investigadores han publicado resultados contradictorios con respecto a la relación dosis-respuesta entre la concentración de arsénico en agua potable y lesiones de la piel. Muchos de ellos han informado de una relación dosis-respuesta entre el nivel de arsénico en el agua potable y la tasa de lesiones de la piel [123-125], mientras que otros han informado de que las lesiones de la piel no-malignas inducidas por arsénico ocurren más en hombres que en mujeres [126], pero algunos informes no describen diferencia alguna entre los sexos [125]. Algunos investigadores basados en estudios epidemiológicos de EE.UU. sobre el riesgo de cáncer por exposición al arsénico han mostrado informes negativos sobre la relación dosis-respuesta entre la concentración de arsénico en el agua potable y el riesgo de cáncer [127-130].

Estudios prospectivos en grandes superficie de envenenamiento endémico por arsénico como Bangladesh, India o China, donde la tasa de tumores malignos se espera que aumente en las próximas décadas, ayudará a clarificar la relación dosis-respuesta entre el arsénico, los niveles de exposición y los efectos adversos con mayor precisión

Por otra parte, la nutrición y la salud en general pueden desempeñar importantes funciones en la toxicidad del arsénico e influir cierta susceptibilidad a las personas. También hay informes contradictorios sobre el papel de la nutrición en las lesiones cutáneas inducidas por arsénico. Mazumder et al. [123] por su estudio en Bangladesh y Bengala Occidental en 1998 informó de que las personas con bajo peso eran desproporcionadamente más susceptibles a la lesión cutánea inducida por arsénico. Del mismo modo, después de la encuesta de la dieta taiwanesa [131,132], se encontró que la desnutrición y niveles bajos de β-caroteno se asociaron con un aumento de incidencia de la lesión de la piel inducida por arsénico. Los factores nutricionales que pueden modular la toxicidad del arsénico se resume en la Tabla 1.16.

El estudio por Smith et al. [124] indica que el arsénico induce lesiones en la piel con más frecuencia en individuos bien nutridos del norte de Chile, que en individuos desnutridos de Bengala Occidental [123]. Sin embargo, estos estudios no son comparables por varios razones, la discrepancia más significativa es que Smith et al. examinaron la lesión de la piel en una población de sólo 44 personas mientras que en el estudio realizado en Bengala Occidental se examinaron más de 7.500 sujetos.

La escala de toxicidad del arsénico disminuye en el siguiente orden:

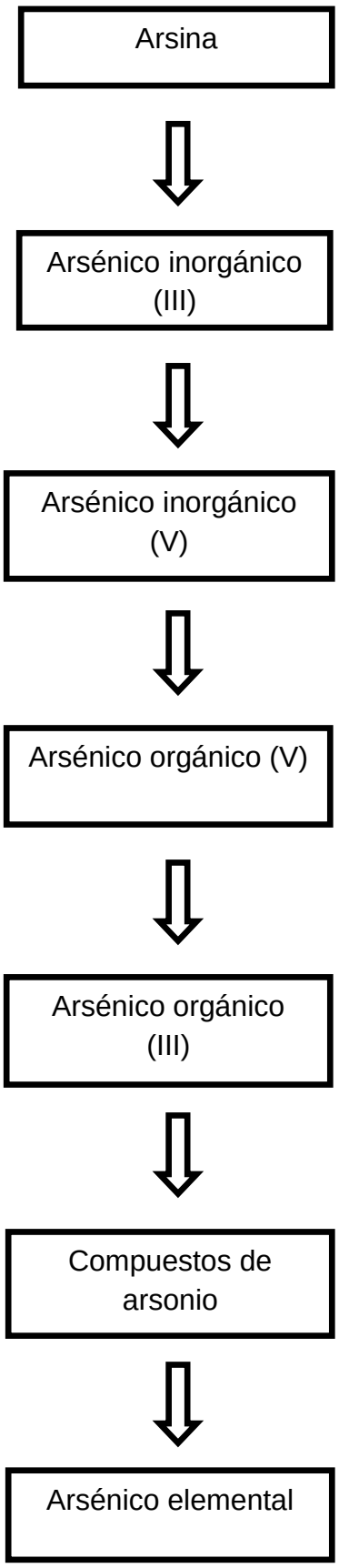

Arsina
Arsénico inorgánico (III)
Arsénico inorgánico (V)
Arsénico orgánico (V)
Arsénico orgánico (III)
Compuestos de arsonio
Arsénico elemental

Tabla 1.15.- Nivel de arsénico en agua del grifo y riesgo de cáncer [122]

Nivel de arsénico en agua del grifo (en ppb)	Riesgo de cáncer (asumiendo 21 consumiciones diarias)
0,5	1 de 10000
1	1 de 5000
3	1 de 1667
4	1 de 1250
5	1 de 1000
10	1 de 500
20	1 de 250
25	1 de 200
50	1 de 100

Tabla 1.16.- Relación entre los factores nutricionales y la toxicidad por arsénico.

Factores nutricionales	Efectos	Fuentes de información
Desnutrición, bajo peso	Incrementa toxicidad	Estudios epidemiológicos
Deficiencia de β-caroteno	Incrementa toxicidad	Estudios epidemiológicos
Deficiencia de selenio	Incrementa toxicidad	Estudios epidemiológicos y animales
Deficiencia de colina y metionina	Incrementa toxicidad	Estudios animales
Desaparición de antioxidantes	Decrece toxicidad	Estudios animales
Desaparición de ácido fólico	Decrece toxicidad	Estudios animales

1.3.4.- Metabolismo del arsénico

Todos los organismos vivos tienen un sistema para la desintoxicación de arsénico. Los esquemas comunes para el metabolismo del arsénico son los siguientes [133]:

(a) La captación de As (V) como arseniato y As (III) como arsenito por transportadores de fosfato.
(b) Reducción de As (V) a As (III) por arseniato reductasas.
(c) Excreción o secuestro de As (III).

Tanto arseniato y arsenito son absorbidos por transportadores de fosfato. Los transportadores de fosfato disponibles en procariotas son diferentes a los de los humanos. Algunos ejemplos de transportadores de fosfato figuran en la Tabla 1.17.

El As (V) se reduce a As (III) por el glutatión en eucariotas superiores. La fracción reducida de arsénico acepta entonces un grupo metilo de S-adenosilmetionina y produce monometilarsenioso

ácido (MMA) o ácido dimetilarsenioso (DMA) [134]. Del mismo modo algunos hongos producen trimetilarsina [135], mientras que las bacterias pueden producir MMA y DMA [136].

El As (III) puede ser excretado a través de un transportador de As (III) específico ArsB. Otros mecanismos en diferentes seres vivos cumplen la misma función de expulsión de As (III).

Tabla 1.17.- Proteínas/enzimas responsables del metabolismo del arsénico en diferentes organismos vivos.

Acción metabólica	Especies vivas	Proteinas responsables
Captación de As (V)	*E. Coli*	Pit (predominante) y Pst
	Mamífero	No demostrado todavía
Captación de As (III)	Levadura	GlpF
	S. cerevisiae	Fps1
	Mamífero	AQP9
Reducción de As(V) a As (III)	*E. Coli*	Enzima Ars C
	Levadura	Enzima Acr 2P
	Mamífero	Reducción no enzimática a través de GSH intracelular
Eliminación de As (III)	*E. Coli*	Ars B solo o con ArsAB ATPasa
	Levadura	Acr 3P
	Mamífero	YcflP
		MrP2

1.3.5.- Escenario mundial de la intoxicación por arsénico

La contaminación del suministro de agua potable con As ha sido reportada en más de 70 países, lo que supone un riesgo grave para la salud de unas 150 millones de personas en todo el mundo [143]. Alrededor de 110 millones de esas personas viven en 10 países del sur y sudeste de Asia: Bangladesh, Camboya, China, India, Laos, Myanmar, Nepal, Pakistán, Taiwán y Vietnam. De los diversos países afectados por la contaminación de las aguas subterráneas de As, Bangladesh ha experimentado el problema más grave. La situación en Bangladesh ha sido descrita como la "peor intoxicación masiva en la historia de la humanidad".

La contaminación del agua freática con arsénico en Bangladesh es, hasta la fecha, el mayor caso de envenenamiento de una población registrado en la historia: millones de personas han estado expuestas al arsénico. A principios de los años setenta se instalaron pozos entubados para abastecer de «agua pura» y prevenir la morbilidad y mortalidad debidas a las enfermedades

gastrointestinales. No se analizó la posible contaminación con arsénico del agua de los millones de pozos entubados que se instalaron porque a la sazón no se tenía conciencia de ese problema.

En un estudio realizado en 1998 por el British Geological Survey en 41 distritos se tomaron 2022 muestras de agua; se comprobó que en el 35% de ellas las concentraciones de arsénico superaban los 50 µg/l (valor máximo autorizado en Bangladesh) y en un 8,4% se superaban los 300 µg/l. Sobre la base de la densidad de población de 1998, el British Geological Survey estimó que el número de personas expuestas en Bangladesh a concentraciones de arsénico superiores a los 50 µg/l era de unos 21 millones. Esa cifra prácticamente se duplicaría si se adoptara la concentración máxima de 10 µg/l recomendada por la OMS.

Los efectos en la salud de ingerir agua contaminada con arsénico se manifiestan lentamente. Por esa razón, es importante identificar la cifra de personas que en el futuro enfermarán como consecuencia de una exposición pasada y persistente al arsénico, además de la cifra de pacientes que ya han enfermado por esa causa (Figura 1.8).

Figura 1.8.- Efectos de la enfermedad del pie negro.

El periodo de latencia de las lesiones cutáneas provocadas por el arsénico (es decir, el tiempo transcurrido desde la primera exposición hasta la manifestación de la enfermedad), en particular de las queratosis, es por regla general de unos 10 años. El periodo de latencia de los canceres de la piel e internos es de más de 20 años a partir del momento de la exposición.

Los estudios realizados en otros países en los que la población ha estado expuesta largo tiempo a aguas freáticas contaminadas con arsénico indican que una de cada 10 personas que toman agua

con 500 µg/l de arsénico pueden acabar muriendo de canceres causados por el arsénico, en particular de canceres de pulmón, vejiga y piel.

Para responder a esta emergencia de salud pública habría que facilitar una rápida asignación de fondos y la expansión inmediata de las intervenciones actuales.

Aunque la exposición al arsénico puede mitigarse de forma relativamente sencilla sin más que suministrar agua exenta de arsénico, la situación en Bangladesh se ve complicada por la debilidad de la economía y por su gran dependencia de la ayuda externa para resolver los problemas de salud pública. Las importantes dificultades que obstaculizan las comunicaciones y el transporte dentro de Bangladesh entorpecen también los programas comunitarios de intervención y educación. No obstante, a diferencia de enfermedades como el paludismo, el cólera o la tuberculosis, que requieren respuestas de salud publica más complejas, la respuesta a la contaminación de los pozos de agua entubados es muy simple: suministrar agua sin arsénico. El arsénico se elimina rápidamente por la orina y, en los casos precoces o leves, no se precisa tratamiento especifico. La educación y la participación comunitarias son esenciales para asegurar que las intervenciones tengan éxito, y deben ir acompañadas de un seguimiento que confirme el final de la exposición.

En América del Sur, especialmente en Argentina, Chile y Perú, el problema se conoce desde hace varias décadas, afectando principalmente poblaciones pobres urbanas y rurales no conectadas a la red de abastecimiento de aguas. Debido a la amplia extensión del territorio y la cantidad de personas que viven allí, el problema de la medida en Latinoamérica alcanza el mismo orden de magnitud que en otras regiones del mundo, como el sudeste de Asia. Varios estudios se han llevado a cabo por investigadores locales, lo que lleva a un tratamiento con métodos adecuados. Sin embargo, las tecnologías no han sido aún comercializadas debido a la falta de interés de las autoridades, industrias locales y los organismos internacionales para llevar a cabo una cooperación financiera y técnica [68].

El envenenamiento por arsénico en aguas subterráneas se publicó por primera vez en Taiwán en 1968. La exposición al arsénico aguda y crónica a través de agua ha sido publicado en países como Argentina, Bangladesh, India, Pakistán, México, Mongolia, Alemania, Tailandia, China, Chile, EE.UU., Canadá, Hungría, Rumania, Vietnam, Nepal, Myanmar, Camboya [71,80,81,137-139]. El arsénico asociado con aguas geotermales se ha encontrado en Japón, Nueva Zelanda, Kamchatka, Francia, Dominica [71]. Muchos países de Europa también tienen la concentración de arsénico por encima de 10 µg / l en aguas subterráneas [140]. En EE.UU., el 5% de todos los sistemas de abastecimiento de agua de la comunidad deberán tomar medidas correctivas para reducir el nivel de arsénico actual [81].

De acuerdo con un reciente estudio realizado por la Escuela de Estudios Ambientales (EPE), Universidad Jadavpur, las aguas subterráneas de 2.700 aldeas en 9 distritos de un total de 18 en Bengala Occidental, India, están contaminadas de arsénico (contenido de arsénico mayor de 50 ppb). De una población total de 42 millones, cerca de 6 millones de personas en estos distritos

consumen agua contaminada de arsénico y alrededor de 30.000 de ellas son amenazadas con síntomas visibles de intoxicación por arsénico [70]. Recientemente, en India, el envenenamiento por arsénico debido a la contaminación de agua subterránea se ha observado también en otros distintos.

En Bangladesh, las aguas subterráneas de 2.000 aldeas en 50 de un total de 64 distritos se han identificado que contienen una concentración de arsénico por encima del nivel permitido de 50 ppb. Aproximadamente el 76% de los pozos poco profundos de estos distritos de Bangladesh superan la concentración estándar del agua subterránea (Figura 1.9). La mediana de la concentración de arsénico es de 135 µg / l y el 60% o más de los pozos en cada uno de estos distritos contiene concentraciones de arsénico superiores a 50 µg / l y de vez en cuando las concentraciones exceden los 1000 µg / l [141].

Recientemente, el arsénico por encima de 50 µg/l se ha encontrado en el agua superficial del distrito de Muzaffargarh del suroeste de Punjab, en el centro Pakistán (con un contenido máximo de arsénico de 906 µg/l). Se han encontrado mayores concentraciones de arsénico en los pozos poco profundos de la zona urbana que en los pozos de la zona rural.

Durante la década de los 80, se encontró arsenicosis endémica sucesivamente en muchas zonas de China continental [142]. El escenario de la intoxicación por arsénico en otros países alrededor del mundo se resume en la Tabla 1.18.

El máximo nivel de contaminante (MCL) de 10 ppb para el agua potable ha sido aprobado por muchos países en el mundo (Tabla 1.19). Cabe mencionar que las directrices para fijar los límites no consideran diferentes especies de arsénico, a pesar de que ya está bien establecido que la toxicidad del arsénico puede variar enormemente dependiendo de la especie en cuestión.

También cabe señalar que el MCL de 10 ppb fue aplicado en los Estados Unidos hace pocos años. La Figura 1.10 muestra la contaminación de las aguas subterráneas en los Estados Unidos, más de 31.000 muestras analizadas durante un de 30 años aproximadamente reveló que muchos estados se ven afectados por el arsénico en el agua subterránea.

Como se ha informado en gran medida, la contaminación del agua por el arsénico es un problema mundial de gran impacto sobre todo en las más pobres regiones del planeta. El arsénico está clasificado como un carcinógeno del grupo I y los efectos graves para la salud que ha observado en poblaciones de todo el mundo con aguas potables ricas en arsénico durante largos períodos. La ingestión permanente de aguas con altas concentraciones de arsénico provoca la aparición de arsenicosis, una enfermedad con alta incidencia en Asia y Latinoamérica.

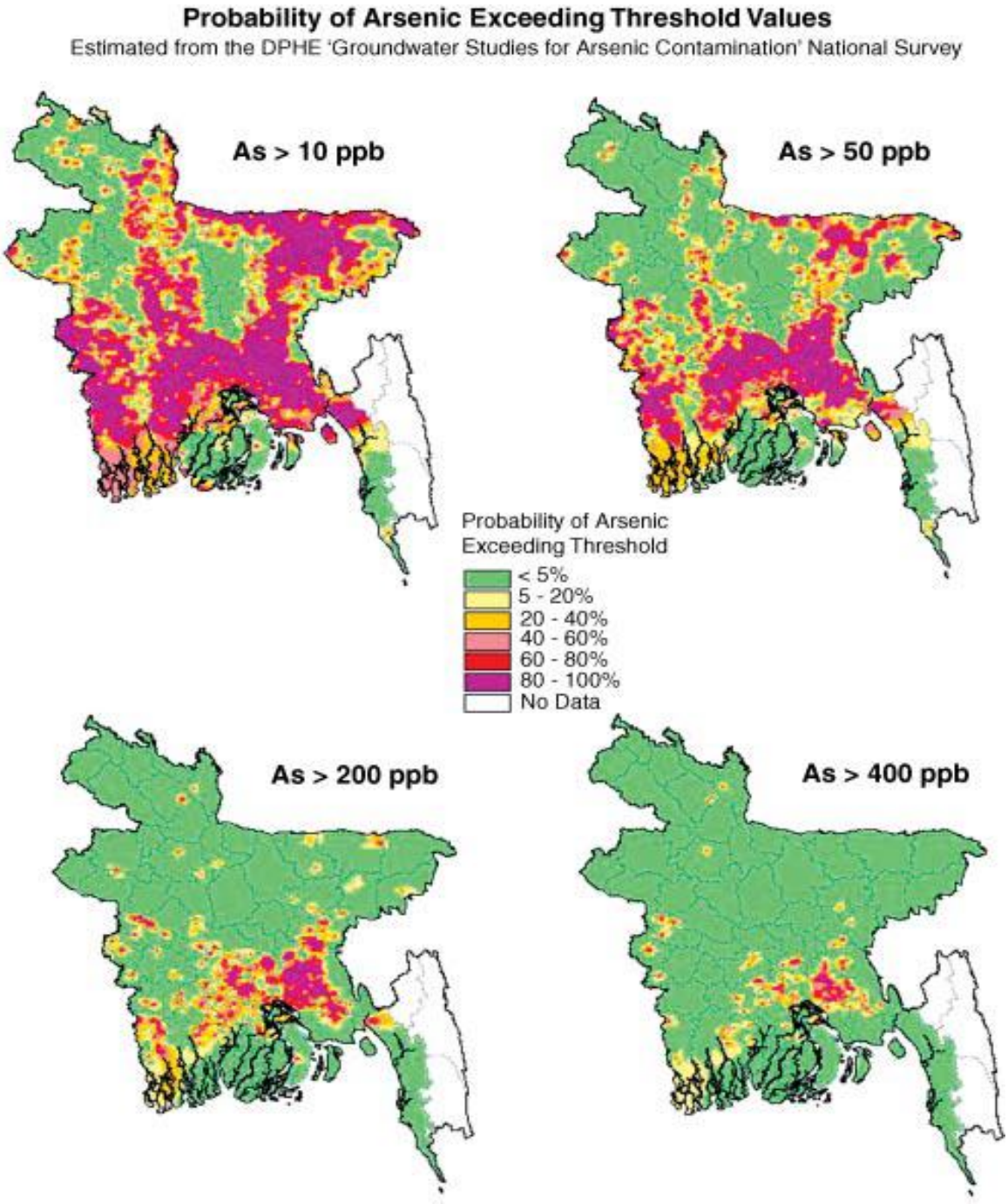


Figura 1.9. Distribución de arsénico en varios acuíferos de Bangladesh.

Tabla 1.18.- Escenario mundial de la intoxicación por arsénico de las aguas de consumo.

Nombre del país	Efecto venenoso
México	El rango de concentración total de arsénico es de 8-624 µg/l. Los síntomas observados en este área son las manifestaciones cutáneas (cambios en la pigmentación de piel, queratosis y cáncer de piel), enfermedad vascular periférica (BFD), trastornos gastrointestinales y alteración en la relación de la excreción coporfirina/uroporfirina.
Tailandia	El arsénico está disponible en agua en el rango desde 1,25 hasta 1032 µg/l.
Chile	La concentración promedio de arsénico es >100 µg/l. En un estudio de 27.088 niños en edad escolar, en el 12% se encontraron cambios cutáneos por arsenicismo; de un cuarto a un tercio de ellos tiene síntomas sugestivos sistemáticos. El 11% tiene acrocianosis. De los residentes de Antofagastan, 144 tienen la piel con pigmentación anormal, en comparación con 98 de los sujetos de control.
EE.UU.	El rango de arsénico en el agua de pozos es de 1 a 490 µg/l. El 5% de todo su sistema de abastecimiento de agua deberá tomar medidas correctivas para reducir el nivel de arsénico actual.
Alemania	Concentración de arsénico <10 - 150 µg/l.
Canadá	Arsénico en varias aguas desde 100 a 410 µg/l como As_2O_3.
Argentina	El contenido de arsénico de casi el 50% de las muestras de agua de la provincia de Córdoba, Pampa, sureste de Argentina oscila desde 100 hasta 316 µg/l con un valor máximo de 3810 µg/l.
Hungría	1-174 µg/l de arsénico está disponible en el agua. Unos pocos miles de personas se ven afectadas por varios síntomas de envenenamiento por arsénico es decir, melanosis, hiperqueratosis, cáncer de piel, cáncer interno, bronquitis, gastroenteritis, alteraciones hematológicas se encuentran entre ellos.
Finlandia	La concentración de arsénico en el agua de pozos es de 17 a 980 µg/l.
Vietnam	Elevada concentración de arsénico, 1-3.050 µg/l en una amplia zona rural y sub-urbana.
Nepal	La concentración de arsénico en algunas fuentes es superior a 50 µg/l, aunque la documentación de los acuíferos afectados es limitada hasta ahora.
Myanmar	La concentración de arsénico en algunas fuentes es superior a 50 µg/l, aunque la documentación de los acuíferos afectados es limitada hasta ahora.
Camboya	La concentración de arsénico en algunas fuentes es superior a 50 µg/l, aunque la documentación de los acuíferos afectados es limitada hasta ahora.
Japón	La concentración más alta encontrada es de 293 µg/l.
Nueva Zelanda	Los efluentes del campo geotérmico Kawerau en Nueva Zelanda contienen 38 µg/l de arsénico.
Kamchatka	Arsénico asociado con aguas termales confirmado en varias áreas.
Francia	Arsénico asociado con aguas termales confirmado en varias áreas.
Dominica	Arsénico asociado con aguas termales confirmado en varias áreas.

Tabla 1.19.- Máximo nivel de contaminante arsénico para el agua potable en varios países [187].

País	Concentración (µg/l)
Australia	7
UE	10
USA	10
Japón	10
Jordania	10
Laos	10
Mongolia	10
Namibia	10
Siria	10
Vietnam	10
Canadá	25
Bahréin	50
Bolivia	50
China	50
Egipto	50
India	50
Indonesia	50
Omán	50
Filipinas	50
Arabia Saudí	50
Sri Lanka	50
Zimbawe	50

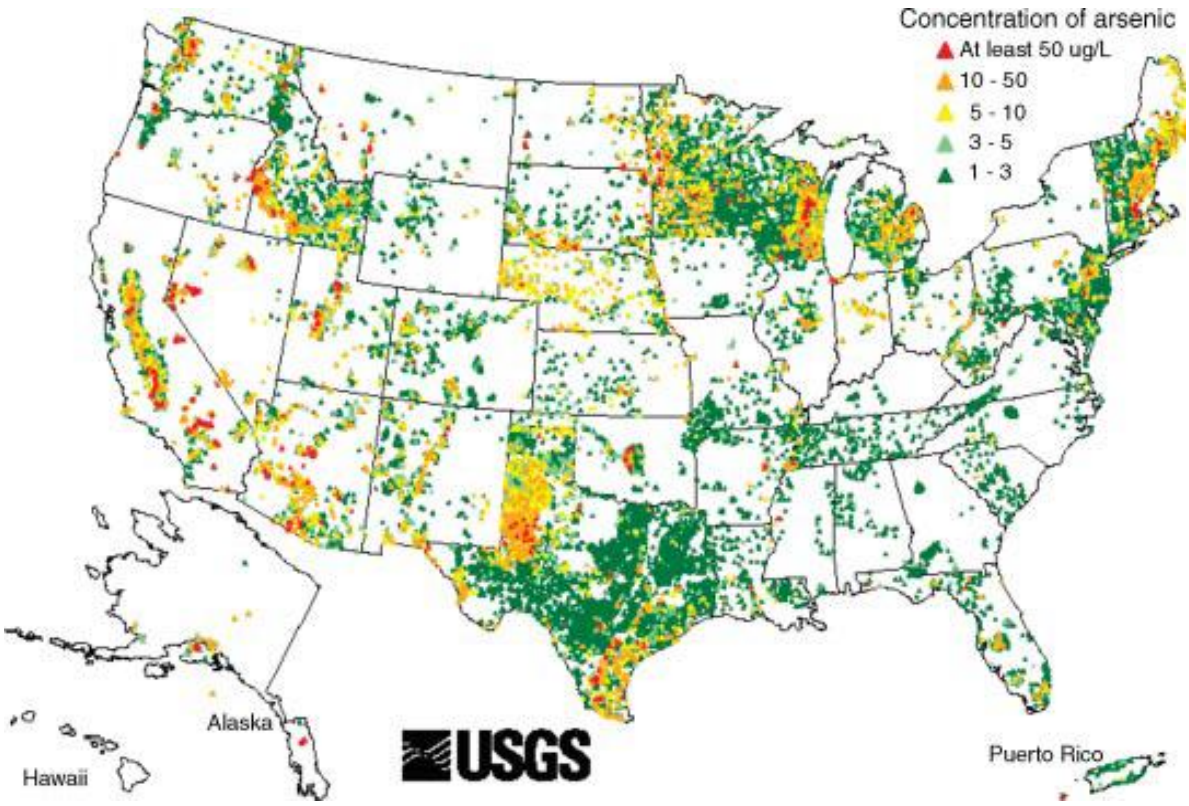


Figura 1.10.- Contaminación por arsénico de las aguas subterráneas en EE.UU

DESARROLLO

2.- Desarrollo

2.1.- Metodología

La metodología aplicada en este proyecto consta de cinco apartados que se desarrollarán a continuación:

- Objetivo de la revisión.
- Fuentes de datos.
- Selección de los artículos de interés.
- Análisis bibliométrico de los artículos seleccionados.
- Discusión de los artículos seleccionados.

2.2.- Objetivo de la revisión

El objetivo de este trabajo se centra en la realización de una revisión de la bibliografía científica, generada en los últimos años, sobre la contaminación de las aguas con arsénico, problema que afecta especialmente a países del sudeste asiático y latinoamericanos.

Dentro de este objetivo se presentan los siguientes objetivos específicos:

- Revisión, identificación y selección de la principal bibliografía de referencia en la materia, ordenando ésta según su temática y su impacto.

- Análisis de los estudios científicos revisados según las zonas geográficas seleccionadas a escala internacional, con características comunes en cuanto a concentración de las aguas, tecnologías utilizadas para su eliminación…

- En cada uno de los estudios descritos y revisados, identificar como las variables del proceso (pH, temperatura, presión…) afectan al objetivo principal.

- En cada ubicación concreta, estudiar la existencia de estudios prolongados en el tiempo, de cara a establecer una relación de variabilidad temporal para el grado de contaminación, y por consiguiente poder evaluar el efecto de las medidas desarrolladas.

- Estructuración de los datos obtenidos y uso de indicadores, de cara a la exposición y difusión de los mismos.

2.3.- Fuentes de datos

La metodología utilizada ha incluido la revisión bibliográfica de artículos en la base de datos Web of Knowledge:

- Web of Knowledge: plataforma web que da acceso a diversos contenidos y recursos de información científica de alta calidad, muy importantes para la investigación en todo tipo de organizaciones. Entre estos recursos figuran: Web of Science, que es portal que nos proporcionará las publicaciones a seleccionar.

Para realizar una búsqueda bibliográfica exhaustiva en la citada base de datos, en primer lugar se deben identificar los términos o "keywords" que guiarán nuestra investigación. A estas palabras las llamaremos palabras clave. La elección de las palabras clave es una etapa importante en la búsqueda bibliográfica puesto que este paso nos permite localizar las publicaciones previas de interés para nuestra revisión.

Al tratarse de una base de datos internacional las palabras clave que se introdujeron fueron en inglés: "*trace elements, trace metals, groundwater, ground water, drinking water, arsenic, membranes, reverse osmosis*", usadas tanto de forma aislada como combinada en la base de datos pero siempre marcando previamente la opción "*topic*" para asegurarnos que la publicación mostrada incluía dicha palabra dentro de su temática. Tras realizar la búsqueda bibliográfica en Web of Science, el total de artículos encontrados fueron sometidos a un proceso de selección con el objetivo de detectar los artículos más relevantes y que pasarían al siguiente apartado de la metodología seguida en la revisión bibliográfica.

2.4.- Selección de artículos de interés

Por lo general, los artículos encontrados en la revisión bibliográfica presentan distintas soluciones a la problemática de eliminar determinados componentes dañinos para la salud de las aguas de consumo. Con el objetivo de separar los artículos relevantes de los que no lo son se han fijado varios criterios de inclusión/exclusión para conformar nuestra selección:

Criterio 1: Artículos publicados entre 2000 y 2012.
Criterio 2: Artículos publicados en revistas internacionales y con un alto impacto (citados al menos una vez).
Criterio 3: Artículos que se centren en la problemática del arsénico para países en vías de desarrollo.
Criterio 4: Artículos que traten sobre qué membranas se utilizan para tratar las aguas de consumo.

En base a estos criterios, se han seleccionado 57 artículos como representativos de la revisión bibliográfica.

Tabla 2.1.- Selección de los 57 artículos representativos.

Referencia apartado Bibliografía	Título	Autores	Año
144	Adsorption of arsenite using natural laterite as adsorbent.	Abhijit Maiti, Sunando DasGupta, Jayant Kumar Basu, Sirshendu De	2006
145	An overview of arsenic removal by pressure-driven membrane processes.	Ming-Cheng Shih	2004
146	Application of low-pressure nanofiltration coupled with a bicycle pump for the treatment of arsenic-contaminated groundwater.	J.I. Oh , K. Yamamoto , H. Kitawaki , S. Nakao , T. Sugawara , M.M. Rahmarl, M.H. Rahman	2000
147	Application of ZW-1000 membranes for arsenic removal from water sources	Judit Floch , Miklos Hideg	2003
148	Arsenic – a Review. Part II: Oxidation of Arsenic and its Removal in Water Treatment	Monique Bissen, Fritz H. Frimmel	2003
149	Arsenic and iron removal from water using constructed soil filter – a novel approach	Pravin Nemade, Avinash M. Kadam and Hariharan S. Shankar	2008
150	Arsenic contamination of natural waters in San Juan and La Pampa, Argentina	J. O'Reilly, M. J. Watts, R. A. Shaw, A. L. Marcilla, N. I. Ward	2010
151	Arsenic removal by a charged ultrafiltration membrane influences of membrane operating conditions and water quality on arsenic rejection	Philip Brandhube, Gary Amy	2000
152	Arsenic removal by a membrane hybrid filtration system	V.T. Nguyen, S. Vigneswaran, H.H. Ngo, H.K. Shon, J. Kandasamy	2007
153	Arsenic removal by photo-catalysis hybrid system	T.V. Nguyena, S. Vigneswaran, H.H. Ngoa, J. Kandasamya, H.C. Choi	2007
154	Arsenic removal from drinking water by a "loose" nanofiltration membrane	Eric M. Vroenhoek , John J. Waypa	2000
155	Arsenic removal from drinking water by flocculation and microfiltration	Binbing Han, Timothy Runnells, Julio Zimbron, Ranil Wickramasinghe	2002

Tabla 2.1.- Continuación

156	Arsenic removal from drinking water using thin film composite nanofiltration membrane	R.S. Harisha , K.M. Hosamani, R.S. Keri , S.K. Nataraj , T.M. Aminabhavi	2009
157	Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents—A critical review	Dinesh Mohan, Charles U. Pittman Jr.	2007
158	Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview	Thomas S.Y. Choong, T.G. Chuah, Y. Robiah, F.L. Gregory Koay, I. Azni	2007
159	Effect of operating conditions in removal of arsenic from water by nanofiltration membrane	Hugo Saitfia, Mercedes Campderrós, Soledad Cerutti, Antonio P6rez Padilla	2004
160	Fluoride Removal from Water Using Combined Moringa oleifera/Ultrafiltration Process	Gisele Cristina dos Santos Bazanella, Gabriel Francisco da Silva, Angélica Marquetotti Salcedo Vieira, Rosângela Bergamasco	2012
161	Impact of speciation on fluoride, arsenic and magnesium retention by nanofiltration/reverse osmosis in remote Australian communities	L.A. Richards, B.S. Richards, H.M.A. Rossiter, A.I. Schaferb	2008
162	Laboratory based approaches for arsenic remediation from contaminated water: Recent developments	P. Mondal, C.B. Majumder, B. Mohanty	2006
163	Performance and mechanism of arsenic removal from water by a nanofiltration membrane	Cuong Manh Nguyena, Sunbaek Bangb, Jaeweon Choa, Kyoung-Woong Kima	2008
164	Performance of a small-scale RO desalinator for arsenic removal	T. Geucke, S.A. Deowan, J. Hoinkis, Ch. Pätzold	2008
165	Performance of nanofiltration for arsenic removal	Yuko Sato, Meea Kang, Tasuku Kamei, Yasumoto Magara	2002
166	Performance of nanofiltration membrane in a vibrating module (VSEP-NF) for arsenic removal	Saber Ahmed, M.G. Rasul, M.A. Hasib, Y. Watanabe	2009
167	Performance of simultaneous arsenic, fluoride and alkalinity (bicarbonate) rejection by pilot-scale nanofiltration	Antonio Perez Padilla, Hugo Saitua	2010
168	Perspectives of low cost arsenic remediation of drinking water in Pakistan and other countries	Amir Haider Malik, Zahid Mehmood Khan, Qaisar Mahmood, Sadia Nasreen, Zulfiqar Ahmed Bhatti	2009
169	Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption	Marta I. Litter, Maria E. Morgada, Jochen Bundschuh	2010
170	Potable water recovery from As, U, and F contaminated ground waters by direct contact membrane distillation process	Saketa Yarlagadda, Veera Gnaneswar Gude, Lucy Mar Camacho, Saireddy Pinappu, Shuguang Deng	2011

Tabla 2.1.- Continuación

171	Remediation Technologies for Arsenic Contaminated Drinking Waters	Hemda Garelick, Agnieszka Dybowska, Eugenia Valsami-Jones and Nicholas D. Priest	2005
172	Removal of arsenic and pesticides from drinking water by nanofiltration membranes	K. Kosutic, L. Furac, L. Sipos, B. Kunst	2004
173	Removal of arsenic from contaminated groundwater by membrane-integrated hybrid treatment system	Mou Sen, Ajoy Manna, Parimal Pal	2010
174	Removal of arsenic from contaminated groundwater by solar-driven membrane distillation using three different commercial membranes	Parimal Pal, Ajay K. Manna	2010
175	Removal of arsenic from water streams: an overview of available techniques	Miroslava Vaclavikova, George P. Gallios, Slavomir Hredzak, Stefan Jakabsky	2007
176	Removal of fluoride from water by using granular red mud: Batch and column studies	Ali Tor, Nadide Danaoglu, Gulsin Arslan, Yunus Cengeloglu	2008
177	Removal of heavy metals from drinking water supplies through the ion exchange membrane bioreactor	Adrian Oehmen, Rui Viegas, Svetlozar Velizarov, Maria A. M. Reis, João G. Crespo	2006
178	Removal of pollutants from surface water and groundwater by nanofiltration: overview of possible applications in the drinking water industry	Bart Van der Bruggen, Carlo Vandecasteele	2002
179	Review of fluoride removal from drinking water	M. Mohapatra, S. Anand, B.K. Mishra, Dion E. Giles, P. Singh	2009
180	Technological options for the removal of arsenic with special reference to South East Asia	C.K. Jain, R.D. Singh	2012
181	The Effectiveness of Arsenic Remediation from Groundwater in a Private Home	Elizabeth Pratson, Avner Vengosh, Gary Dwyer, Lincoln Pratson, and Emily Klein	2009
182	Water Purification by Membranes: The Role of Polymer Science	Geoffrey M. Geise, Hae-Seung Lee, Daniel J. Miller, Benny D. Freeman, James E. McGrath, Donald R. Paul	2010
183	Arsenic in groundwater and health problems in Bangladesh	MD. Masud Karim	2000
184	Effect of pH on the removal of arsenic and antimony using reverse osmosis membranes	Meea Kang, Mutsuo Kawasaki, Sinya Tamada, Tasuku Kamei, Yasumoto Magara	2000
185	Simplified analysis of contaminant rejection during ground- and surface water nanofiltration under the information collection rule	Shankararaman Chellam and James S. Taylor	2000

Tabla 2.1.- Continuación

186	Rapid Small-Scale Column Tests for Arsenate Removal in Iron Oxide Packed Bed Columns	Paul Westerhoff; David Highfield; Mohammad Badruzzaman; and Yeomin Yoon	2005
187	Specific Treatment Technologies for Removing Arsenic from Water	T. V. Nguyen, S. Vigneswaran, H. H. Ngo, D. Pokhrel, and T. Viraraghavan	2006
188	Speciation analysis of arsenic in groundwater from Inner Mongolia with an emphasis on acid-leachable particulate arsenic	Zhilong Gong, Xiufen Lu, Corinna Watt, Bei Wen, Bin He, Judy Mumford, Zhixiong Ning, Yajuan Xia, X. Chris Le	2005
189	Arsenic removal from high-arsenic water by enhanced coagulation with ferric ions and coarse calcite	S. Song, A. Lopez-Valdivieso, D.J. Hernandez-Campos, C. Peng, M.G. Monroy-Fernandez, I. Razo-Soto	2005
190	Removal of arsenic from groundwater by micellar-enhanced ultrafiltration (MEUF)	Javed Iqbal, Ho-Jeong Kim, Jung-Seok Yang, Kitae Baek, Ji-Won Yang	2006
191	Two Novel Applications of Ion Exchange Fibers: Arsenic Removal and Chemical-Free Softening of Hard Water	John E. Greenleaf, Jin-cheng Lin, and Arup K. Sengupta	2006
192	Arsenic removal from contaminated water by iron oxide sorbents and porous ceramic membranes	Vassilis Zaspalis, Adamantia Pagana, Styliani Sklari	2007
193	Nanofiltration Membrane Process for the Removal of Arsenic from Drinking Water	M. T. Uddin1, M. S. I. Mozumder, M. A. Islam, S. A. Deowan, J. Hoinkis	2007
194	Study of arsenic removal by nanofiltration and its application in China	Shengji Xia, Bingzhi Dong, Qiaoli Zhang, Bin Xua, Naiyun Gaoa, Christel Causseranda	2006
195	Arsenate removal from water by a weak-base anion exchange fibrous adsorbent	Md. Rabiul Awual, Shinya Urata, Akinori Jyo, , Masao Tamada, Akio Katakai	2007
196	Effectiveness of household reverse-osmosis systems in a Western U.S. region with high arsenic in groundwater	Mark Walkera, Ralph L. Seiler, Michael Meinert	2007
197	Use of ArsenXnp, a hybrid anion exchanger, for arsenic removal in remote villages in the Indian subcontinent	Sudipta Sarkar, Lee M. Blaney, Anirban Gupta, Debabrata Ghosh, Arup K. SenGupta	2007
198	Microporous ceramic membrane technology for the removal of arsenic and chromium ions from contaminated water	A.E. Pagana, S.D. Sklari, E.S. Kikkinides, V.T. Zaspalis	2007
199	Perspectives of low cost arsenic remediation of drinking water in Pakistan and other countries	Amir Haider Malik, Zahid Mehmood Khan, Qaisar Mahmood, Sadia Nasreen, Zulfiqar Ahmed Bhatti	2009
200	As(III) removal by hybrid reactive membrane process combined with ozonation	Hosik Park, Heechul Choi	2010

2.5.- Análisis bibliométrico

Una vez seleccionados los artículos de interés, éstos han sido clasificados de acuerdo con:

- Número de citaciones.
- Tecnologías utilizadas para eliminar el arsénico de las aguas de consumo.
- Revistas en las cuales dichos artículos han sido publicados.
- Editorial.
- Año de publicación.
- País de procedencia de la publicación.

2.5.1- Citas

Para evaluar el impacto de las distintas publicaciones, se han clasificado de acuerdo al número de veces que han sido citadas.

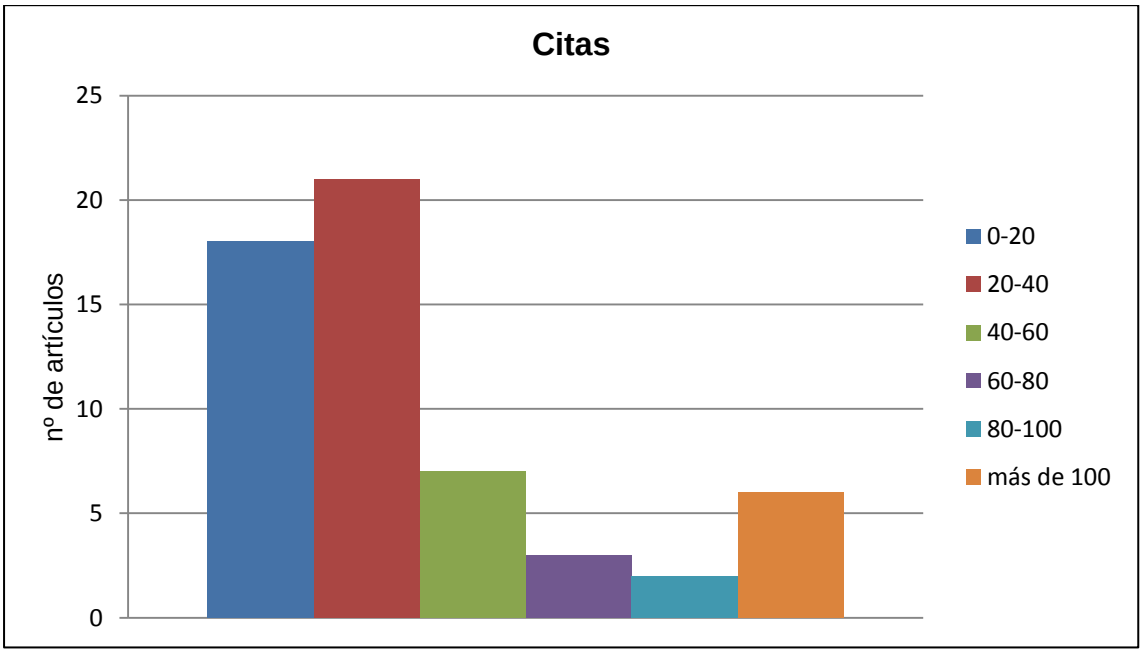


Figura 2.1.- Número de citaciones de las publicaciones seleccionadas.

Vemos como el mayor número de artículos seleccionados se sitúan en el rango de entre 20 y 40 citas. Es un número importante para una publicación, a partir del cual se puede decir que es relevante y hay que tenerlo en cuenta para describir la temática.

A continuación se muestran los 5 artículos más citados entre los seleccionados:

Tabla 2.2.- Los 5 artículos con mayor impacto.

Referencia	Título	Autores	Año	Citas
157	Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents—A critical review	Dinesh Mohan, Charles U. Pittman Jr.	2007	481
180	Technological options for the removal of arsenic with special reference to South East Asia	C.K. Jain, R.D. Singh	2012	205
162	Laboratory based approaches for arsenic remediation from contaminated water: Recent developments	P. Mondal, C.B. Majumder, B. Mohanty	2006	156
183	Arsenic in groundwater and health problems in Bangladesh	MD. Masud KArim	2000	154
148	Arsenic – a Review. Part II: Oxidation of Arsenic and its Removal in Water Treatment	Monique Bissen, Fritz H. Frimmel	2003	124

2.5.2.- Tecnologías

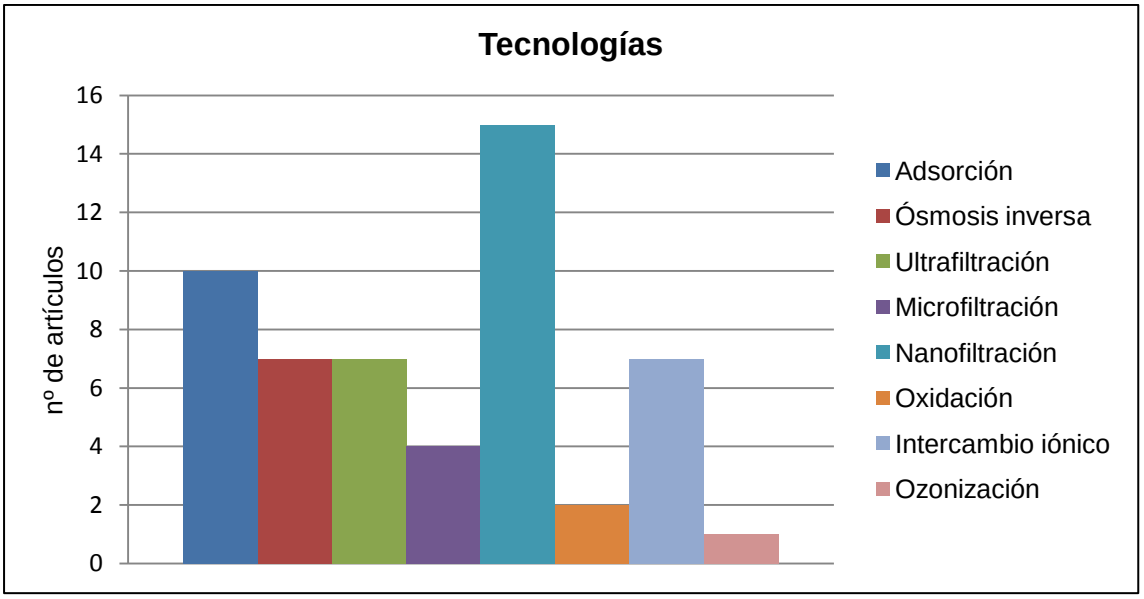


Figura 2.2.- Tecnologías utilizadas para la eliminación de arsénico de las aguas de consumo.

La nanofiltración es la tecnología más utilizada junto a la adsorción. Su característica común es que ambos métodos no conllevan un coste elevado. Para la adsorción no hay que mantener ninguna membrana libre de ensuciamiento ni pérdida de rendimiento y la nanofiltración se trata de la tecnología de membrana con una presión aplicada moderada y un tamaño de poro restrictivo respecto al resto de tecnologías de membrana.

2.5.3.- Revistas

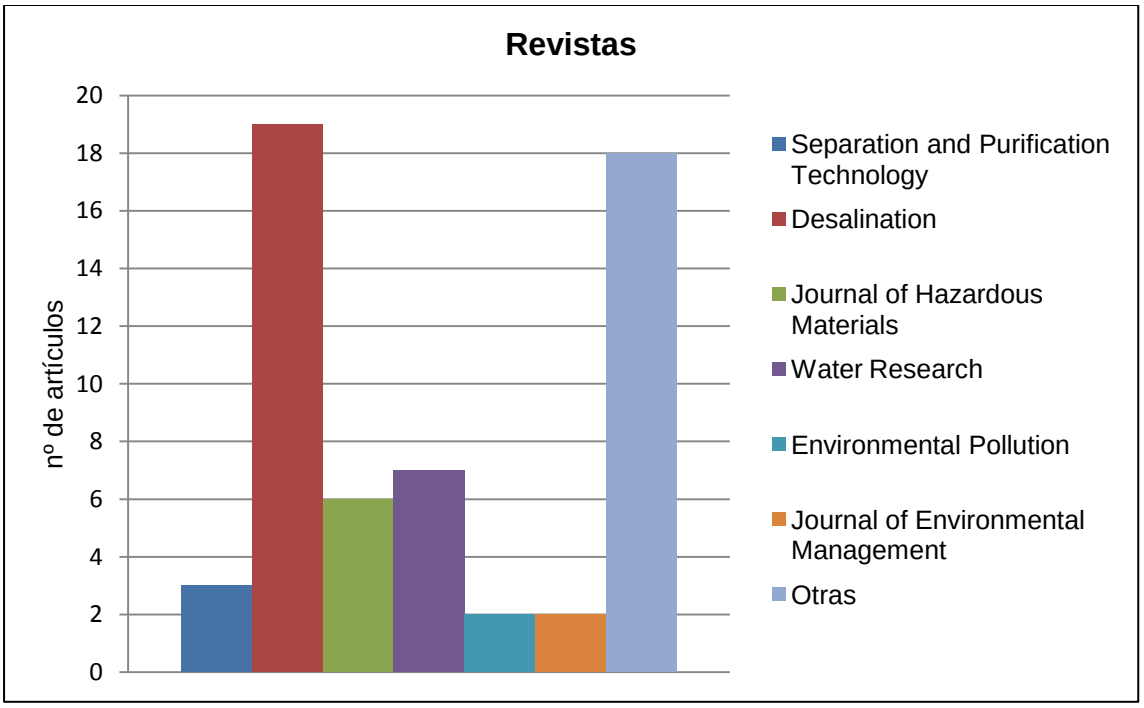


Figura 2.3.- Revistas en las cuales dichos artículos han sido publicados.

Observamos como la revista Desalination es la que más ha tratado el tema de la eliminación de arsénico de las aguas de consumo. Sin embargo hay un amplio abanico de revistas que también han trabajado al respecto.

2.5.4.- Editorial

La editorial Elsevier es la que más ha publicado acerca de la problemática con diferencia.

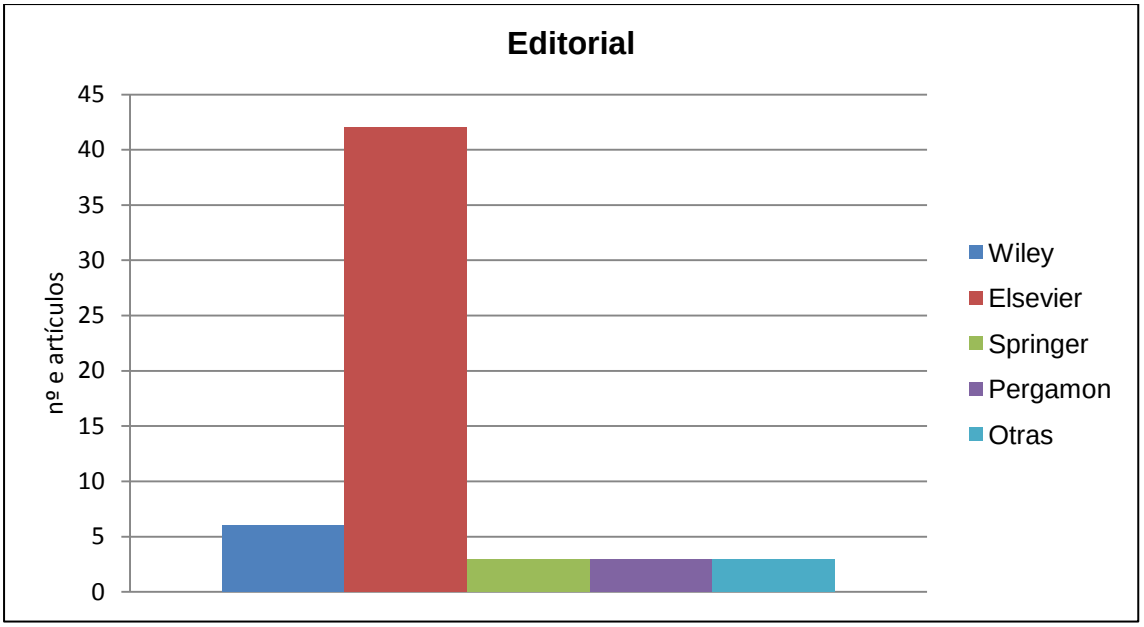


Figura 2.4.- Editoriales que han publicado los artículos seleccionados.

2.5.5.- Año de publicación

Para contextualizar cronológicamente las investigaciones realizadas en este campo, se han clasificado de acuerdo a su año de publicación.

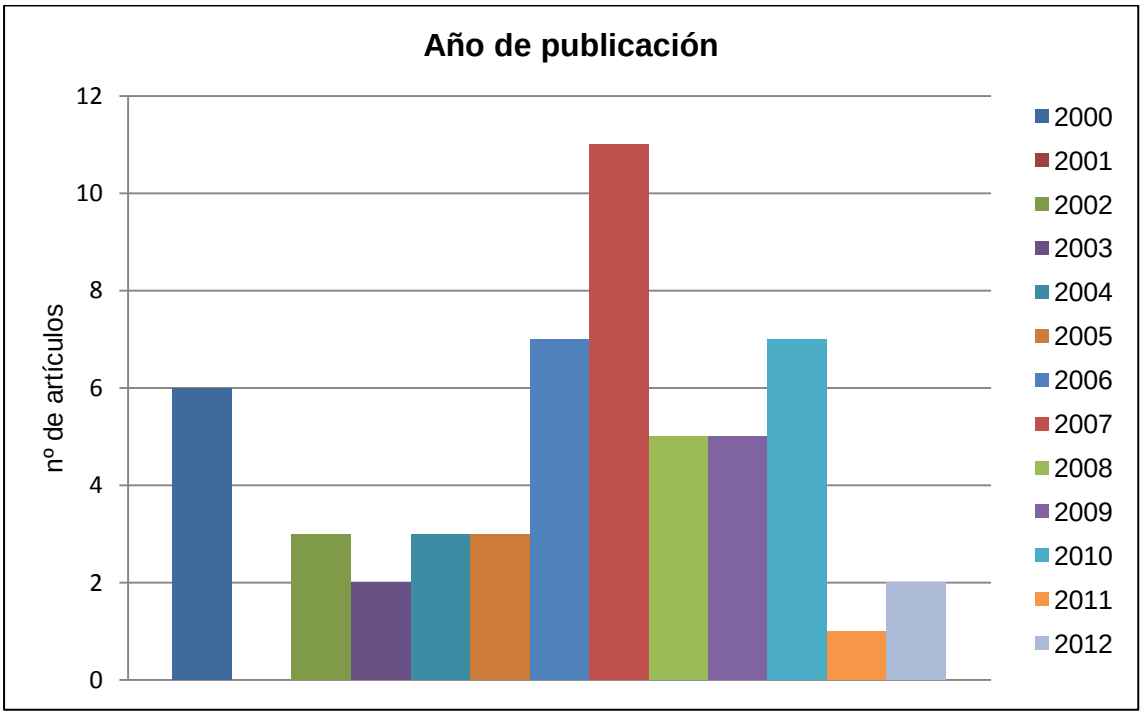


Figura 2.5.- Año de publicación de los artículos seleccionados.

El año con más artículos publicados sobre la eliminación de arsénico de las aguas de consumo es el 2007.

Se observa como partimos de una situación ascendente desde el año 2002 hasta alcanzar el pico en el 2007, fecha a partir de la cual la tendencia de publicaciones desciende. Una de las razones principales para explicar esta tendencia es el tiempo. Los artículos más antiguos han tenido más tiempo de adquirir un número de citas relevante mientras que los publicados hace pocos años aún no.

2.5.6.- Países

Para contextualizar espacialmente las investigaciones realizadas en este campo, se han clasificado de acuerdo al país donde se realizó.

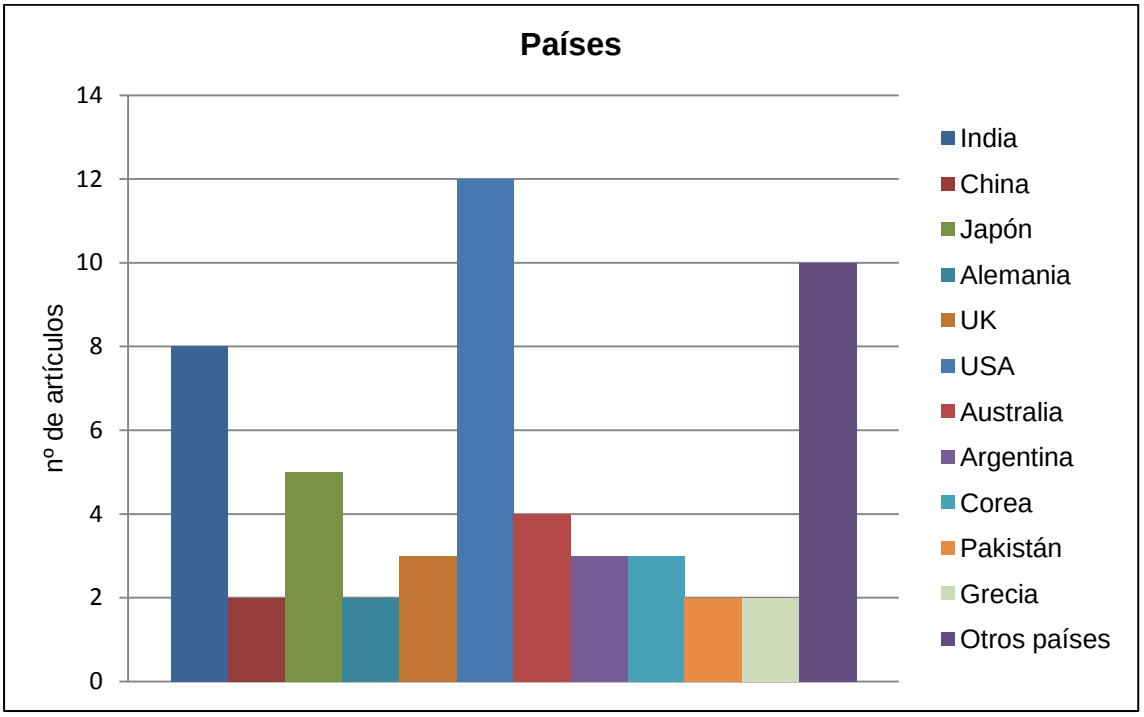


Figura 2.6.- País de procedencia de la publicación.

La India es el segundo país con más publicaciones al respecto, directamente relacionado con que el problema tiene uno de sus focos más vivos allí. EE.UU. encabeza la clasificación, además de por ser un país con un tejido investigador fuerte, también padecen el problema del agua contaminada por arsénico. También destacan países asiáticos como China, Japón, Corea y Pakistán. De los cuales,

los 3 primeros están reconocidos internacionalmente como potencias investigadoras, en cambio, Pakistán destaca en esta clasificación por estar relacionado directamente con el problema.

2.6.- Discusión de los artículos seleccionados

El arsénico en el agua potable es un problema en cualquier lugar en el mundo, especialmente en regiones en desarrollo de Asia (Bangladesh, Pakistán y la India). La contaminación por arsénico es en gran medida un fenómeno natural, y hay medidas de prevención que por lo general se pueden tomar, por lo que no sólo tecnologías de remediación pueden ayudar a minimizar el efecto. El arsénico puede ser eliminado del agua por diversos métodos como la purificación técnica del agua. Algunas de las tecnologías son el tratamiento tradicional por procesos de coagulación / filtración, ablandamiento con cal, oxidación con hierro / manganeso, y las membranas de filtración, que se han utilizado para mejorar la eliminación de arsénico del agua potable en plantas de tratamiento de agua. Tecnologías tales como el intercambio iónico, la filtración por arena verde de manganeso y la adsorción sobre alúmina activada han sido empleadas en sistemas pequeños y domésticos. Son procesos baratos y de fácil adopción por la comunidad local al finalizar una pequeña formación al respecto. Las tecnologías innovadoras, como las barreras reactivas permeables, el tratamiento biológico, la fitorremediación (uso de plantas) y el tratamiento electrocinético, también se utilizan para tratar el agua contaminada de arsénico. Sin embargo, muchas de estas técnicas se encuentran en la etapa experimental y algunos no se han demostrado a escala real. Se recomienda que una combinación de tratamientos químicos de bajo coste como el intercambio iónico, la filtración y la adsorción junto con la biorremediación pueda ser una opción útil para eliminar el arsénico del agua potable [168].

A continuación se discutirán los aspectos más relevantes de las publicaciones seleccionadas, teniendo en mente algunos objetivos [180]:

- Mejorar la eficacia en la eliminación de arsénico
- Reducir el capital y coste de operación del sistema
- Hacer fácil el uso de la tecnología
- Superar los problemas de mantenimiento
- Resolver los lodos y concentrados como problemas de la gestión del arsénico

2.6.1.- Adsorción e intercambio iónico

Uno de los principales artículos que tratan el proceso de adsorción utiliza laterita natural como adsorbente [144]. La laterita natural se encuentra de forma natural en países como la India lo cual facilitaría mucho las labores de suministro.

El experimento comienza fijando tanto la concentración de laterita como la concentración de As (III) a la entrada. Después, se varían las condiciones de operación tales como dicha concentración, temperatura y pH para ver cómo reacciona el sistema, obteniendo que:

- A mayor concentración de adsorbente, conseguimos eliminar un mayor porcentaje de As (III) para un pH de 7,2.
- Para valores de pH entre 2 y 9,8 el porcentaje de As (III) eliminado se mantiene constante y con un valor del 92%. A partir de pH 10 la capacidad de eliminación por parte del proceso de adsorción cae exponencialmente, por lo que el proceso no es válido para medios alcalinos.
- Se elimina un 98% de As (III) para una dosis de adsorbente de 40 g/L y un 94% para 20 g/L de adsorbente en las mismas condiciones de operación [144].

Por otra parte, también se ha probado la técnica de la adsorción con carbón activado, con el resultado de que no es lo suficientemente efectiva para los elevados costes que conlleva, sobre todo por problemas de regeneración. Esta revisión muestra que varios materiales tienen igual o mayor capacidad de adsorción que el carbón activado [157].

La alúmina activada es muy eficiente y se puede regenerar in situ para extender la vida útil. Sin embargo, la eficiencia de adsorción es alta debido sólo a pH bajo y los arsenitos deben ser oxidados a arseniatos antes de la adsorción.

La eficiencia de eliminación de las resinas de intercambio iónico es independiente del pH del agua y el adsorbente también puede ser regenerado in situ. Sin embargo, los sulfatos, nitratos o sólidos disueltos reducen la eficiencia de adsorción. Por lo tanto, deben aplicarse pasos adicionales preventivos para utilizar estos intercambiadores para arsénico.

La arcilla, la sílice, la arena, son de hecho, adsorbentes de bajo costo. Están disponibles en todo el mundo y también se pueden regenerar in situ. Desafortunadamente, tienen una menor eficiencia de adsorción que la mayoría de los adsorbentes. Además, otros contaminantes del agua pueden desactivar las arcillas, reduciendo aún más la eficiencia de adsorción.

Los polímeros orgánicos también son buenos adsorbentes con capacidad de regenerarse situ. Su coste les hace menos atractivos y otros contaminantes tales como los sólidos disueltos presentes en el agua reducen su eficiencia.

Las raíces secas del jacinto de agua y algunas otras plantas también podrían usarse para reducir las concentraciones de arsénico en agua. Estas tecnologías necesitan optimizarse y alcanzar una madurez que aún no presentan [157].

También se han probado técnicas de adsorción con esponja recubierta de hierro como adsorbente. El adsorbente es de bajo coste. Se obtiene un alto rendimiento en la eliminación tanto de As (III) como de As (V) aumentando la presión de trabajo y acercándonos a valores de pH alcalinos [187].

El modo de operación con mayor capacidad de adsorción se obtiene utilizando una columna en vez de usando experimentos discontinuos [176].

La selección del adsorbente es la decisión más compleja del proceso de adsorción. La elección cambia dependiendo del estado de oxidación del arsénico y de otros muchos factores discutidos anteriormente. Las tecnologías adsorbentes, que tienen éxito en el laboratorio, pueden fallar en condiciones de campo. Por lo tanto, la selección de la tecnología apropiada y el adsorbente apropiado puede ser tediosa [157].

2.6.2.- Membranas

En uno de los principales artículos que aborda el empleo de tecnologías de membranas para eliminar arsénico de disoluciones acuosas, se utilizan distintos tipos de membranas: de alta o baja presión y con distinto tamaño de poro, siendo común a todas que el porcentaje de eliminación de As (III) es mucho menor que el de As (V). Seleccionamos dos de ellas con sus resultados [145]:

Membrana ES-10:

Logra una eliminación del 95% de As (V) para el rango de pH de 3 a 10, mientras que se alcanza una eliminación del 75% del As (III) para pH 3 y del 90% para pH 10.

Membrana NTR-729 HF:

Se alcanza una eliminación del 80% de As (V) para pH 3, mientras que se logra una eliminación del 95% para pH 5, 7 y 10. La eliminación es del 20% para As (III) en pH 3, 5 y 7.

Ambas membranas de RO fueron fabricadas por Nitro Electric Industrial Company, Japón.

Tanto las membranas de RO como las de NF son más eficientes que las UF y MF, ya que tienen menor diámetro de poro y los pesos moleculares de los componentes que pueden retener son mucho más bajos.

La nanofiltración ofrece resultados similares en relación a los porcentajes de As (III) y As (V) obtenidos para distintos valores de pH. La ventaja viene con la menor diferencia de presión que hace falta respecto a la ósmosis inversa lo cual repercute en un menor gasto energético.

Tanto en condiciones de pH alto, como con altas diferencias de presión y altas concentraciones de arsénico el porcentaje de eliminación de As aumenta (más para el As pentavalente).

El artículo también estudia cómo se encuentra el arsénico en sus fuentes, concluyendo que para el agua subterránea los porcentajes de As (III) y As (V) son similares (50-50%). En cambio en el agua superficial, el arsénico pentavalente es el dominante. Las aguas que contienen una mayor concentración de arsénico son las aguas con actividad geotermal.

La publicación explica el porqué de la mala eliminación de la especie As (III):

El efecto del pH de la disolución en la eliminación de arseniato indica que la eficacia de la eliminación de arseniato aumentó significativamente con el aumento del pH. La razón es la especificación de los cambios del As V de monovalente a divalente a medida que aumenta el pH, esto se debe a que los iones divalentes se eliminan mediante la membrana a una velocidad mucho más alta en comparación con iones monovalentes debido a los radios hidratados más grande de los divalentes.

Como agente oxidante se utiliza el cloro. Dicho agente oxidante puede dañar la membrana. Por lo que se sugieren alternativas como microorganismos capaces de realizar la transformación sin añadir oxidantes [145].

Otra publicación que habla sobre aplicar tecnologías de membrana a zonas con pocos recursos desarrolla la idea de hacer pasar el fluido a través de unas membranas de RO y NF con un sistema de bombeo mediante una bicicleta [146]. Es ideal para áreas rurales sin posibilidad de suministro eléctrico. Analizamos los resultados de dos tipos de tecnologías de membrana:

Membrana RO:

Membrana HR3155 (fabricada por Toyobo). Membrana que alcanza un porcentaje de eliminación de As (V) del 99,9%.

Membrana NF:

Membrana ES10 (fabricada por Nitro Denko). Se logra una eliminación porcentual del As (V) del 99,6%.

Membrana HS5110 (fabricada por Toyobo). Elimina el 94% del arsénico pentavalente de las aguas de consumo.

La eliminación de As (III) es baja respecto a la de As (V) por lo que es necesario realizar un pretratamiento para la oxidación del As (III) a As (V). Así todo, también hay aguas con menor presencia de As (III): 25% de As (III) y 75% de As (V) sobre el total de arsénico.

La razón por la que As (V) se elimina mejor que As (III) es porque para pH 8 el primero existe en forma ionizada y el segundo en forma neutra (en el experimento se utiliza una membrana cargada negativamente).

Existe alguna publicación referida exclusivamente al método de la ultrafiltración [151]. En ésta, se consigue una mayor eliminación de arsénico a pH alcalinos, siendo baja la eliminación de As (III) comparada con la de As (V), la cual se ve favorecida por la adición de iones y contraiones monovalentes-divalentes. Todos los resultados son sensibles a las condiciones de operación hidráulicas de la membrana de UF.

En uno de los artículos se combinan las técnicas de nanofiltración y microfiltración [152], obteniendo un aumento poco importante del porcentaje de arsénico eliminado al aumentar la presión aplicada. En principio, la eficiencia de la MF es menor que la de la NF pero si le añadimos 0,1 g/L de nZVI se puede eliminar el 90% en ambos casos.

La membrana NF-45 (FilmTech) ha demostrado que el As (III) no era eliminado eficazmente independientemente del pH o la concentración de As (III) en las aguas de alimentación, debido a su carga neutra y a su bajo peso molecular [154].

Ni la variación de la presión aplicada, ni de la velocidad el fluido ni de la temperatura afectan apenas al tanto por ciento de arsénico eliminado. Por el contrario, estas variables si afectan al flujo de permeado. El ensuciamiento de las membranas es la causa principal del alto costo de mantenimiento [159].

Las membranas de NF/RO suelen estar cargadas negativamente por lo que la NF elimina iones multivalentes y tiene una alta tasa de eliminación de sustancias orgánicas, mientras, RO retiene iones tanto mono como multivalentes (debido a su menor tamaño de poro). El pH es una variable importante al tratarse de trazas de contaminantes inorgánicos, siendo el pH de transición 7 para el cambio de $HAsO_4^{2-}$ a $H_2AsO_4^-$. Sin embargo, la eliminación tanto de flúor como de arsénico parece en ocasiones ser independiente del pH. A lo largo del experimento, se consigue una retención media de arsénico del 78% [161].

La separación del arsénico disminuyó de 44% a 41% cuando la concentración inicial de As (III) aumentó de 20 a 100 µg/L. La eliminación de arsénico de un medio acuoso que contiene iones coexistentes tales como Cl^-, Na^+, SO_4^{2-} y HCO_3^-, se rige por la exclusión estérica y preferencialmente por el paso de los iones más móviles, combinadas con la exclusión de Donnan. La separación de ambas especies monovalentes y divalentes de arseniato fue mejorada por la presencia de iones más móviles, tales como Cl^- y HCO_3^-, Mientras que la separación del arseniato monovalente disminuye en presencia de un ion menos móvil, como el SO_4^{2-} [163].

La exclusión de Donnan trata la reducción de la concentración de iones móviles dentro de una membrana de intercambio de iones debido a la presencia de iones fijos del mismo signo que los iones móviles.

Para todas las membranas de NF investigadas en otro artículo, para el rango de presión de 0,3-1,1 MPa, la eficiencia para la eliminación de arsénico pentavalente superó el 85%, mientras que el arsénico trivalente demostró ser mucho más difícil de eliminar [165].

El mecanismo predominante en la retención de los iones por las membranas de nanofiltración cargadas negativamente es la exclusión por carga, mientras que las membranas de ósmosis inversa excluyen a los aniones sobre todo por el tamaño. El mecanismo de exclusión por tamaño es también importante pero no suficiente para el rechazo de moléculas orgánicas no cargadas por parte de las membranas de nanofiltración. Los valores de la tasa de penetración en circulación de las membranas NF270 (fabricado por FilmTec) en relación con las membranas de ósmosis inversa prometen una disminución notable del consumo de energía y por tanto de los costos de energía al utilizar estas membranas para el mismo proceso. Esto debe ser confirmado por el futuro a escalado a planta piloto de pruebas [172].

Cuanto más cargados estén los contaminantes, más fácil será eliminarlos. El As (V) es mayor en tamaño y carga siendo los sistemas de ósmosis inversa los más eficaces en su filtrado. Se pueden encontrar referencias que explican cómo instalar un sistema doméstico para la eliminación de arsénico [181].

Las membranas cerámicas se eligen en las investigaciones debido a su carácter inerte químicamente y su estabilidad térmica y estructural bajo la aplicación de condiciones mucho más agresivas [192].

La presencia de sales adicionales ha demostrado tener un impacto en la eliminación de As (V). La eliminación de arsénico por la membrana aumentó al aumentar el pH, existiendo gran diferencia entre la eliminación de As (III) y As (V) [194].

Los sistemas de ósmosis inversa a pequeña escala son una buena manera de tratar las aguas de pozos contaminadas de arsénico, ya que a menudo tienen más de un 90% de eficiencia en la eliminación de arsénico y son relativamente simples de instalar y de mantener. En los sistemas de ósmosis inversa, el agua es forzada a alta presión a través de membranas sintéticas con poros muy pequeños. Los sistemas de ósmosis inversa son tratamientos que se desarrollan con bastante lentitud pero que están comúnmente disponibles para su uso en los hogares donde el agua tratada puede ser almacenada en tanques pequeños hasta su uso. La eficiencia de los sistemas de ósmosis inversa en la eliminación de contaminantes varía con el contaminante de interés específico. Los iones grandes son eliminados de manera más eficiente que los iones pequeños, y los iones divalentes se eliminan de manera más eficiente que los iones monovalentes. La eficiencia también depende del tipo de membrana utilizada, la química del agua de alimentación, la edad de los dispositivos y la longitud de tiempo en servicio. Los sistemas de ósmosis inversa normalmente eliminan casi el 100% de arseniato (+5) pero pueden ser significativamente menos eficiente en eliminar el arsenito (+3). A concentraciones entre 40 y 1900 ppb, la eficiencia de las membranas de OI probadas varía entre el 98 y el 99% de eliminación de As (V), pero sólo el 46-75% de As (III). El pH afecta a la eficiencia al afectar a la carga de tanto la membrana de ósmosis inversa como de las especies de arsénico. El agua a alto pH puede hacer que la carga global de la membrana sea más negativa por desprotonación de los grupos funcionales de ésta. Por otra parte, como el pH aumenta, As (V) y As (III) se cargan negativamente. Los diagramas de estabilidad de especies de arsénico muestran que, a alto pH del agua subterránea estudiada, el As (V) aparece principalmente como la

especie con carga negativa $HAsO_4^{2-}$, mientras que el As (III) está en gran medida como la especie neutra $H_3AsO_3^0$. Las cargas negativas por parte de la membrana y de $HAsO_4^{2-}$ se repelen y hacen que sean rechazadas por la membrana, lo que disminuye la concentración de arsénico cerca de la membrana y por lo tanto, reduce el paso de arsénico a través de ésta. Las membranas de OI no eliminan el neutro $H_3AsO_3^0$ porque repulsión de carga no baja la concentración de arsénico cerca de la membrana [196].

2.6.3.- Otras tecnologías

Se ha experimentado con el sistema CSF (filtro de suelo construido). Requiere poco consumo de energía y en él se dan simultáneamente la oxidación y la eliminación de arsénico [149].

Para eliminar el arsénico de las aguas residuales, las tecnologías más comúnmente usadas son la adsorción sobre alúmina activada, y la precipitación o adsorción por óxidos de metales, principalmente de Fe (III) y membranas. Estas tecnologías para la eliminación del arsénico de las aguas residuales son las más adecuadas para hacer frente a relativamente bajas concentraciones de arsénico, es decir, bajos niveles de µg/l. Sin embargo, la técnica de la precipitación, generalmente por medio de Fe (III) o ablandamiento por cal, es adecuada para concentraciones más altas, normalmente a bajos niveles de mg/l. La tecnología de membrana, especialmente la nanofiltración, se convierte en un prometedor método para la eliminación de arsénico y es también ampliamente considerado como el método que cumple con las regulaciones de las concentraciones de arsénico en el agua potable [158].

La oxidación biológica por microorganismos hallados en las propias aguas subterráneas es la solución perfecta para respetar el medio ambiente [175].

Una cepa de *Pseudomonas putida* ha demostrado convertir biológicamente compuestos de mercurio como el Hg^{2+} a Hg^0, mientras que el arsénico puede ser precipitado por bacterias reductoras de sulfatos y eliminado mediante técnicas de separación sólido-líquido convencional. La capacidad de estas bacterias para convertir el mercurio y compuestos de arsénico se mostrarán en estudios futuros [177].

La coagulación y la filtración, el ablandamiento con cal y la coprecipitación son los tratamientos más comúnmente utilizados por las plantas de tratamiento a gran escala para la eliminación del arsénico del agua potable. A pequeña escala y sistemas de punto de entrada a menudo se utilizan el intercambio iónico, la ósmosis inversa, la adsorción y la tecnología de microfiltración para eliminar el arsénico del agua. El tratamiento y por consiguiente su eliminación óptima depende de la especie de arsénico presente. Las partículas de arsénico pueden ser sencilla y económicamente eliminadas por filtración. Por ejemplo, si una cantidad sustancial de arsénico se asocia con partículas, a continuación, los niveles de arsénico aceptables pueden ser alcanzados por filtración solamente. Por lo tanto, la determinación del arsénico en las partículas de los suministros de agua potable es muy

importante en lo que respecta a la eficacia el tratamiento y la eliminación de arsénico del agua potable [188].

La coagulación/filtración para la eliminación de arsénico del agua con iones férricos como coagulante puede ser mejorado considerablemente mediante la adición de una cantidad apropiada de calcita gruesa (38-74 µm). Esta mejora puede ser atribuida al revestimiento de la superficie de los pequeños coágulos de arsénico con calcita, mejorando la sedimentación gravitacional y la filtración [189].

2.6.4.- Procesos híbridos

Se puede realizar la oxidación de As (III) a As (V) con $KMnO_4$. Después, una coagulación con sulfato de hierro (III) y se hace pasar a través de la membrana ZW-1000 (Zenon), logrando una concentración final arsénico por debajo de 10^{-5} g/L [147].

La foto-oxidación del As (III) a As (V) con TiO_2 como fotocatalizador se puede llevar a cabo en periodos breves de irradiación. La reacción fotocatalítica con TiO_2 puede reducir la concentración de arsenito a valores por debajo de 10 µg/L a partir de una concentración inicial de arsenito (As III) de 500 µg/L. El TiO_2 adsorbe mejor el arseniato que el arsenito ya que el As (V) está presente en forma aniónica ($H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$), mientras que As (III) está presente como H_3AsO_3. La eficacia del proceso es significativamente mejorado con la adición de nZVI. Mediante la adición de 0,05 g/l de nZVI con una pequeña cantidad de TiO_2 (0,1 mg/L) en la fotocatálisis, la eficiencia de eliminación de arsénico fue cinco veces más que el de un sistema de fotocatálisis normal (sólo TiO_2) [153].

Una de las publicaciones describe un proceso que combina la floculación con cloruro férrico con la MF con ésteres mixtos de acetato de celulosa y membranas de nitrato de celulosa. La eficacia de este experimento depende del pH del agua tratada y de la presencia de iones. Después del experimento, se extrae que la floculación junto con la MF da mejores resultados que la floculación más la sedimentación. Tomando como conclusiones que a mayor dosis de ion férrico para flocular, mayor porcentaje de arsénico eliminado y que cuanto menor sea el pH, menos floculante hace falta añadir para alcanzar el máximo porcentaje de eliminación [155].

Mediante coagulación con semillas de *M. oleifera* seguido de separación por membrana se produce agua de excelente calidad, usando un coagulante natural en el proceso, respetando así el entorno. Se llegó a las mejores condiciones de coagulación utilizando una dosis de coagulante *M. oleifera* de 2.5 g/L con 10 mg/L de fluoruro en el agua, logrando de esta manera un 90,90% de reducción de fluoruro en el agua tratada [160].

2.6.5.- Pretratamientos

Del estudio bibliométrico realizado se observa la relevancia del problema de la presencia de arsénico en aguas para consumo, siendo este contaminante objeto de un gran número de publicaciones vinculadas mayoritariamente a países asiáticos, EE.UU. y Latinoamérica (Argentina, Chile, Méjico).

En la gran mayoría de los artículos seleccionados se indica que no se consigue una eliminación mayoritaria de la especie de arsénico trivalente, por ello, se ve necesaria la introducción de una etapa previa al proceso de eliminación con el fin de convertir esta especie a arsénico pentavalente, siendo esta mucho más sencilla de eliminar. Se presentan varias opciones en la Tabla 2.3.

2.6.6.- Otros aspectos

En San Juan y La Pampa (Argentina) existe un amplio espectro de aguas contaminadas con arsénico. El estudio trata diferentes aspectos geográficos de estas dos regiones y como el consumo de arsénico repercute sobre la salud de la población [150].

El consumo de altas cantidades de arsénico puede causar vómitos, náuseas, dolor de estómago, diarrea, un shock, coma e incluso la muerte. En el futuro próximo adsorbentes revestidos podrían desempeñar un papel muy importante disminuyendo los costes del tratamiento de agua contaminada con arsénico. Los procesos de tratamiento convencionales no son ni rentables ni están al alcance de la gente común de países subdesarrollados como Bangladesh, India, etc. La oxidación microbiana de arsénico atrae la máxima atención en algunos artículos, ya que no requiere de productos químicos y los microorganismos están aclimatados al agua contaminada. El porcentaje de la oxidación ya ha demostrado ser del 80% [162].

Las especies inorgánicas de arsénico son mucho más toxicas. Las especies de As (III) son de gran preocupación ambiental en vista de una combinación de alta movilidad y toxicidad en comparación con la especie pentavalente, que puede ser más fácilmente absorbida y retenida por diferentes superficies. La presencia de arsénico y su movilización se lleva a cabo a través de una combinación de procesos naturales (por ejemplo, reacciones de meteorización, actividad biológica, las emisiones volcánicas, etc.). Se pueden plantear diferentes tecnologías (tradicionales y más sofisticadas) para la eliminación del arsénico del agua que provoca la enfermedad denominada HACRE que afecta a un gran número de personas en Latinoamérica [169].

El criterio de selección de una tecnología depende de los siguientes factores [169]:

- Objetivo MCL (máximo nivel de contaminante)
- Concentración de arsénico del fluido

- Población
- Región donde se encuentra el sistema
- Las fuentes del agua
- Si el sistema dispone de tratamiento existente
- Presencia de solutos
- Problemas de eliminación de residuos

Los factores determinantes para las tecnologías de membrana [164]:

- Eficiencia alta
- Operatividad sencilla
- Alta cantidad de agua con calidad
- Modularidad y flexibilidad

Tabla 2.3.- Tabla-resumen de los pretratamientos tratados en los artículos.

MÉTODO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Oxígeno (del aire)	Fácilmente disponible y no peligroso.	Proceso lento y necesarios equipos adicionales para acelerar el proceso, aumento de coste de producción.
Ozono	El agente oxidante actúa en el equipo. Poca exposición.	Conocido peligro para la salud del ozono. Sistema con costes elevados.
Peróxido de hidrógeno	Solución segura que puede ser manual o automáticamente medida.	La reacción de oxidación puede ser demasiado lenta para un uso práctico. Pérdida de poder de oxidación.
Líquidos clorados	La reacción es muy rápida y elimina completamente cualquiera portador de enfermedades	Es difícil almacenarlo o transportarlo con seguridad y partes del sistema pueden ser degradadas por corrosión.
Hipoclorito	La reacción es relativamente rápida y elimina completamente cualquiera portador de enfermedades	Partes del sistema pueden ser degradadas por corrosión y pueden perder poder de oxidación con el tiempo.
Permanganato	Solución segura que puede ser manual o automáticamente medida.	El manganeso puede interferir en la operación de oxidación.
Fe (III) o Mn (IV)	El diseño del sistema permite que la oxidación y la filtración se den en una misma unidad.	Fe (III) puede hidrolizar en formas gelatinosas que pueden obstruir columnas u otros equipos.
Agente Fenton	La oxidación es más rápida que la del peróxido de hidrogeno y la solución oxidante es más estable.	Error de operación al mezclar el Fe (II) con el peróxido de hidrogeno puede degradar los resultados.

CONCLUSIONES

3.- Conclusiones

Hay que establecer una clara diferenciación cuando nos referimos al hecho de “eliminar arsénico” ya que el comportamiento de las dos especies principales (el arsénico trivalente y el arsénico pentavalente) es muy diferente. El primero de ellos es mucho más complicado de eliminar que el segundo como se ha demostrado en la gran mayoría de los artículos seleccionados.

Una de las razones son los cambios en la especiación del As V de monovalente a divalente a medida que aumenta el pH, ya que los iones divalentes se eliminan a una velocidad mucho más alta en comparación con los iones monovalentes debido a los radios hidratados más grandes de los divalentes.

As (V) se retiene mejor porque es mayor en tamaño y carga y las membranas suelen estar cargadas negativamente.

La presencia de As (III) es el factor más importante asociado a la eficiencia en la eliminación de arsénico en las aguas subterráneas por su menor tamaño y la neutralidad de su especie.

El ensuciamiento y desgaste de las membranas es uno de los costes más a tener en cuenta a la hora de optar por una tecnología de membrana.

En cuanto al pH de trabajo, se obtienen altos rendimientos en la eliminación de arsénico para pH alcalino en torno a 10. Sin embargo en la gran mayoría los resultados ya son buenos (por encima del 80%) para un pH neutro.

La temperatura de trabajo para estas tecnologías es la establecida en condiciones normales. El rango entre 20-25ºC es la temperatura aplicada en los diversos estudios, no variando los resultados con aumento de ésta. Esto supone un ahorro energético.

La ultrafiltración junto con la microfiltración son procesos de baja presión donde se retiene únicamente arsénico vinculado a partículas sólidas, pero el consumo energético es mucho menor. La elección de una presión u otra dependerá de la naturaleza del contaminante a eliminar.

Además, el arseniato As (V) se adsorbe mejor que el arsenito de As (III) ya que el As (V) está presente en forma aniónica ($H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$), mientras que As (III) está presente como H_3AsO_3 (carga neutra).

La presencia de As (III) en las aguas a tratar se cifra en un 25-50% del arsénico total en esa agua. Por tanto, la problemática es más que real y se pone de manifiesto en casi todos los artículos, tratando el fenómeno del pretratamiento para la oxidación de As (III) a As (V) como un elemento fundamental del proceso de eliminación de arsénico de las aguas de consumo.

El pretratamiento de oxidación no puede ser muy agresivo pues esto repercutiría en el desgaste de las membranas y por tanto su pérdida de eficacia. Algunos artículos plantean la oxidación del As (III) de manera biológica con microorganismos que forman parte de la propia agua a transformar, esta opción respeta al medio ambiente y su coste es ínfimo.

BIBLIOGRAFÍA

4.- Bibliografía

1. PNUD. Informe sobre el desarrollo humano 2005: La cooperación internacional ante una encrucijada: Ayuda al desarrollo, comercio y seguridad en un mundo desigual. Madrid: PNUD, 2005.

2. WHO & UNICEF. Informe sobre la Evaluación Mundial del Abastecimiento de Agua y el Saneamiento en 2000. s.f.: Organización Mundial de la Salud; Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia, 2000.

3. Meeting the MDG drinking-water and sanitation target: A mid-term assessment of progress. s.f.: Organización Mundial de la Salud; Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia, 2004.

4. Gordon, B.; Mackay, R. and Rehfuess, E. WHO, 2004. p. 14-15.

5. Mac Kenzie, William R. et al. New England Journal of Medicine. Vol. 331, No. 22 (Dec 1994); p. 1529-1530.

6. Gupta, M. and Haas, C. N. Journal of Water and Health. Vol. 2, No.2 (Jun. 2004); p: 59-69

7. Rosegrant, M. W.; Cai, X. and Cline, S. A. International Food Policy Research Institute, 2004.

8. INE. Estadísticas del Agua. Madrid: Instituto Nacional de Estadística, 2003.

9. Agencia Catalana Del Agua. Estudi de caracterització i prospectiva de les demandes d'aigua a les conques internes de Catalunya i a les conques catalanes de l'Ebre. Document de Síntesi. Barcelona: Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, 2000.

10. Powell, S. T. McGraw-Hill Book Co., New York, 1954.

11. Baker, M. N. The Quest for Pure Water, American Water Works Association, New York, 1949.

12. Arboleda-Valencia, J. Pan American Health Organization, Lima, Peru, 1973.

13. Logsdon, G. S. and Lippy, E. C. J. Am. Water Works Assoc. 74, 649 (1982).

14. Camp, T. R. J. Am. Water Works Assoc. 53, 1478 (1961).

15. Conley, W. R. J. Am. Water Works Assoc. 53, 1473 (1961).

16. Biederman, G. quoted by Schlyter, K. Trans. R. Inst. Technol. Stockholm 196 (1962).

17. Leugweiler, H.; Buser, W. and Feitknecht, W. Helv. Chim. Acta 44, 805 (1961).

18. Cleasby, J. L. Proceedings, American Water Works Association Seminar, No. 20153, American Water Works Association, Denver, Colo., 1980.

19. Crittenden, J. C.; Trussell, R. R.; Hand, D. W.; Howe, K. J. and Tchobanoglous, G. 2nd ed., John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, N.J., 2005.

20. Lemar, V. K. and Healy, T. W J. Phys. Chem. 67, 2417 (1963).

21. Kubota, H. thesis, University of Wisconsin, Madison, Wisc. 1956.

22. Szabo, Z. G.; Czanyi, L. J. and Kaval, M. Z. Anal. Chem. 147, 401 (1955).

23. Singley J. E. and Black, A. P. J. Am. Water Works Assoc. 59, 1549 (1967).

24. Sullivan J. H. and Singley, J. E. J. Am. Water Works Assoc. 60, 1280 (1968).

25. Ockershavsen, R. W. J. Am. Water Works Assoc. 57, 309 (1965).

26. Black, A. P.; Singley, J. E.; Whittle, G. P. AND Maulding, J. S. J. Am. Water Works Assoc. 55, 1347 (1963).

27. Stumm W. and Lee, G. F. Ind. Eng. Chem. 53, 143 (1961).

28. Ref. 11, p. 959.

29. Ref. 11, p. 966.

30. Low Pressure Membrane Filtration for Pathogen Removal: Application, Implementation, and Regulatory Issues, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 2001.

31. Estimated Water Use in the U.S. in 1995, Circular 1200, U.S. Geological Survey, Washington, D.C., 1995.

32. J. Am. Water Works Assoc. 60, 1317 (1968).

33. Dap-Sisben. Indicadores nacionales y departamentales. Sostenibilidad y Medios de Vida. En: Antioquia. Gobernación. Anuario Estadístico de Antioquia 2001. Medellín: Gobernación de Antioquia, 2002.

34. PNUD. Informe sobre el desarrollo humano 1990: Concepto y medida del desarrollo humano. Madrid: PNUD, 1990.

35. Pérez-Foguet, A.; Carrillo, M. and Magrinyà, F. Tecnología para el desarrollo humano: agua e infraestructuras, ingeniería sin fronteras, Barcelona: Barcelona, 2003.

36. Hecq, P.; Hulsmann, A.; Hauchman, F.S.; McLain, J.L. and Schmitz, F. England: WILEY. Drinking water regulations. England: WILEY, 2006

37. Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA). Disponible en: http://water.epa.gov/drink/contaminants/index.cfm.

38. Australian government. National Water Quality Management Strategy. Australian drinking water guidelines 6. Melbourne: Biotext Pty Ltd; 2004.

39. Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Health Canada; 2010.Disponible en: www.hc-sc.gc.ca

40. Organización Mundial de la Salud. Guidelines for drinking-water quality. 4º ed. Ginebra: Organización Mundial de la Salud: WHO Library cataloguing in publication data; 2011.

41. Diario Oficial de las Comunidades Europea. Directiva Europea 98/83/CE del Consejo de 3 de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. L 330/32 de 5/12/1998.

42. Ministry of Health. Draft Guidelines for Drinking water Quality Management for New Zealand. 2º ed. Wellington: Ministry of Health; 2005.

43. Administración Nacional de medicamentos, alimentos y tecnología médica. Ministerio de Salud, Presidencia de la Nación. Código Alimentario Argentino. Capítulo XII. Agua potable. Artículo 982 - (ResConj. SPRyRS y SAGPyA N°68/2007 y N°196/2007); 2007. Disponible en: http://www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_ali-mentos_caa.asp

44. División de Normas del Instituto Nacional de Normalización. Norma Chilena Oficial. Agua potable. NCh409/1. Of 2005; 2005. Disponible en: http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/e/cd-agua/

45. Ministerio de la Protección Social Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial Resoluciones. Diario Oficial 46679. Resolución Número 2115 de 2007 (junio 22) por medio de la cual se

señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano; 2007. Disponible en: http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/e/cd-agua/

46. Norma Oficial Mexicana NOM-179-SSA-1998, Vigilancia y evaluación del control y calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por sistemas de abastecimiento público; 1998.Disponible en: http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/e/cd-agua/

47. Regional Office for the Eastern Mediterranean Regional Centre for Environmental Health Activities (CEHA). A compendium of drinking-water quality standards in the Eastern Mediterranean Region (WHO-EMI/CEH/143/E); El Cairo: Organización Mundial de la Salud; 2006.

48. Water service regulations. Department of water affairs and forestry. Republic of South Africa. Drinking water quality management guide for water services authorities; Pretoria: Department of health; 2005.

49. OMS, 2003: Aluminium in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/53).

50. OMS, 2003: Iron in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/8).

51. IPCS, 1999: Manganese and its compounds. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Documento internacional conciso sobre evaluación de sustancias químicas nº 12).

52. OMS, 2003: Manganese in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/104).

53. OMS, 2003: Sodium in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/15).

54. OMS, 2003: Boron in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/54).

55. JECFA, 2000: Resumen y conclusiones de la 55ª reunión, Ginebra (Suiza), 6-15 de junio de 2000. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios.

56. OMS, 2003: Cadmium in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/80).

57. IPCS (1998) Copper. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 200 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

58. OMS, 2003: Copper in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/88).

59. OMS, 2003: Chromium in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/4).

60. OMS, 2005: Nickel in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/55).

61. OMS, 2003: Lead in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/9).

62. OMS, 2003: Ammonia in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/1).

63. OMS, 2003: Chloride in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/3).

64. OMS, 2003: Sulfate in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/114).

65. OMS, 2003: Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/59).

66. IPCS, 2000: Disinfectants and disinfectant by-products. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (nº 216 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

67. Organización Mundial de la Salud. Guia para la calidad del agua potable. 3ª ed. Ginebra: Organización Mundial de la Salud: WHO Library cataloguing-in-publication data; 2006.

68. Litter, M. I.; Morgada, M. E. and Bundschuh, J. Environmental Pollution 158 (2010) 1105–1118; Argentina.

69. Bissen, M. and Frimmel, F. H. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 31 (2003) 2, 97–107; Switzerland.

70. Bhattacharjee, S.; Chakravarty, S.; Maity, S.; Dureja, V. and Gupta, K. K. Chemosphere 58 (2005) 1203–1217.

71. Smedley, P. L. and Kinniburgh, D. G. Appl. Geochem. 17 (2002) 517–568.

72. Oremland, S. and Stolz, J. F. Science 300 (2003) 939–944.

73. Onishi, H. Arsenic, in: K. H. Wedepohl (Ed.), Handbook of Geochemistry, Vol. II, Springer-Verlag, New York, 1969 (Chapter 33).

74. Mandal, B. K. and Suzuki, K. T. Arsenic round the world: a review, Talanta 58 (2002) 201–235.

75. Goldberg, S. and Johnstony, C. T. J. Colloid Interf. Sci. 234 (2001) 204–216.

76. Anderson, L. C. D. and Bruland, K. D. Environ. Sci. Technol. 25 (1991) 420–429.

77. Andreae, M. O. Anal. Chem. 49 (1977) 820–823.

78. Banerjee, K.; Helwick, R. P. and Gupta, S. Environ. Progress 18 (1999) 280–284.

79. Chen, S. L.; Yeh, S. J. Yang, M. H. and Lin, T. H. Biol. Trace Elements Res. 48 (1995) 263–274.

80. Thirunavukkarasu, O. S.; Subramanian, K. S. and Tanjore, S. Urban Water 4 (2002) 415–421.

81. Report, Bureau of reclamation, Technical Service Center, Water treatment Engineering and Research Group, Denver, 2001.

82. McNeill, L. S. and Edwards, M. J. AWWA 89 (1997) 75–86.

83. Leist, M.; Casey, R. J. and Caridi, D. J. Haz. Mater. 76 (2000) 125–138.

84. Nordstrom, D. K. and Alpers, C. N. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 96 (1999) 3455–3462.

85. Sengupta, D.; Banerjee, S. S. and Chakraborti, A. J. Environ. Protec. 21 (2001) 961–967.

86. Peryea, F. J. and Kammereck, R. Water Air Soil Pollut. 93 (1997) 117–136.

87. Hug, S. J.; Canonica, L.; Wegelin, M.; Gechter, D. and Gunten, U. V. Environ. Sci. Technol. 35 (2001) 2114–2121.

88. Banga, S.; Johnson, M. D.; Korfiatisa, G. P. and Meng, X. Water Res. 39 (2005) 763–770

89. Cullen, W. R. Reimer, K. J. Chem. Rev. 89 (1989) 713–764.

90. McArthar, J.; Ravenscraft, P.; Safiulla, S. and Thirwall, M. F. Water Res. 37 (2002) 109–117.

91. Acharyya, S. K.; Chakraborty, P.; Lahiri, S.; Raymahashay, B.C.; Guha, S. and Bhowmik, A. Nature 401 (1999) 545.

92. Santini, J.M.; Sly, L.I.; Schnagl, R.D. and Macy, J.M. Appl. Environ. Microbiol. 66 (2000) 92–97.

93. Nordstrom, D. K. C. Young (Ed.), Society for Mining, Metallurgy, Exploration, Littleton, CO, pp. 21–30.

94. Stuben, D.; Berner, Z.; Chandrasekharam, D. and Karmakar, J. Appl. Geochem. 18 (2003) 1417–1434.

95. Hossain, M.A.; Junji, A. and Hiroshi, S. Chemosphere (2004) 753–762.

96. Central Ground Water Board Report, Ministry of Water Resources, Govt of India, http://cgwb.gov.in/arsenic.htm.

97. Melitas, N.; Wang, J.; Conklin, M.; Day, P. O. and Farrell, J. Environ. Sci. Technol. 36 (2002) 2074–2081.

98. Bauer, M. and Blodau, C. Sci. Total Environ. 354 (2006) 179–190.

99. Mayer-Boil, D. R. Trace Elem. Res., 37 (1993) 27.

100. Ellenhorn, M. J. 2nd ed., Williams & Wilkins, Baltimore, 1997, p. 1540.

101. Karim, M. Water Res., 34(1) (2000) 304-310.

102. Hopenhayn-Rich, C.; Browning, S. R.; Hertz-Picciotto, I.; Ferreccio, C.; Peralta C. and Gibb, H. Environ. Health Perspectives, 108 (2000) 667-673.

103. Berg, M.; Tran, H. C.; Nguyen, T. C.; Pham, H. V.; Schertenleib, R. and Giger, W. Environ. Sci. Technol, 35 (2000) 2621-2626.

104. Zheng, B.; Ding, Z.; Huang, R.; Zhu, J.; Yu, X.; Wang, A.; Zhou, D.; Mao D. and H. Su, Intern. J. Coal Geology, 40 (1999) 119-132.

105. Liu, J.; Zheng, B. S; Aposhian, H. V.; Zhou, Y. S.; Chen, M. L.; Zhang A. H. and Waalkes, M. P. Environ. Health Perspectives, 110 (2002) 119-122.

106. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), Toxicological Profile for Arsenic, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2000.

107. IPCS, Environmental Health Criteria on Arsenic and Arsenic Compounds, Environmental Health Criteria Series, No. 224. Arsenic and Arsenic Compounds, 2nd ed., WHO, Geneva, 2001.

108. Zaldivar R. and Ghai, G. L. Zentrabl. Baktoriol, 170(5) (1980) 409-421.

109. Tseng, W. P. Environ. Health Perspeet, 19 (1977) 109-119.

110. Chen, C. J.; Hsueh, Y. M.; Lai, M. S.; Shyu, M. P.; Chen, S. Y.; Wu, M. M.; Kuo, T. L. and Tai, T. Y. Hypertension, 25(1) (1995) 53-60.

111. Poklis, A. and Saady, J. J. Am. J. Forensic. Med. Pathol., 11(3) (1990) 226-232.

112. Bansal, S. K.; Haldar N. and Dhang, U. K. Int. J. Dermatol., 30 (1991) 304-306.

113. Lai, M. S.; Hsueh, Y. M.; Chen, C. J.; Shyu, M. P.; Chen, S. Y.; Kuo, T. L.; Wu, M. M. and Tai, T. Y. Ann. J. Epidem., 139(5) (1994) 484-492.

114. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), Toxicological Profile for Arsenic ATSDR, Atlanta, Georgia, 1989.

115. Sass, U.; Grosshans E. and Simonart, J. M. Dermatology, 186(14) (1993) 303-305.

116. Petriek, J. S.; Ayala-Fierro, F.; Cullen, W. R.; Carter D. E. and Aposhian, H. V. Toxicol. Appl. Pharmacol., 163 (2000) 203-207.

117. Szinicz, L. and Forth, W. Arch. Toxicol., 61 (1988) 444-449.

118. Chen, Y. C.; Guo, Y. L.; Su, H. J.; Hsueh, Y. M.; Smith, T. J.; Ryan, L. M.; Lee, M. S.; Chao, S. C.; Lee, Y. Y. and Cheistian, D. C. J. Occup. Environ. Med., 45 (2003) 241-248.

119. Nakadaira, H.; Endoh, K.; Katagiri M. and M. Yamamoto, J. Occup. Environ. Med., 44 (2002) 291-299.

120. Chen, Y. C.; Su, H. J.; Guo, Y. L.; Hsueh, Y. M.; Smith, T. J.; Ryan, L. M.; Lee M. S. and Cheistiani, D. C. Cancer Causes Control, 14 (2003) 303-310.

121. National Research Council (NRC). Arsenic in Drinking Water: 2001 update. National Academy Press, Washington, DC, 2001.

122. National Academy of Science, USA, Risk estimate, 1999.

123. Mazumder, D. N. G.; Haque, R.; Ghosh, N.; De, B. K.; Santra, A.; Chakraborty, D. and Smith, A.H. Int. Epidemiol. Assoc.17 (1998) 871–877.

124. Smith, A. H.; Arroyo, A. P.; Mazumdar, D. N. G.; Konsnett, M. J.; Harnandez, A. L.; Lingas, E. O.; Beeris, M.; Smith, M. M. and Moore, L. E. Environ. Health Perspect. 108 (2000) 617–620.

125. Guo, X.; Fujino, Y.; Kaneko, S.; Wu, K.; Xia, Y. and Yoshimma, T. Mol. Cell. Biochem. 222 (2001) 85–94.

126. Watanabe, C.; Inaoka, T.; Nagano, M.; Nakamura, S.; Ushijima, K.; Murayama, N.; Miyazaki, K. and Ohtsuka, R. Environ. Health Perspect. 109 (2001) 1265–1270.

127. Lamm, S. H.; Engel, A.; Kruse, M. B.; Feinleib-Byrd, M.; Lai, S. and Wilson, R. J. Occup. Environ. Med. 46 (2004) 298–306.

128. Steinmaus, C.; Yuan, Y.; Bates, M. N. and Smith, A.H. Am. J. Epidemiol. 158 (2003) 1193–2001.

129. Moore, L. E.; Lu, M. and Smith, A. H. Arch. Environ. Health 57 (2002) 201–206.

130. Lewis, D. R.; Southwick, J. W.; Onellet-Hellstrom, R.; Rench, J. and Caldero, R. L. Environ. Health Perspect. 107 (1999) 359–365.

131. Hsueh, Y. M.; Cheng, G. S.; Wu, M. M.; Yu, H. S.; Kuo, T. L. and Chen, C. J. Hum. Exp. Toxicol. 14 (1995) 464–465.

132. Hsueh, Y. M.; Chiou, H. Y.; Huang, Y. L.; Wu, W. L.; Huang, C. C.; Yang, M. H.; Lue, L. C.; Chen, G. S. and Chen, C. J. Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev. 6 (1997) 589–596.

133. Barry, P. R. FEBS Lett. 529 (2002) 86–92.

134. Bode, A. M. and Dong, Z. Crit. Rev. Oncol. Hematol. 42 (2002) 5–24.

135. Craig, P. J. in: F. R. Harley (Ed.), vol. 5, Wiley, London, 1989, pp. 437–463.

136. Hall, L.L. Toxicol. Appl. Pharmacol. 147 (1997) 101–109.

137. Dhar, R. K.; Biswas, B. K.; Samanta, G.; Mondal, B. K.; Chakraborti, D.; Roy, S.; Jabar, A.; Islab, A.; Ara, G.; Kabir, S.; Khan, A. W.; Ahamed, S. A. and Hadi, S. A. Curr. Sci. 73 (1997) 48–59.

138. Zaw, M. and Emett, M. T. Toxicol. Lett. 133 (2002) 113–118.

139. Viraraghavan, T.; Subramania, K. S. and Aruldoss, J. A. Water Sci. Tech. 40 (1999) 69–76.

140. Pfeifer, H. R.; Girardet, A. G.; Reymond, D.; Schlegel, C.; Temgona, E.; Hesterberg, D. L. and Chou, J. W. Geoderma 122 (2004) 205–234.

141. Harvey, C. F.; Swartz, C. H.; Badruzzaman, A. B. M.; Keon-Blute, N.; Yu, W.; Ali, M. A.; Jay, J.; Beckie, R.; Niedan, V.; Brabander, D.; Oates, P. M.; Ashfaque, K. N.; Islam, S.; Hemond, H. F. and Ahmed, M. F. Science 298 (2002) 1602–1606.

142. Nga, J. C.; Wanga, J. P.; Zheng, B.; Zhaib, C.; Maddalenaa, R.; Liua, F. and Moorea, M. R. China, Toxicol. Appl. Pharmacol. 7 (2005) 176–184.

143. Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA), USEPA, 2003.

144. Maiti, A.; DasGupta, S.; Basu, J. K. and De, S. Separation and Purification Technology 55 (2007) 350–359.

145. Shih, M.C. Desalination 172 (2005) 85-97.

146. Oh, J. I.; Yamamoto, K.; Kitawaki, H.; Nakao, S.; Sugawara, T.; Rahmarl, M. M. and Rahman, M. H. Desalination 132 (2000) 307-314.

147. Floch, J. and Hideg, M. Desalination 162 (2004) 75-83.

148. Bissen, M. and Frimmel, F. H. Acta hydrochim. hydrobiol. 31 (2003) 2, 97–107.

149. Nemade, P.; Kadam, A. M. and Shankar, H. S. Asia-Pac. J. Chem. Eng. 2008; **3**: 497–502.

150. O'Reilly, J.; Watts, M. J.; Shaw, R. A.; Marcilla, A. L. and Ward, N. I. Environ Geochem Health (2010) 32:491–515.

151. Brandhube, P. and Amy, G. Desalination 140 (2001) 1-14.

152. Nguyen, V. T.; Vigneswaran, S.; Ngo, H. H.; Shon, H. K. and Kandasamy, J. Desalination 236 (2009) 363–369.

153. Nguyen, V. T.; Vigneswaran, S.; Ngo, H. H.; Kandasamy, J. and Choi, H. C. Separation and Purification Technology 61 (2008) 44–50.

154. Vroenhoek, E.M. and Waypa J. J. Desalination 130 (2000) 265-277.

155. Han, B.; Runnellsb T; Zimbronb J. y Wickramasinghe R. Desalination 145 (2002) 293-298.

156. Harisha, R. S., Hosamani, K. M., Keri R. S., Nataraj, S. K. and Aminabhavi, T. M. Desalination 252 (2010) 75–80.

157. Mohan, D. and Pittman Jr., C. U. Journal of Hazardous Materials 142 (2007) 1–53.

158. Thomas, S. Y.; Choonga, T. G.; Chuaha, Y.; Robiaha, F. L.; Gregory Koay, G. and Azni, I. Desalination 217 (2007) 139–166.

159. Saitfia, H.; Campderrós, M.; Cerutti, S. and Pérez Padilla, A. Desalination 172 (2005) 173-180.

160. Dos Santos Bazanella, G. C.; Da Silva, G. F.; Marquetotti Salcedo-Vieira, A. and Bergamasco, R. Water Air Soil Pollut (2012) 223:6083–6093.

161. Richards, L. A.; Richards, B.S.; Rossiter, H. M. A. and Schafer, A.I. Desalination 248 (2009) 177–183.

162. Mondal, P.; Majumder, C. B. and Mohanty, B. Journal of Hazardous Materials B137 (2006) 464–479.

163. Manh Nguyena, C.; Bangb, S.; Choa, J. and Kim, K.W. Desalination 245 (2009) 82–94.

164. Geucke, T.; Deowan, S. A.; Hoinkis, J. and Pätzold, Ch. Desalination 239 (2009) 198–206.

165. Sato, Y.; Kang, M.; Kamei, T. and Magara, Y. Water Research 36 (2002) 3371–3377.

166. Ahmed, S.; Rasul, M.G.; Hasib, M. A. and Watanabe Y. Desalination 252 (2010) 127–134.

167. Pérez Padilla, A. and Saitua, H. Desalination 257 (2010) 16–21.

168. Haider Malik, A.; Mehmood Khan, Z.; Mahmood, Q.; Nasreen, S. and Bhatti, Z. A. Journal of Hazardous Materials 168 (2009) 1–12.

169. Litter, M. I.; Morgada, M. E. and Bundschuh, J. Environmental Pollution 158 (2010) 1105–1118.

170. Yarlagadda, S.; Gnaneswar Gude, V.; Camacho, L. M.; Pinappu, S. and Deng, S. Journal of Hazardous Materials 192 (2011) 1388–1394.

171. Garelick, H.; Dybowska, A.; Valsami-Jones, E. and Priest, N. D. JSS – J Soils & Sediments 5 (3) 182–190 (2005).

172. Kosutic, K.; Furac, L.; Sipos, L. and Kunst, B. Separation and Purification Technology 42 (2005) 137–144.

173. Sen, M.; Manna, A. and Pal, P. Journal of Membrane Science 354 (2010) 108–113.

174. Pal, P. and Manna, A. K. Water research 44 (2010) 5750-5760.

175. Vaclavikova, M.; George P. Gallios, G.P.; Hredzak, S. and Stefan, J. Clean Techn Environ Policy (2008) 10: 89–95.

176. Tor, A.; Danaoglu, N.; Arslan, G. and Cengeloglu, Y. Journal of Hazardous Materials 164 (2009) 271–278.

177. Oehmen, A.; Viegas, R.; Velizarov, S.; Reis, M. A. M. and Crespo, J. G. Desalination 199 (2006) 405–407.

178. Van der Bruggen, B. and Vandecasteele, C. Environmental Pollution 122 (2003) 435–445.

179. Mohapatra, M.; Anand, S.; Mishra, B.K.; Giles, D. E. and Singh, P. Journal of Environmental Management 91 (2009) 67–77.

180. Jain, C. K. and Singh R. D. Journal of Environmental Management 107 (2012) 1-18.

181. Pratson, E.; Vengosh, A.; Dwyer, G.; Pratson, L. and Klein, E. Ground Water Monitoring & Remediation 30, no. 1/ Winter 2010/pages 85–91.

182. Geise, G. M.; Hae-Seung, L.; Miller, D. J.; Freeman, B. D.; McGrath, J. E. and Paul, D. R. Journal of Polymer Science: Part B: Polymer Physics, Vol. 48, 1685–1718 (2010).

183. Masud Karim, M. D. Wat. Res. Vol. 34, No. 1, pp. 304-310, 2000.

184. Kang, M.; Kawasaki, M.; Tamada, S.; Kamei, T. and Magara, Y. Desalination 131 (2000) 293-298.

185. Chellam, S. and Taylor, J. S. Wat. Res. Vol. 35, No. 10, pp. 2460–2474, 2001.

186. Westerhoff, P.; Highfield, D.; Badruzzaman, M. and Yoon, Y. J. Environ. Eng. 2005.131: 262-271.

187. Nguyen, T. V.; Vigneswaran, S.; Ngo, H. H.; Pokhrel, D. and Viraraghavan T. Eng. Life Sci. 2006, 6, No. 1.

188. Gong, Z.; Lu, X.; Watt, C.; Wen, B.; He, B.; Mumford, J.; Ning, Z.; Xia, Y. and Chris Le, X. Analytica Chimica Acta 555 (2006) 181–187.

189. Song, S.; López-Valdivieso, A.; Hernández-Campos, D. J.; Peng, C.; Monroy-Fernández, M.G. and Razo-Soto, I. Water Research 40 (2006) 364–372.

190. Iqbal, J.; Kim, H. J.; Yang, J. S.; Baek, K. and Yang, J. W. Chemosphere 66 (2007) 970–976.

191. Greenleaf, J. E.; Lin, J. C. and Sengupta, A. K. Environmental Progress (Vol.25, No.4).

192. Zaspalis, V.; Pagana, A. and Sklari, S. Desalination 217 (2007) 167–180.

193. Uddin, M. T.; Mozumder, M. S. I.; Islam, M. A.; Deowan, S. A. and Hoinkis, J. Chem. Eng. Technol. 2007, 30, No. 9, 1248–1254.

194. Xia, S.; Dong, B.; Zhang, Q.; Xu, B.; Gao, N. and Causserandab, C. Desalination 204 (2007) 374–379.

195. Rabiul Awual, Md.; Urata, S.; Jyo, A.; Tamada, M. and Katakai, A. Water Research 42 (2008) 689–696.

196. Walker, M.; Seiler, R. L. and Meinert, M. Science of the Total Environment 389 (2008) 245–252.

197. Sarkar, S.; Blaney, L. M.; Gupta, A.; Ghosh, D. and SenGupta, A. K. Reactive & Functional Polymers 67 (2007) 1599–1611.

198. Pagana, A. E.; Sklari, S. D.; Kikkinides, E. S. and Zaspalis, V. T. Microporous and Mesoporous Materials 110 (2008) 150–156.

199. Haider Malik, A.; Mehmood Khan, Z.; Mahmood, Q.; Nasreen, S. and Ahmed Bhatti, Z. Journal of Hazardous Materials 168 (2009) 1–12.

200. Park, H. and Choi, H. Water Research 45 (2011) 1933-1940.