

8

Aspectos químicos

La mayoría de las sustancias químicas presentes en el agua de consumo son potencialmente peligrosas para la salud sólo después de una exposición prolongada (durante años, más que meses). La excepción principal es el nitrato. Generalmente, los cambios en la calidad del agua se producen de forma progresiva, excepto en el caso de las sustancias que se vierten o filtran de forma esporádica a corrientes de aguas superficiales o subterráneas, procedentes, por ejemplo, de vertederos contaminados.

En algunos casos, el agua puede contener grupos de sustancias químicas procedentes de fuentes relacionadas —por ejemplo, los SPD— y puede no ser necesario establecer normas para todas las sustancias para las que existen valores de referencia. Si se practica la cloración, es probable que los principales SPD sean los trihalometanos, cuyo componente principal es el cloroformo, así como, en algunas ocasiones, los ácidos cloroacéticos. En ciertos casos, el control de las concentraciones de cloroformo y, en caso pertinente, de ácido tricloroacético también proporcionará un grado de control adecuado de otros subproductos de la cloración.

Varios de los elementos inorgánicos para los que se han recomendado valores de referencia se consideran esenciales en la nutrición humana. Sin embargo, a día de hoy no se ha realizado ningún intento de definir una concentración mínima deseable de tales sustancias en el agua de consumo.

El capítulo 12 contiene hojas de información sobre contaminantes químicos individuales. Las hojas de información correspondientes a contaminantes para los que se ha establecido un valor de referencia incluyen una breve reseña toxicológica sobre la sustancia química, el método de cálculo del valor de referencia, la concentración alcanzable mediante tratamiento y el límite de detección analítico. Hay información más detallada sobre sustancias químicas en:

http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/es/

8.1 Peligros de tipo químico en el agua de consumo

Se ha demostrado que cierto número de contaminantes químicos causan efectos adversos para la salud de las personas como consecuencia de una exposición prolongada por el agua de consumo. No obstante, se trata sólo de una proporción muy pequeña de las sustancias químicas que pueden estar presentes en el agua de consumo procedentes de diversas fuentes.

Se han evaluado los posibles efectos sobre la salud de las sustancias contempladas en el presente documento, y sólo se han propuesto valores de referencia para aquellas sustancias consideradas peligrosas para la salud. El capítulo 10 aborda los posibles efectos de los contaminantes químicos sobre la aceptabilidad del agua de consumo para los consumidores. Ciertas sustancias consideradas peligrosas para la salud afectan a la aceptabilidad del agua de consumo de modos que, por lo general, conllevarían el rechazo del agua que contiene concentraciones bastante menores que las consideradas peligrosas para la salud. Los valores de referencia basados en efectos sobre la salud correspondientes a tales sustancias se necesitan para, por ejemplo, interpretar los datos recopilados en respuesta a reclamaciones de los consumidores.

No todas las sustancias químicas incluidas en las listas proporcionadas en estas Guías estarán siempre presentes en el agua, ni estarán necesariamente ausentes las no mencionadas en las listas.

En el apartado 2.3.2, se indica que: «En el desarrollo de normas nacionales sobre el agua de consumo basadas en estas Guías, será preciso tener en cuenta diversas circunstancias medioambientales, sociales, culturales, económicas y alimentarias, así como otros factores que afectan a la exposición potencial. Así, las normas nacionales pueden diferir apreciablemente de estas Guías.» Esto es particularmente cierto en el caso de los contaminantes químicos, que son numerosos, por lo que no es viable ni deseable establecer, en los programas de monitoreo, normas para cada uno de ellos, o que los incluyan a todos.

Conviene clasificar los contaminantes químicos en función de su importancia, para que se considere la inclusión de los más importantes en las normas y programas de monitoreo nacionales.

La probabilidad de que pueda haber concentraciones significativas de una sustancia química concreta en una situación determinada debe evaluarse en cada caso. Es posible que ya se conozca la presencia de ciertas sustancias químicas en un país específico, pero la de otras puede resultar más difícil de evaluar.

En la mayoría de los países, tanto si se trata de países en desarrollo como industrializados, es probable que los profesionales del sector del agua conozcan la presencia de ciertas sustancias químicas en concentraciones significativas en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo. Los conocimientos locales acumulados a lo largo del tiempo mediante la experiencia práctica son extremadamente valiosos. Por lo tanto, la presencia unos pocos contaminantes químicos en el agua de consumo suele conocerse de antemano en muchos países y en muchos sistemas locales. No obstante, pueden surgir problemas importantes, incluso crisis, si abunda la presencia de sustancias químicas muy peligrosas para la salud pero se desconoce porque su efecto sobre la salud es a largo plazo, causado por una exposición crónica, no una exposición breve. Tal ha sido el caso del arsénico en aguas subterráneas en Bangladesh y Bengala Occidental, por ejemplo.

En el caso de ciertos contaminantes, habrá exposición por fuentes distintas del agua de consumo, y puede ser preciso tenerlo en cuenta al establecer normas o considerar su necesidad. También puede ser importante al considerar la necesidad de monitoreo. En algunos casos, el agua de consumo será una fuente de exposición menor y el control de las concentraciones en el agua tendrá escasa repercusión en la exposición total. En otros, el control de un contaminante en el agua puede ser el modo más rentable de reducir la exposición. Por lo tanto, las estrategias de monitoreo del agua de consumo no deben contemplarse aisladamente de otras posibles vías de exposición a sustancias químicas presentes en el medio ambiente.

En el capítulo 12 se resume el fundamento científico de cada uno de los valores de referencia. Esta información es importante para facilitar la modificación de los valores de referencia para adaptarlos a los requisitos de cada país o para evaluar la importancia para la salud de concentraciones de un contaminante mayores que el valor de referencia.

Los contaminantes químicos del agua de consumo se pueden clasificar de varias maneras; sin embargo, la más adecuada es considerar la fuente principal del contaminante, es decir, agrupar las sustancias químicas en función del factor que se puede controlar con mayor eficacia. Esta clasificación facilita el desarrollo de métodos concebidos para evitar o reducir al mínimo la contaminación, en lugar de métodos basados primordialmente en la medición de las concentraciones de contaminantes en las aguas finales.

En general, hay dos tipos de métodos de gestión de los peligros de tipo químico en el agua de consumo: los peligros derivados fundamentalmente del agua de origen se controlan, por ejemplo, mediante la selección del agua de origen, el control de su contaminación, su tratamiento o su mezcla con otras aguas, mientras que los procedentes de materiales y sustancias químicas utilizados en la producción y distribución de agua de consumo se controlan optimizando los procesos o especificando las características de los productos utilizados. Por consiguiente, en estas Guías, las sustancias químicas se dividen en seis grupos principales en función de su origen, como se muestra en el cuadro 8.1.

Es posible que las categorías no estén siempre bien delimitadas. El grupo de contaminantes de origen natural, por ejemplo, comprende muchas sustancias químicas inorgánicas presentes en el agua de consumo como consecuencia de su liberación, por la acción de la lluvia, de rocas y suelos, algunas de las cuales pueden convertirse en un problema cuando existe perturbación medioambiental, como en las zonas mineras.

Cuadro 8.1 Clasificación de los componentes químicos en función de su origen

Origen de componentes químicos	Ejemplos de orígenes
Origen natural	Rocas, suelos y los efectos del marco geológico y el clima
Fuentes industriales y núcleos habitados	Minería (industrias extractivas) e industrias de fabricación y procesamiento, aguas residuales, residuos sólidos, escorrentía urbana, fugas de combustibles
Actividades agropecuarias	Estiércoles, fertilizantes, prácticas de ganadería intensiva y plaguicidas
Tratamiento del agua o materiales en contacto con el agua de consumo	Coagulantes, SPD, materiales de tuberías
Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública	Larvicidas utilizados en el control de insectos vectores de enfermedades
Cianobacterias	Lagos eutróficos

8.2 Cálculo de valores de referencia para sustancias químicas

Los criterios utilizados para decidir si se establece un valor de referencia para un componente químico concreto son los siguientes:

- existen pruebas verosímiles de la presencia de la sustancia química en el agua de consumo, junto con pruebas de su toxicidad real o potencial; o
- existe preocupación internacional significativa por la sustancia; o
- se está considerando la inclusión de la sustancia, o bien ya está incluida, en el plan de evaluación de plaguicidas, WHOPEs, de la OMS, un programa de aprobación de la aplicación directa de plaguicidas al agua de consumo para el control de insectos vectores de enfermedades.

Se han calculado valores de referencia para muchos componentes químicos del agua de consumo. Un valor de referencia representa normalmente la concentración de un componente que no ocasiona ningún riesgo significativo para la salud cuando se consume durante toda una vida. Se han establecido diversos valores de referencia provisionales en concentraciones alcanzables de forma razonable mediante métodos de tratamiento prácticos o en laboratorios analíticos; estos valores de referencia provisionales son mayores que la concentración que se obtendría normalmente calculando el valor de referencia basado en efectos sobre la salud. Los valores de referencia se designan también como provisionales cuando los datos toxicológicos y de efectos sobre la salud están sujetos a un alto grado de incertidumbre (consulte también el apartado 8.2.6).

Existen dos fuentes principales de información acerca de los efectos sobre la salud derivados de la exposición a sustancias químicas que se pueden usar para calcular valores de referencia. Los estudios sobre poblaciones humanas son la fuente primera y preferible. Sin embargo, el valor de dichos estudios para muchas sustancias es limitado, debido a la falta de información cuantitativa sobre la concentración a la que han estado expuestas las personas o sobre la exposición simultánea a otros agentes. No obstante, dichos estudios constituyen la base principal para el desarrollo de los valores de referencia de algunas sustancias. Los estudios de toxicidad que emplean animales de laboratorio son la segunda fuente de información y la utilizada más frecuentemente. Los estudios toxicológicos se ven limitados por el número relativamente pequeño de animales utilizado y las dosis relativamente altas administradas, lo que crea incertidumbre sobre la pertinencia de determinados resultados para la salud de las personas. Ello se debe a que los resultados obtenidos deben extrapolarse de los animales al ser humano y a las dosis bajas a las que suelen estar expuestas las poblaciones humanas. En la mayoría de los casos, el estudio en el que se basa el cálculo del valor de referencia está respaldado por otros estudios, incluidos los que aportan datos sobre personas, que también se tienen en cuenta al realizar una evaluación de los riesgos para la salud.

Para calcular un valor de referencia para proteger la salud de las personas, es preciso seleccionar el estudio o estudios más adecuados. Es preferible emplear datos de estudios bien realizados, donde se haya comprobado una relación clara entre dosis y respuesta. La selección del estudio más adecuado entre la diversa información disponible se basó en la opinión de expertos.

8.2.1 Métodos utilizados

Para calcular los valores de referencia se utilizan dos métodos: uno para sustancias químicas con umbral de toxicidad y el otro para sustancias sin umbral de toxicidad (principalmente sustancias cancerígenas genotóxicas).

Por lo general, se considera que el suceso desencadenante del proceso de carcinogénesis de la sustancia química genotóxica es la inducción de una mutación en el material genético (ADN) de células somáticas (es decir, células distintas de los óvulos o espermatozoides) y que existe un riesgo teórico sea cual sea el nivel de exposición (es decir, sin umbral). Por otra parte, existen sustancias cancerígenas que pueden generar tumores en animales o personas sin ejercer una actividad genotóxica, sino actuando mediante un mecanismo indirecto. Se considera generalmente que hay una dosis umbral demostrable para las sustancias cancerígenas no genotóxicas.

Al calcular valores de referencia para sustancias cancerígenas, se tuvo en cuenta el posible mecanismo (o mecanismos) por el que puede causar cáncer la sustancia, con el fin de decidir si debía aplicarse un método basado en la existencia de umbral de toxicidad o en su ausencia (consulte los apartados 8.2.2 y 8.2.4).

La evaluación de la carcinogenia potencial de las sustancias químicas suele basarse en estudios a largo plazo con animales. En ocasiones, se dispone de datos sobre carcinogenia en personas, generalmente de la exposición por motivos laborales.

Basándose en las pruebas disponibles, el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC) clasifica las sustancias químicas en función de su riesgo cancerígeno potencial en los grupos siguientes:

- Grupo 1: el agente es cancerígeno para los seres humanos.
 Grupo 2A: el agente probablemente es cancerígeno para los seres humanos.
 Grupo 2B: el agente posiblemente es cancerígeno para los seres humanos.
 Grupo 3: el agente no puede clasificarse con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos.
 Grupo 4: el agente probablemente no es cancerígeno para los seres humanos.

Según el CIIC, estas clasificaciones constituyen una primera etapa en la evaluación del riesgo de carcinogenia que conduce, si es posible, a una segunda etapa de evaluación cuantitativa del riesgo. Al establecer valores de referencia para el agua de consumo, se tiene en cuenta, si existe, la evaluación del CIIC de compuestos cancerígenos.

8.2.2 *Sustancias químicas con umbral de toxicidad*

En la mayoría de los tipos de toxicidad, se cree que existe una dosis por debajo de la cual no se producirá ningún efecto adverso. En el caso de las sustancias químicas que ocasionan tales efectos tóxicos, se debe calcular una ingesta diaria tolerable (IDT), como se indica a continuación, para el criterio de valoración más sensible del estudio más relevante, preferiblemente en el que la sustancia se haya administrado en el agua de consumo:

$$IDT = (DSEAO \text{ o } DMEAO) / FI$$

donde:

- DSEAO = dosis sin efecto adverso observado
- DMEAO = dosis mínima con efecto adverso observado
- FI = factor de incertidumbre

A continuación, se calcula el valor de referencia (VR) a partir de la IDT del modo siguiente:

$$VR = (IDT \times PC \times P) / C$$

donde:

- PC = peso corporal (véase más abajo)
- P = proporción de la IDT asignada al agua de consumo
- C = consumo de agua diario (véase más abajo)

Ingesta diaria tolerable

La IDT es una estimación de la cantidad de una sustancia presente en los alimentos y el agua de consumo, expresada en función del peso corporal (mg/kg o µg/kg de peso corporal), que se puede ingerir durante toda la vida sin riesgo apreciable para la salud.

Las ingestas diarias admisibles (IDA) se establecen para aditivos alimentarios y residuos de plaguicidas que están presentes en los alimentos por motivos tecnológicos o de protección fitosanitaria necesarios. En el caso de los contaminantes químicos, que no suelen tener ninguna función intencionada en el agua de consumo, es más adecuada la expresión «ingesta diaria tolerable» que «ingesta diaria admisible», ya que se refiere a lo que resulta permisible más que a lo admisible o aceptable.

El JECFA y la JMPR han desarrollado, a lo largo de muchos años, ciertos principios aplicables al cálculo de las IDA, que se han aplicado, en los casos oportunos, al cálculo de las IDT usadas en la determinación de valores de referencia relativos a la calidad del agua de consumo.

Puesto que se considera que las IDT corresponden a ingestas tolerables durante toda la vida, no son tan precisas como para que no puedan superarse durante periodos breves. La exposición breve a niveles que superan la IDT no es motivo de preocupación, siempre que el promedio de la ingesta de la persona en cuestión durante periodos más prolongados no supere sensiblemente el nivel establecido. Los grandes factores de incertidumbre aplicados generalmente al establecer una IDT (véase más abajo) sirven para garantizar que si la exposición supera la IDT durante periodos breves la probabilidad de que ocasione algún efecto perjudicial para la salud sea escasa. No obstante, se deben tener en cuenta los posibles efectos agudos que pueden producirse si se supera la IDT en gran medida durante periodos breves.

Dosis sin efecto adverso observado y dosis mínima con efecto adverso observado

La DSEAO se define como la dosis o concentración máxima de una sustancia química, determinada en un solo estudio, mediante experimentación u observación, que no ocasiona ningún efecto adverso detectable sobre la salud. Siempre que sea posible, la DSEAO se basa en estudios a largo plazo, preferiblemente de la ingestión de la sustancia presente en el agua de consumo; sin embargo, también se pueden utilizar DSEAO obtenidas de estudios a corto plazo y de estudios que utilizan otras fuentes de exposición (por ejemplo, los alimentos o el aire).

Si no hay una DSEAO, se puede usar una DMEAO, que es la dosis o concentración mínima observada de una sustancia que produce un efecto adverso detectable sobre la salud. Cuando se utiliza una DMEAO en lugar de una DSEAO, se suele aplicar un factor de incertidumbre adicional (véase más abajo).

Factores de incertidumbre

Los factores de incertidumbre (o de seguridad) se han aplicado extensamente en el cálculo de valores de IDA e IDT correspondientes a aditivos alimentarios, plaguicidas y contaminantes ambientales. Para determinar dichos factores, debe tenerse en cuenta la opinión de los expertos y estudiarse detalladamente la información científica disponible.

Al calcular los valores de referencia, se aplican factores de incertidumbre a la DSEAO o la DMEAO correspondientes a la respuesta que se considere más importante desde el punto de vista biológico.

Con respecto a la exposición de la población general, la DSEAO correspondiente al efecto crítico en animales se divide normalmente por un factor de incertidumbre de 100, que comprende dos factores de 10, uno para las diferencias entre especies y uno para la variabilidad entre individuos en el ser humano (consulte el cuadro 8.2). Se pueden incorporar al cálculo factores de incertidumbre adicionales que tengan en cuenta las deficiencias de la base de datos y la gravedad y carácter irreversible de los efectos.

Cuadro 8.2 Fuentes de incertidumbre en el cálculo de valores de referencia

Fuente de incertidumbre	Factor
Variación interespecífica (entre los animales y el ser humano)	1-10
Variación intraespecífica (entre individuos de una especie)	1-10
Idoneidad de los estudios o la base de datos	1-10
Naturaleza y gravedad del efecto	1-10

Se utilizaron factores menores que 10, por ejemplo, para la variación entre especies en los casos en que se sabe que el ser humano es menos sensible que las especies animales estudiadas. Se consideran estudios o bases de datos inadecuados los que utilizaron una DMEAO en lugar de una DSEAO y los que tuvieron una duración menor que la deseable. Entre las situaciones en las que la naturaleza o la gravedad del efecto pueden justificar un factor de incertidumbre adicional se incluyen los estudios en los que el criterio de valoración era la malformación fetal, o en los que el criterio de valoración que determinaba la DSEAO estaba relacionado directamente con una posible carcinogenia. En el segundo caso, se aplicó habitualmente un factor de incertidumbre adicional para los compuestos cancerígenos cuyo valor de referencia se calculaba basándose en una IDT en lugar de mediante una extrapolación del riesgo teórico.

Los valores de referencia correspondientes a sustancias para las que se aplicaron factores de incertidumbre mayores que 1000 se designaron como provisionales para hacer hincapié en el mayor nivel de incertidumbre inherente a dichos valores. Un factor de incertidumbre alto indica que el valor de referencia puede ser bastante menor que la concentración a la que realmente se producirían efectos sobre la salud en una población humana real. Los valores de referencia cuya incertidumbre es alta tienen más posibilidades de sufrir modificaciones a medida que se dispone de información nueva.

La selección y aplicación de factores de incertidumbre son importantes para el cálculo de los valores de referencia para sustancias químicas, ya que pueden afectar de forma considerable a los valores determinados. Los valores de referencia correspondientes a contaminantes para los que se cuenta con bases de datos suficientemente confiables se calcularon aplicando factores de incertidumbre más pequeños. Sin embargo, la mayoría de los contaminantes están sujetos a una mayor incertidumbre científica y se utilizaron factores de incertidumbre relativamente grandes para determinar sus valores de referencia. El uso de factores de incertidumbre en la determinación de los valores de referencia permite tener en cuenta las propiedades particulares de cada sustancia química y los datos disponibles.

Asignación de la ingesta

Habitualmente, el agua de consumo no es la única fuente de exposición de las personas a las sustancias para las que se han establecido valores de referencia. En muchos casos, la ingesta de contaminantes químicos procedentes del agua de consumo es pequeña en comparación con la de otras

fuentes, como los alimentos, el aire y productos de consumo. Por tanto, es necesario tener en cuenta al elaborar valores de referencia y estrategias de gestión de riesgos qué proporciones de la IDT puede considerarse que proceden de diversas fuentes. Este planteamiento garantiza que la ingesta diaria total procedente de todas las fuentes (incluida el agua de consumo con concentraciones de la sustancia iguales o próximas al valor de referencia) no supere la IDT.

Siempre que fue posible, se utilizaron en el cálculo de los valores de referencia datos relativos a la proporción de la ingesta total procedente habitualmente del agua de consumo (basados en las concentraciones medias en los alimentos, el aire y el agua de consumo) o ingestas estimadas teniendo en cuenta propiedades físicas y químicas. Al determinar valores de referencia aplicables en todo el mundo, resulta difícil obtener tales datos para muchas sustancias químicas, ya que son muy variables. Si no se dispone de información adecuada, como ocurre en el caso de diversas sustancias químicas, se aplican valores que reflejen la probable contribución del agua. Por lo general, los valores oscilan entre el 10% para sustancias cuya principal fuente de exposición sea probablemente los alimentos, y el 80% en el caso de sustancias cuya principal fuente de exposición es el agua de consumo. Aunque los valores elegidos son, en la mayoría de los casos, suficientes para tener en cuenta otras vías de ingesta (la inhalación y la absorción cutánea) de contaminantes presentes en el agua, bajo ciertas circunstancias, puede ser oportuno que las autoridades tengan en cuenta la inhalación y la exposición cutánea al adaptar los valores de referencia a las condiciones locales (consulte el apartado 2.3.2).

Cuando existen datos de exposición localmente relevantes, se alienta a las autoridades a determinar valores de referencia para contextos específicos, adaptados a las circunstancias y situaciones locales. Por ejemplo, en zonas en las que se sabe que la ingesta de un determinado contaminante por el agua de consumo es mucho mayor que la proveniente de otras fuentes (por ejemplo, el aire y los alimentos), puede ser pertinente asignar una mayor proporción de la IDT al agua de consumo para calcular un valor de referencia más adecuado a las condiciones locales.

Supuestos predeterminados

Tanto el volumen de agua ingerida por los consumidores como su peso corporal son variables. Por lo tanto, es necesario aplicar ciertos supuestos para determinar un valor de referencia. El supuesto predeterminado en lo que respecta al consumo de un adulto es de 2 l de agua diarios, mientras que el supuesto predeterminado relativo al peso corporal es 60 kg. Se admite que la ingesta de agua puede ser significativamente mayor en unas partes del mundo que en otras, en particular en los lugares donde los consumidores realizan trabajos físicos en climas cálidos. En el caso de unos pocos parámetros, como el fluoruro, puede ser preciso al establecer las normas locales ajustar los supuestos a las circunstancias locales. Para la mayoría de las demás sustancias, el intervalo de valores de ingesta del agua de consumo es muy pequeño (siendo el valor máximo quizá entre el doble y el cuádruple del mínimo) comparado con la variación mucho mayor de los factores de incertidumbre toxicológicos. En algunos casos, el valor de referencia se basa en el consumo de los niños, si se considera que son especialmente vulnerables a una sustancia concreta. En este caso, se presupone una ingesta predeterminada de 1 l para un peso corporal de 10 kg, pero cuando se considera que el grupo más vulnerable son los lactantes alimentados con biberón, se presupone una ingesta de 0,75 l para un peso corporal de 5 kg.

Cifras significativas

La IDT calculada se emplea para calcular el valor de referencia, que después se redondea a una sola cifra significativa. En algunos casos, se utilizaron para calcular el valor de referencia valores de IDA con una sola cifra significativa establecidos por el JECFA o la JMPR. Generalmente, el valor de referencia se redondeó a una cifra significativa para reflejar la incertidumbre en los datos de toxicidad en animales y los supuestos realizados relativos a la exposición.

8.2.3 Otros métodos

Otros métodos contemplados para el cálculo de las IDT para efectos con umbral son el de la dosis de referencia (en inglés, *benchmark dose*, BMD) y el de los factores de ajuste para sustancias químicas específicas (en inglés, *chemical-specific adjustment factors*, CSAF). La dosis de referencia es el límite inferior del intervalo de confianza de la dosis que genera un pequeño aumento de la incidencia de efectos adversos (por ejemplo, del 5% o del 10%), al que se pueden aplicar factores de incertidumbre para determinar una ingesta tolerable. La dosis de referencia cuenta con diversas ventajas sobre la DSEAO, como el hecho de que no se calcula únicamente a partir de los datos del grupo de dosis única correspondiente a la DSEAO, sino a partir de los datos de toda la curva dosis-respuesta para el efecto crítico (IPCS, 1994). Los factores de ajuste para sustancias químicas específicas, denominados anteriormente «factores de incertidumbre derivados de los datos» (*data-derived uncertainty factors*), se calculan a partir de datos cuantitativos de toxicocinética y toxicodinámica, y sustituyen a los valores

predeterminados para la extrapolación entre especies y entre vías de exposición. Como tales, reducen la dependencia en modelos matemáticos empíricos (IPCS, 2001).

8.2.4 Sustancias químicas sin umbral de toxicidad

Los valores de referencia correspondientes a compuestos considerados cancerígenos genotóxicos se determinaban habitualmente mediante un modelo matemático. Aunque existen varios modelos, habitualmente se adoptaba el modelo multietapa linealizado. En unos pocos casos, se consideraron más adecuados otros modelos. Estos modelos calculan un valor estimado del riesgo correspondiente a un nivel de exposición determinado y proporcionan los límites de confianza superior e inferior (que puede ser cero) del cálculo. Los valores de referencia se presentan, aplicando un criterio cauteloso, como las concentraciones del agua de consumo asociadas a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10^{-5} (un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren agua de consumo con una concentración de la sustancia igual al valor de referencia durante 70 años). Este valor no equivale al número de casos de cáncer que ocasionará la exposición a esta concentración de la sustancia, sino que se trata del riesgo potencial máximo, teniendo en cuenta grandes incertidumbres. Es muy probable que el nivel de riesgo real sea menor, pero los riesgos correspondientes a niveles de exposición bajos no se pueden verificar de forma experimental. Los estados miembros pueden considerar que es más adecuado para sus circunstancias un nivel de riesgo diferente, y pueden estar interesados en determinar valores correspondientes a riesgos de 10^{-4} o 10^{-6} , lo que se pueden hacer, multiplicando o dividiendo, respectivamente, el valor de referencia por 10.

Los modelos matemáticos empleados para calcular los valores de referencia correspondientes a sustancias químicas sin umbral de toxicidad no se pueden verificar experimentalmente, y no suelen tener en cuenta diversas consideraciones biológicas importantes, como la farmacocinética, la reparación del ADN o la protección por el sistema inmunitario. Asimismo, presuponen la validez de la extrapolación lineal de dosis de exposición muy altas administradas a animales de experimentación a dosis de exposición muy bajas en personas. En consecuencia, los modelos empleados son conservadores (es decir, se inclinan hacia la cautela). Debido a la falta de precisión de los modelos, los valores de referencia calculados mediante estos modelos deben interpretarse de distinta forma que los calculados a partir de la IDT. La exposición moderada durante poco tiempo a niveles de sustancias químicas sin umbral de toxicidad mayores que el valor de referencia no repercute de forma significativa en el riesgo.

8.2.5 Calidad de los datos

Al evaluar la calidad y fiabilidad de la información disponible, se tuvieron en cuenta los factores siguientes:

- Se prefieren los estudios de exposición por vía oral (en especial, los estudios de exposición por el agua de bebida), que administran dosis adecuadas de la sustancia pura y realizan un análisis patológico de buena calidad.
- La base de datos debe ser suficientemente amplia para abarcar todos los posibles criterios de valoración toxicológicos de interés.
- La calidad de los estudios es tal que se consideran fiables; por ejemplo, se han analizado debidamente los factores de confusión en los estudios epidemiológicos.
- Existe una homogeneidad razonable entre estudios: el criterio de valoración y el estudio empleado para calcular un valor de referencia no contradicen el conjunto de las pruebas.
- En lo que respecta a las sustancias inorgánicas, se tiene en cuenta en alguna medida la especiación en el agua de consumo.
- En los estudios epidemiológicos, se tiene debidamente en cuenta la exposición por diversos medios.

Al determinar los valores de referencia, se tuvieron muy en cuenta los métodos utilizados por organismos internacionales. En concreto, se examinaron las anteriores evaluaciones de riesgos del Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (IPCS) descritas en las monografías de la serie Criterios de Salud Ambiental (CSA), y los documentos internacionales concisos sobre evaluación de sustancias químicas (CICAD), así como las evaluaciones realizadas por el CIIC, la JMPR y el JECFA. Se confió en estas evaluaciones, excepto en los casos en que había información nueva que justificó una nueva evaluación, pero se evaluó de forma crítica la calidad de dicha información antes de utilizarla en evaluaciones de riesgos. En los casos en que no existían evaluaciones internacionales, se usaron otras fuentes de datos para el cálculo de los valores de referencia, como informes publicados en publicaciones de libre acceso examinadas por expertos, evaluaciones nacionales de calidad reconocida, información enviada por gobiernos y otras partes interesadas y, aunque de forma limitada, datos inéditos pertenecientes a empresas privadas (principalmente para la evaluación de plaguicidas). Las próximas

revisiones y evaluaciones de los plaguicidas se llevarán a cabo principalmente mediante procesos de la OMS, el IPCS, la JMPR y el JECFA.

8.2.6 *Valores de referencia provisionales*

El cuadro 8.3 describe la aplicación de valores de referencia provisionales y su designación.

En lo que respecta a sustancias sin umbral de toxicidad, en los casos en los que no sea posible, por limitaciones de la tecnología de análisis o de tratamiento, alcanzar la concentración asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10^{-5} , se recomienda establecer un valor de referencia provisional (designado como A o T, respectivamente) en un nivel factible.

Cuadro 8.3 Aplicación de valores de referencia provisionales y su designación

Situaciones en las que se aplica un valor de referencia provisional	Designación
El cálculo del valor de referencia basado en efectos sobre la salud está sujeto a incertidumbres científicas significativas.	P
El valor de referencia calculado es menor que el límite de cuantificación práctico	A (El valor de referencia se establece en el límite de cuantificación alcanzable.)
El valor de referencia calculado es menor que la concentración alcanzable mediante métodos de tratamiento prácticos.	T (El valor de referencia se establece en el límite práctico del tratamiento.)
Es probable que se supere el valor de referencia calculado como resultado de los tratamientos de desinfección.	D (Se establece el valor de referencia basándose en efectos sobre la salud, pero se sigue considerando primordial la desinfección del agua de consumo.)

8.2.7 *Sustancias químicas que afectan a la aceptabilidad*

Ciertas sustancias consideradas peligrosas para la salud afectan al sabor, el olor o el aspecto del agua de consumo, de modos que, por lo general, conllevarían el rechazo del agua, en concentraciones significativamente menores que las consideradas peligrosas para la salud. No suele ser oportuno el monitoreo sistemático de dichas sustancias. No obstante, los valores de referencia basados en efectos sobre la salud pueden necesitarse para, por ejemplo, interpretar los datos recopilados en respuesta a reclamaciones de los consumidores. En tales casos, se presentan del modo habitual un valor de referencia y una reseña de los efectos sobre la salud. En la reseña se explica la relación entre las concentraciones que afectan a la salud y las que afectan a la aceptabilidad del agua de consumo. En los cuadros de valores de referencia, los valores de referencia basados en efectos sobre la salud se designan con una «C».

8.2.8 *Sustancias químicas sin valor de referencia*

Hay información adicional sobre numerosas sustancias químicas no incluidas en estas Guías disponible en varias fuentes que gozan de credibilidad, entre las que se encuentran las monografías sobre CSA y los CICAD de la OMS (www.who.int/pcs/index), los informes de evaluación de riesgos químicos de la JMPR, el JECFA y el CIIC, así como documentos publicados que provienen de varias fuentes nacionales, como la Agencia de Protección de Medio Ambiente (EPA) de los EE. UU. Aunque estas fuentes de información no hayan sido examinadas para elaborar estas Guías, han sido examinadas por expertos y proporcionan información toxicológica fácilmente accesible sobre muchas otras sustancias químicas. Pueden ayudar a los proveedores de agua de consumo y a los funcionarios de salud a tomar decisiones relativas a la relevancia (en su caso) de una sustancia química detectada y sobre la respuesta pertinente

8.2.9 *Mezclas*

Los contaminantes químicos del agua de consumo están presentes junto con numerosos componentes inorgánicos u orgánicos. Los valores de referencia de sustancias individuales se calculan por separado, sin tener en cuenta específicamente las posibles interacciones de cada sustancia con otros compuestos presentes. No obstante, el amplio margen de incertidumbre incorporado en el cálculo de la mayoría de los valores de referencia se considera suficiente para tener en cuenta las posibles interacciones. Además, la mayor parte de los contaminantes no estarán presentes de forma continua en concentraciones iguales o próximas a su valor de referencia.

Muchos contaminantes químicos tienen mecanismos de toxicidad diferentes, y no hay, por tanto, motivo para suponer que haya interacciones. No obstante, en ocasiones el agua puede contener varios contaminantes con mecanismos toxicológicos similares en concentraciones próximas a sus respectivos valores de referencia. En tales casos, se deberá decidir qué medidas son pertinentes, teniendo en cuenta las circunstancias locales. A menos que haya pruebas de lo contrario, cabe presuponer que los efectos tóxicos de dichos compuestos son aditivos.

8.3 Aspectos analíticos

Según se ha señalado antes, no se fijan valores de referencia en concentraciones de sustancias que no pueden medirse razonablemente. En tales circunstancias, se fijan valores de referencia provisionales en los límites analíticos razonables.

La información proporcionada en este apartado tiene por objetivo orientar al lector sobre la selección de métodos analíticos adecuados para circunstancias específicas.

8.3.1 Capacidad de detección analítica

Existen diversas colecciones de métodos «normalizados» o «recomendados» de análisis de agua publicadas por varios organismos nacionales e internacionales. Con frecuencia se cree que puede alcanzarse una exactitud analítica suficiente si todos los laboratorios utilizan el mismo método normalizado. La experiencia muestra que no siempre es así, ya que diversos factores pueden afectar a la exactitud de los resultados, como la pureza de los reactivos, el tipo de instrumentos analíticos y su rendimiento, el grado de modificación del método en un laboratorio particular, y las aptitudes y destreza del analista. Es probable que estos factores varíen de unos laboratorios a otros y a lo largo del tiempo en un mismo laboratorio. Además, la precisión y exactitud alcanzables mediante un método particular dependen con frecuencia de que se haya realizado correctamente la toma de muestras y de la naturaleza de la muestra («matriz»). Si bien no es fundamental utilizar métodos normalizados, es importante que los métodos utilizados hayan sido validados adecuadamente y que se haya determinado su precisión y exactitud antes de tomar decisiones importantes basadas en los resultados. En el caso de las variables «no específicas» como el sabor y olor, el color y la turbidez, el resultado es función del método empleado, lo cual debe tenerse en cuenta al realizar comparaciones basadas en los datos.

En la selección de métodos es importante tener en cuenta ciertas consideraciones:

- La consideración primordial es que se haya comprobado que el método seleccionado proporciona la exactitud necesaria. Otros factores, como la rapidez y comodidad, sólo deben tenerse en cuenta al seleccionar entre diferentes métodos que cumplen el anterior criterio primordial.
- Existen varios procedimientos notablemente diferentes para medir y notificar los errores existentes en todos los métodos. Esto complica y prejuzga la eficacia de la selección de método, y se han sugerido formas de normalizar estos procedimientos. Es, por consiguiente, deseable publicar información detallada sobre todos los métodos analíticos junto con parámetros relativos al rendimiento que puedan interpretarse sin ambigüedad.
- Si han de compararse los resultados analíticos de un laboratorio con los de otros laboratorios o con un patrón numérico, es, evidentemente, preferible que los resultados no lleven asociado ningún error sistemático. En la práctica, esto no es posible, pero cada laboratorio debe seleccionar métodos cuyos errores sistemáticos hayan sido evaluados concienzudamente y se haya comprobado que son aceptablemente pequeños.

En el cuadro 8.4 se muestra una clasificación cualitativa de diversos métodos analíticos para sustancias inorgánicas, ordenados en función de su grado de complejidad técnica; el cuadro 8.5 muestra una clasificación semejante de métodos de análisis de sustancias orgánicas. Se establecen clasificaciones diferentes para los dos tipos de sustancias porque los métodos analíticos utilizados son muy diferentes. Se asigna una categoría mayor en la clasificación a los procesos más complejos, ya sea por los instrumentos utilizados, por la operación de los mismos, o por ambos motivos. En general, cuanto mayor es la categoría del método mayores son los costos totales asociados. En los cuadros 8.6 al 8.10 se indica la capacidad de detección analítica de los valores de referencia de diferentes sustancias químicas teniendo en cuenta los límites de detección de diferentes métodos analíticos.

Existen numerosos tipos de equipos de análisis de campo que se utilizan para examinar la conformidad de la calidad del agua de consumo y en actividades de monitoreo operativo. Aunque los equipos de análisis de campo suelen ser relativamente baratos, su exactitud analítica es generalmente menor que la de los métodos indicados en los cuadros 8.4 y 8.5. Es, por consiguiente, necesario comprobar la validez del equipo de análisis de campo antes de utilizarlo.

Cuadro 8.4 Clasificación de métodos analíticos para sustancias inorgánicas en función de su complejidad

Categoría	Ejemplos de métodos analíticos
1	Método volumétrico, método colorimétrico
2	Método electrolítico
3	Cromatografía iónica
4	Cromatografía líquida de alta resolución (HPLC, del inglés « <i>high-performance liquid chromatography</i> »)
5	Espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS, del inglés « <i>flame atomic absorption spectrometry</i> »)
6	Espectrometría de absorción atómica electrotrémica (EAAS, del inglés « <i>electrothermal atomic absorption spectrometry</i> »)
7	Espectrometría de emisión atómica con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/AES, del inglés « <i>inductively coupled plasma/atomic emission spectrometry</i> »)
8	Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/MS, del inglés « <i>inductively coupled plasma/ mass spectrometry</i> »)

Cuadro 8.5 Clasificación de métodos analíticos para sustancias orgánicas en función de su complejidad

Categoría	Ejemplos de métodos analíticos
1	HPLC
2	Cromatografía de gases (GC, del inglés « <i>gas chromatography</i> »)
3	Cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas (GC/MS, del inglés « <i>gas chromatography/mass spectrometry</i> »)
4	Cromatografía de gases separados en la cabeza de la columna acoplada con espectrometría de masas (en inglés « <i>headspace GC/MS</i> »)
5	Cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento (en inglés « <i>purge-and-trap GC</i> ») Cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento acoplada con espectrometría de masas (en inglés « <i>purge-and-trap GC/MS</i> »)

Cuadro 8.6 Capacidad de detección analítica de sustancias inorgánicas para las que se han establecido valores de referencia, por tipo de fuente^a

	Métodos de campo			Métodos de laboratorio			
	Col.	Abs.	IC	FAAS	EAAS	ICP	ICP/MS
Sustancias químicas de origen natural							
Arsénico		#		+(H)	++ ₁ +++(H)	++(H)	+++
Bario				+	+++	+++	+++
Boro		++				++	+++
Cromo		#		+	+++	+++	+++
Fluoruro	#	+	++				
Manganeso	+	++		++	+++	+++	+++
Molibdeno					+	+++	+++
Selenio		#		#	+++ _(H)	++ _(H)	+
Uranio						+	+++
Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados							
Cadmio		#			++	++	+++
Cianuro	#	+	+				
Mercurio					+		
Sustancias químicas de actividades agropecuarias							
Nitrato/nitrito	+++	+++	#				
Sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua de consumo o materiales en contacto con el agua							
Antimonio				#	++ _(H)	++ _(H)	+++
Cobre	#	+++		+++	+++	+++	+++
Plomo		#			+	+	++
Níquel		+		#	+	+++	++

^a Consulte las definiciones y notas del cuadro 8.10 aplicables al cuadro 8.6.

Cuadro 8.7 Capacidad de detección analítica de sustancias orgánicas de fuentes industriales y núcleos habitados para las que se han establecido valores de referencia^a

	Col.	GC	GC/PD	GC/EC	GC/FID	GC/FP D	GC/TID	GC/MS	PT- GC/MS	HPLC	HPLC/ FD	HPLC/ UVPAD	EAAS	IC/FD
Benceno				++	+				+++					
Tetracloruro de carbono				+					+					
Di(2-etilhexil)ftalato								++						
1,2-Diclorobenceno			+++	+++					+++					
1,4-Diclorobenceno			+++	+++					+++					
1,2-Dicloroetano				+++					++					
1,1-Dicloroetano				+++	+				+++					
1,2-Dicloroetano				++	++				+++					
Diclorometano				#	+				+++					
1,4-Dioxano								+++						
Ácido edético (EDTA)								+++						
Etilbenceno				+++	+++				+++					
Hexaclorobutadieno									+					
Ácido nitrilotriacético (ANT)		+++												
Pentaclorofenol				++					+++	+++				
Estireno				++	+				+++					
Tetracloroetano				+++	+				+++					
Tolueno					+++				+++					
Tricloroetano				+++	+				+++					
Xilenos					+++				+++					+

^a Consulte las definiciones y notas del cuadro 8.10 aplicables al cuadro 8.7.

Cuadro 8.8 Capacidad de detección analítica de sustancias orgánicas de actividades agropecuarias para las que se han establecido valores de referencia^a

	Col.	GC	GC/PD	GC/EC	GC/FID	GC/FP D	GC/TID	GC/MS	PT- GC/MS	HPLC	HPLC/ FD	HPLC/ UVPAD	EAAS	IC/FD
Alacloro				γ				+++						
Aldicarb												+		
Aldrín y dieldrín				+										
Atrazina								+++γ						
Carbofurán							++				++			
Clordano				+										
Clorotolurón				γ										
Cianazina								++				+		
2,4-D				++				+++						
2,4-DB				++				++						
1,2-Dibromo-3-cloropropano				γ				+++	++					
1,2-Dibromoetano								+	+					
1,2-Dicloropropano				+++					+++					
1,3-Dicloropropeno				+++					+++					
Diclorprop (2,4-DP)								+++						
Dimetoato								+++						
Endrín				+				#						
Fenoprop				+										
Isoproturón				+								+++		
Lindano				+										
MCPA				+++				+++				+++		
Mecoprop				++				++						
Metoxicloro		+++												
Metolacloro				+++										
Molinato								+++						
Pendimetalina				+++			++	+++						
Simazina							+	+++						
2,4,5-T			+	+++	+									
Terbutilazina (TBA)								+++				++		
Trifluralina			+++					+++				+		

^a Consulte las definiciones y notas del cuadro 8.10 aplicables al cuadro 8.8.

Cuadro 8.9 Capacidad de detección analítica de sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua o procedentes de materiales en contacto con el agua para las que se han establecido valores de referencia^a

	Col.	GC	GC/PD	GC/EC	GC/FID	GC/FP D	GC/TID	GC/MS	PT- GC/MS	HPLC	HPLC/ FD	HPLC/ UVPAD	EAAS	IC
Desinfectantes														
Monocloramina	+++													
Cloro	+++									+++				+++
Subproductos de la desinfección														
Bromato														+
Bromodichlorometano				+++					+++					
Bromoformo				+++					+++					
Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)				+				+						
Clorato														γ
Clorito	γ													γ
Cloroformo				+++					+++					
Cloruro de cianógeno														γ
Dibromoacetonitrilo				γ				γ						
Dibromoclorometano				+++					+++					
Dicloroacetato				γ				γ						
Dicloroacetonitrilo				+++				+						
Formaldehído				γ				γ						
Monocloroacetato		++						++						
Tricloroacetato				γ				γ						
2,4,6-Triclorofenol				+++				+++						
Trihalometanos ^b				+++					+++					
Contaminantes orgánicos procedentes de sustancias químicas utilizadas en el tratamiento														
Acrilamida		+												+
Epiclorhidrina				+	+				+					
Contaminantes orgánicos procedentes de tuberías y accesorios														
Benzo[a]pireno								++				++		
Cloruro de vinilo				+					+					

^a Consulte las definiciones y notas del cuadro 8.10 aplicables al cuadro 8.9.

^b Consulte también la información correspondiente a trihalometanos individuales.

Cuadro 8.10 Capacidad de detección analítica de plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública para los que se han establecido valores de referencia^a

	Col.	GC	GC/PD	GC/EC	GC/FID	GC/FP D	GC/TID	GC/MS	PT- GC/MS	HPLC	HPLC/ FD	HPLC/ UVPAD	EAAS	IC/FD
Clorpirifós				+++	+++	+	+++	+++						
DDT (y sus metabolitos)				+++				+						
Piriproxifeno								+++						

^a Consulte las definiciones y notas siguientes aplicables al cuadro 8.10.

Definiciones aplicables a los cuadros 8.6 a 8.10

Col.	Colorimetría
Abs.	Absorciometría
GC	Cromatografía de gases (del inglés « <i>gas chromatography</i> »)
GC/PD	Cromatografía de gases con detector de fotoionización (del inglés « <i>gas chromatography/photoionization detector</i> »)
GC/EC	Cromatografía de gases con captura de electrones (del inglés « <i>gas chromatography/electron capture</i> »)
GC/FID	Cromatografía de gases con detector de ionización de llama (del inglés « <i>gas chromatography/flame ionization detector</i> »)
GC/FPD	Cromatografía de gases con detector fotométrico de llama (del inglés « <i>gas chromatography/flame photodiode detector</i> »)
GC/TID	Cromatografía de gases con detector de ionización térmica (del inglés « <i>gas chromatography/thermal ionization detector</i> »)
GC/MS	Cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas (del inglés « <i>gas chromatography/mass spectrometry</i> »)
PT-GC/MS	Cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento acoplada con espectrometría de masas (del inglés « <i>purge-and-trap gas chromatography/mass spectrometry</i> »)
HPLC	Cromatografía líquida de alta resolución (del inglés « <i>high-performance liquid chromatography</i> »)
HPLC/FD	Cromatografía líquida de alta resolución con detector de fluorescencia (del inglés « <i>high-performance liquid chromatography/fluorescence detector</i> »)
HPLC/UVPAD	Cromatografía líquida de alta resolución con detector de ultravioleta de serie de fotodiodos (del inglés « <i>high-performance liquid chromatography/ultraviolet photodiode array detector</i> »)
EAAS	Espectrometría de absorción atómica electro térmica (del inglés « <i>electrothermal atomic absorption spectrometry</i> »)
IC	Cromatografía iónica (del inglés « <i>ion chromatography</i> »)
ICP	Plasma acoplado por inducción (del inglés « <i>inductively coupled plasma</i> »)
ICP/MS	Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción (del inglés « <i>inductively coupled plasma/mass spectrometry</i> »)
FAAS	Espectrometría de absorción atómica de llama (del inglés « <i>flame atomic absorption spectrometry</i> »)
IC/FD	Cromatografía iónica con detector de fluorescencia (del inglés « <i>ion chromatography/fluorescence detector</i> »)

Notas correspondientes a los cuadros 8.6 a 8.10

+	El límite de detección está entre el valor de referencia y 1/10 de dicho valor.
++	El límite de detección está entre 1/10 y 1/50 del valor de referencia.
+++	El límite de detección es menor que 1/100 del valor de referencia.
#	El método analítico puede utilizarse para medir la concentración del valor de referencia, pero es difícil detectar una concentración de 1/10 del valor de referencia.
γ	El método de detección puede utilizarse para la sustancia.
(H)	Este método puede aplicarse a la determinación de los analitos mediante su conversión a hidruros por un generador de hidruros.

8.3.2 Métodos analíticos

En la *valoración volumétrica (volumetría)*, las sustancias químicas se analizan mediante valoración con una solución normalizada. El punto final de la valoración se determina por la aparición de color como resultado de la reacción con un indicador, por la modificación del potencial eléctrico o por un cambio del pH.

Los *métodos colorimétricos (colorimetría)* se basan en la medición de la intensidad de color de una sustancia química objetivo o producto de la reacción que tiene color. La absorbancia óptica se mide con luz de una longitud de onda adecuada. La concentración se determina mediante una curva de calibración obtenida mediante el análisis de muestras de concentración conocida del analito. El método ultravioleta (UV) es similar, pero se utiliza luz UV.

En el caso de las sustancias iónicas, puede determinarse la concentración del ión mediante un *electrodo selectivo de iones*. El potencial eléctrico medido es proporcional al logaritmo de la concentración del ión.

Algunos compuestos orgánicos absorben cantidades de luz UV (de longitud de onda de 190 a 380 nm) proporcionales a su concentración. La *absorción de luz UV* es útil para la estimación cualitativa de la presencia de sustancias orgánicas, porque puede haber una correlación fuerte entre este parámetro y el contenido de carbono orgánico.

La *espectrometría de absorción atómica (AAS, del inglés «atomic absorption spectrometry»)* se utiliza para el análisis de metales. Se basa en el hecho de que al hacer pasar luz a través de la muestra vaporizada los átomos en estado fundamental absorben luz de longitudes de onda que son características de cada elemento. Como la absorción de luz es función de la concentración de átomos en el vapor, el valor de absorbancia medido permite determinar la concentración del analito en la muestra de agua. La ley de Beer-Lambert describe la relación entre la concentración y la absorbancia.

En la *espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS, del inglés «flame atomic absorption spectrometry»)*, se aspira una muestra al seno de una llama y se atomiza. Se irradia a través de la llama un haz de luz de una lámpara de cátodo hueco del mismo elemento metálico que el analito, y se mide en el detector la cantidad de luz absorbida. Este método es mucho más sensible que otros y no sufre interferencia espectral o de radiación por la presencia de otros elementos. El tratamiento previo es innecesario o es sencillo. No obstante, no es adecuado para el análisis simultáneo de muchos elementos, porque cada analito precisa una fuente de luz diferente.

La *espectrometría de absorción atómica electrotrémica (EAAS, del inglés «electrothermal atomic absorption spectrometry»)* se basa en los mismos principios que la FAAS, pero el quemador normal utilizado para el análisis de metales se sustituye por un atomizador electrotrémico u horno de grafito. La EAAS proporciona sensibilidades mayores y límites de detección menores que la FAAS, y se precisa un volumen de muestra menor. La EAAS sufre una mayor interferencia por la dispersión de luz debida a la presencia de otros elementos y se tarda más en realizar el análisis que mediante la FAAS.

El principio del análisis de metales mediante *espectrometría de emisión atómica con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/AES, del inglés «inductively coupled plasma/atomic emission spectrometry»)* es el siguiente. Una fuente de plasma acoplado por inducción es un flujo de gas argón ionizado mediante la aplicación de una frecuencia de radio. Se genera un aerosol de la muestra en un nebulizador y una cámara de nebulización y se lleva a continuación al plasma a través de un tubo inyector. La temperatura alta del plasma calienta y los átomos de la muestra y los excita. Al regresar a su estado fundamental, los átomos excitados producen espectros de emisión de los iones. Un monocromador separa longitudes de onda específicas correspondientes a diferentes elementos y un detector mide la intensidad de radiación de cada longitud de onda. Se logra así una reducción significativa de la interferencia de sustancias químicas. En muestras de agua poco contaminadas, pueden realizarse análisis simultáneos o secuenciales sin que sea necesario un tratamiento previo especial para alcanzar límites de detección bajos para muchos elementos. Esto, junto con la ampliación del intervalo analítico de tres a cinco cifras, implica que pueden analizarse múltiples metales. La sensibilidad de la ICP/AES es similar a la de la FAAS o la EAAS.

En la *espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/MS, del inglés «inductively coupled plasma/mass spectrometry»)* los elementos se atomizan y excitan como en la ICP/AES y se llevan a continuación a un espectrómetro de masas. Una vez en el espectrómetro de masas, se aceleran los iones aplicándoles una tensión eléctrica alta y se hacen pasar a través de una serie de lentes iónicas, un analizador electrostático y, por último, un imán. Variando la potencia del imán se separan los iones en función de la relación entre masa y carga eléctrica y se hacen pasar a través de una rendija al detector que registra únicamente un intervalo de masa atómica muy pequeño en cada momento. Variando los ajustes del imán y del analizador electrostático, puede hacerse un barrido de todo el intervalo de masas en un periodo relativamente corto. En muestras de agua poco contaminadas, pueden realizarse análisis

simultáneos o secuenciales sin que sea necesario un tratamiento previo especial para alcanzar límites de detección bajos para muchos elementos. Esto, junto con la ampliación del intervalo analítico de tres a cinco cifras, implica que pueden analizarse múltiples metales.

La *cromatografía* es un método de separación basado en la diferencia de afinidad entre dos fases, la fase estacionaria y la fase móvil. Se inyecta una muestra en una columna, ya sea rellena o recubierta con la fase estacionaria, y sus compuestos se separan por medio de la fase móvil basándose en su diferente interacción (distribución o adsorción) con la fase estacionaria. Los compuestos con afinidad baja por la fase estacionaria atraviesan la columna más rápidamente y eluyen antes. Los compuestos eluidos del extremo de la columna se analizan mediante un detector adecuado.

En la *cromatografía iónica*, se utiliza un cambiador de iones como fase estacionaria, y el eluyente para la determinación de aniones suele ser una solución diluida de bicarbonato sódico y carbonato sódico. Pueden utilizarse detectores colorimétricos, electrométricos o volumétricos para analizar aniones individuales. En la cromatografía iónica con supresión, los aniones se transforman en sus formas ácidas, muy conductoras; en el eluyente de carbonato-bicarbonato, los aniones se transforman en ácido carbónico, cuya conductividad es baja. Se mide la conductividad de las formas ácidas separadas y se identifican comparando sus tiempos de retención con los de los correspondientes patrones.

La *cromatografía líquida de alta resolución* (HPLC, del inglés «*high-performance liquid chromatography*») es una técnica analítica en la que se utiliza una fase móvil líquida y una columna que contiene una fase estacionaria líquida. La detección de los compuestos separados se realiza mediante detectores de absorbancia, en el caso de los compuestos orgánicos, y mediante detectores de conductividad o electroquímicos, en el caso de los compuestos metálicos e inorgánicos.

La *cromatografía de gases* (GC, del inglés «*gas chromatography*») permite identificar y cuantificar cantidades mínimas (trazas) de compuestos orgánicos. En la cromatografía de gases se utiliza un gas como fase móvil y la fase estacionaria es un líquido que recubre un sólido granular inerte o las paredes de una columna capilar. Cuando se inyecta la muestra en la columna, los compuestos orgánicos se vaporizan y son arrastrados por el gas a través de la columna a velocidades diferentes en función de los diferentes coeficientes de reparto entre las fases móvil y estacionaria de los compuestos. El gas que abandona la columna se dirige un detector adecuado. Pueden utilizarse diversos detectores, como el detector de ionización de llama (FID, del inglés «*flame ionization detector*»), el detector de captura de electrones (ECD, del inglés «*electron capture detector*») y el de nitrógeno y fósforo. Este método, dada su gran capacidad de separación, permite separar, identificar y determinar las concentraciones de mezclas de sustancias con estructuras similares, de forma sistemática, en una sola operación.

El método de *cromatografía de gases / espectrometría de masas* (GC/MS, del inglés «*gas chromatography/mass spectrometry*») se basa en el mismo principio que el de cromatografía de gases y utiliza un espectrómetro de masas como detector. Tras salir el gas del extremo de la columna del cromatógrafo de gases, fluye hasta el espectrómetro de masas a través de una columna capilar que actúa como interfaz. La muestra entra entonces en la cámara de ionización, en la que un haz colimado de electrones colisiona con las moléculas de la muestra y ocasiona su ionización y fragmentación. El siguiente componente es un analizador de masas, que utiliza un campo magnético para separar las partículas con carga positiva en función de sus masas. Existen varios tipos de técnicas de separación, de las que las más comunes son la tetrapolar y la de atrapamiento de iones. Tras haber sido separados en función de sus masas, los iones entran en un detector.

El método de *cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento en columna de relleno* (en inglés «*purge-and-trap packed-column GC*»), ya sea aislado o combinado con espectrometría de masas (en cuyo caso se conoce en inglés por «*purge-and-trap packed-column GC/MS*») sirve para determinar diversos compuestos orgánicos purgables que se transfieren de la fase acuosa a la fase de vapor haciendo burbujear gas de purga a través de una muestra de agua a temperatura ambiente. El vapor se atrapa en una trampa fría. A continuación, la trampa se calienta y se purga a contracorriente con el mismo gas de purga para desorber los compuestos a una columna de cromatografía de gases. Los principios de la cromatografía de gases (GC) y de la cromatografía de gases con detector de espectrometría de masas (GC/MS) son los descritos antes.

El principio del *enzimoinmunoanálisis de adsorción* (ELISA, del inglés «*enzyme-linked immunosorbent assay*») es el siguiente. Se recubre el material sólido con una proteína (anticuerpo) que reacciona específicamente con la sustancia química de interés (antígeno). El analito presente en la muestra de agua se une al anticuerpo, y se añade también un segundo anticuerpo que lleva unido una enzima que se une a la sustancia química de interés. Tras lavar el sistema para retirar los reactivos que hayan podido quedar libres, se añade una sustancia (cromógeno) que al descomponerse por la acción de la enzima generará una reacción con producción de color proporcional a la cantidad de la sustancia química de interés. El método ELISA puede utilizarse para determinar microcistina y tensioactivos sintéticos.

8.4 Tratamiento

Según se ha señalado antes, cuando no es posible alcanzar un valor de referencia basado en efectos sobre la salud mediante un tratamiento razonablemente factible, el valor de referencia se designa como provisional y se fija a la concentración que puede alcanzarse razonablemente mediante tratamiento.

La captación, tratamiento, almacenamiento y distribución de agua de consumo conllevan la adición deliberada de numerosas sustancias químicas para mejorar la inocuidad y calidad para los consumidores del agua de consumo tratada (aditivos directos). Además, el agua está en contacto permanente con tuberías, válvulas, grifos y superficies de depósitos, todos los cuales pueden aportar más sustancias químicas al agua (aditivos indirectos). Las sustancias químicas utilizadas en el tratamiento del agua o procedentes de materiales en contacto con el agua de consumo se describen en más detalle en el apartado 8.5.4.

8.4.1 Concentración alcanzable mediante tratamiento

La capacidad de alcanzar un valor de referencia en un sistema de abastecimiento de agua de consumo depende de varios factores, incluidos los siguientes:

- la concentración de la sustancia química en el agua bruta;
- las medidas de control aplicadas en todo el sistema de abastecimiento de agua de consumo;
- la naturaleza del agua bruta (aguas subterráneas o superficiales, presencia de componentes naturales y otros); y
- los procesos de tratamiento ya instalados.

Si un valor de referencia no puede alcanzarse mediante el sistema existente, puede ser necesario considerar el uso de un tratamiento adicional, o bien obtener el agua de otras fuentes.

El costo que conlleva alcanzar un valor de referencia dependerá de la complejidad de los tratamientos adicionales u otras medidas de control que sean necesarios. No es posible proporcionar información cuantitativa general sobre el costo que conlleva alcanzar valores de referencia individuales. Los costos de tratamiento (fijos y de funcionamiento) no dependerán únicamente de los factores señalados antes, sino también de cuestiones como la producción de la planta; los costos locales de la mano de obra, los de las obras civiles y mecánicas, el consumo de sustancias químicas y de electricidad; y la vida útil de la planta, entre otros.

En el cuadro 8.11 se muestra una clasificación cualitativa de procesos de tratamiento en función de su complejidad técnica. Se asigna una categoría mayor en la clasificación a los procesos más complejos, ya sea por su instalación, por su operación, o por ambos. En general, cuanto mayor es la categoría del método mayores son los costos asociados.

Cuadro 8.11 Clasificación de procesos de tratamiento del agua en función de su complejidad técnica y costo

Categoría	Ejemplos de procesos de tratamiento
1	Cloración simple Filtración sencilla (rápida o lenta, en arena)
2	Precloración y filtración Aeración
3	Coagulación química Optimización de procesos para el control de los SPD
4	Tratamiento con carbón activado granular (CAG) Intercambio de iones
5	Ozonización
6	Procesos de oxidación avanzados Tratamiento con membranas

Los cuadros 8.12 a 8.16 resumen los procesos de tratamiento que son capaces de eliminar contaminantes químicos con repercusiones significativas sobre la salud. Se incluyen en los cuadros únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos.

Cuadro 8.12 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de sustancias químicas de origen natural para las que se han establecido valores de referencia^{a,b}

	Cloración	Coagulación	Intercambio de iones	Ablandamiento por precipitación	Alúmina activada	Carbón activado	Ozonización	Membranas
Arsénico		+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005			+++ <0,005
Fluoruro		++			+++ <1			+++ <1
Manganeso	+++ <0,05	++					+++ <0,05	+++ <0,05
Selenio		++	+++ <0,01		+++ <0,01			+++ <0,01
Uranio		++	+++ <0,001	++	+++ <0,001			

^a El significado de los símbolos es el siguiente:

++: 50% o más de reducción de la concentración

+++: 80% o más de reducción de la concentración

^b Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia. Para los procesos más eficaces, el cuadro indica la concentración de la sustancia química, en mg/l, que debería poderse alcanzar.

Cuadro 8.13 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de sustancias de fuentes industriales y núcleos habitados para las que se han determinado valores de referencia^{a,b}

	Arrastre con aire	Coagulación	Intercambio de iones	Ablandamiento por precipitación	Carbón activado	Ozonización	Oxidación avanzada	Membranas
Cadmio		+++ <0,002	+++ <0,002	+++ <0,002				+++ <0,002
Mercurio		+++ <0,0001		+++ <0,0001	+++ <0,0001			+++ <0,0001
Benceno	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01		
Tetracloruro de carbono	+++ <0,001	+			+++ <0,001			+++ <0,001
1,2-Diclorobenceno	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01		
1,4-Diclorobenceno	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01		
1,2-Dicloroetano	+				+++ <0,01	+	++	
1,2-Dicloroetano	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01		
1,4-Dioxano						+++ no hay datos		
Ácido edético (EDTA)					+++ <0,01			
Etilbenceno	+++ <0,001	+			+++ <0,001	+++ <0,001		
Hexaclorobutadieno					+++ <0,001			
Ácido nitrilotriacético (ANT)					+++ no hay datos			
Pentaclorofenol					+++			

Estireno	+++ <0,02	<0,0004 +++		
Tetracloroetano	+++ <0,001	+++ <0,001		
Tolueno	+++ <0,001	+++ <0,001	+++ <0,001	+++ <0,001
Tricloroetano	+++ <0,02	+++ <0,02	+++ <0,02	+++ <0,02
Xilenos	+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005

^a El significado de los símbolos es el siguiente:

+: Reducción de la concentración escasa

++: 50% o más de reducción de la concentración

+++: 80% o más de reducción de la concentración

^b Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia. Para los procesos más eficaces, el cuadro indica la concentración de la sustancia química, en mg/l, que debería poderse alcanzar.

Cuadro 8.14 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de sustancias químicas de actividades agropecuarias para las que se han establecido valores de referencia^{a,b}

	Cloración	Arrastre con aire	Coagulación	Intercambio de iones	Carbón activado	Ozonomización	Oxidación avanzada	Membranas	Tratamiento biológico
Nitrato				+++ <5				+++ <5	+++ <5
Nitrito	+++ <0,1					+++ <0,1	+++ <0,1		
Alacloro					+++ <0,001	++ <0,001	+++ <0,001	+++ <0,001	
Aldicarb	+++ <0,001				+++ <0,001	+++ <0,001		+++ <0,001	
Aldrín y dieldrín			++		+++ <0,00002	+++ <0,00002		+++ <0,00002	
Atrazina			+	+++ <0,0001	++ <0,0001	+++ <0,0001	+++ <0,0001		
Carbofurán	+				+++ <0,001			+++ <0,001	
Clordano					+++ <0,0001	+++ <0,0001			
Clorotolurón					+++ <0,0001	+++ <0,0001			
Cianazina					+++ <0,0001	+		+++ <0,0001	
Ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D)				+	+++ <0,001	+++ <0,001			
1,2-Dibromo-3-cloropropano		++ <0,001			+++ <0,0001				
1,2-Dibromoetano		+++ <0,0001			+++ <0,0001				
1,2-Dicloropropano (1,2-DCP)					+++ <0,001	+		+++ <0,001	
Dimetoato	+++ <0,001				++	++			
Endrín				+	+++ <0,0002				
Isoproturón	++				+++ <0,0001	+++ <0,0001	+++ <0,0001	+++ <0,0001	
Lindano					+++ <0,0001	++			

MCPA			+++	+++		
			<0,0001	<0,0001		
Mecoprop			+++	+++		
			<0,0001	<0,0001		
Metoxicloro		++	+++	+++		
			<0,0001	<0,0001		
Metolacloro			+++	++		
			<0,0001			
Simazina	+		+++	++	+++	+++
			<0,0001		<0,0001	<0,0001
2,4,5-T		++	+++	+		
			<0,001			
Terbutilazina (TBA)		+	+++	++		
			<0,0001			
Trifluralina			+++			+++
			<0,0001			<0,0001

^a El significado de los símbolos es el siguiente:

+: Reducción de la concentración escasa

++: 50% o más de reducción de la concentración

+++ : 80% o más de reducción de la concentración

^b Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia. Para los procesos más eficaces, el cuadro indica la concentración de la sustancia química, en mg/l, que debería poderse alcanzar.

Cuadro 8.15 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública para los que se han establecido valores de referencia^{a,b}

	Cloración	Coagulación	Carbón activado	Ozonización	Oxidación avanzada	Membranas
DDT y sus metabolitos	+	+++	+++	+	+++	+++
		<0,0001	<0,0001		<0,0001	<0,0001
Piriproxifeno			+++			
			<0,001			

^a El significado de los símbolos es el siguiente:

+: Reducción de la concentración escasa

+++ : 80% o más de reducción de la concentración

^b Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia. Para los procesos más eficaces, el cuadro indica la concentración de la sustancia química, en mg/l, que debería poderse alcanzar.

Cuadro 8.16 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de células de cianobacterias y de cianotoxinas para las que se han establecido valores de referencia^{a,b,c}

	Cloración	Coagulación	Carbón activado	Ozonización	Oxidación avanzada	Membranas
Células de cianobacterias		+++				+++
Cianotoxinas	+++		+++	+++	+++	

^a La cloración u ozonización puede liberar cianotoxinas.

^b +++ : 80% o más de reducción de la concentración

^c Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia.

La finalidad de estos cuadros es facilitar la toma de decisiones relativas a la capacidad de los tratamientos existentes para alcanzar los valores de referencia y sobre los tratamientos adicionales que pudiera ser necesario instalar. Se han elaborado basándose en estudios científicos publicados: principalmente experimentos de laboratorio, algunas investigaciones en planta piloto y relativamente pocos estudios completos de procesos de tratamiento del agua. Por consiguiente:

- Muchos de los tratamientos descritos están diseñados para plantas de tratamiento más grandes y pueden no ser necesariamente adecuados para plantas de tratamiento más pequeñas o para tratamientos de tipo individual. En estas situaciones, la selección de técnicas de tratamiento debe realizarse caso por caso.
- La información corresponde seguramente a situaciones «óptimas», ya que los datos se habrían obtenido en condiciones de laboratorio o en una planta controlada cuidadosamente para fines de experimentación.
- El rendimiento real del proceso dependerá de la concentración de la sustancia química en el agua bruta y de la calidad general del agua. Por ejemplo, la cloración y la eliminación de plaguicidas y sustancias orgánicas utilizando carbón activado u ozonización se verá obstaculizada si hay una concentración alta de materia orgánica natural.
- Para muchos contaminantes, pueden ser adecuados, en teoría, varios procesos diferentes, y la elección de uno u otro debe realizarse en función de la complejidad técnica y el costo, y teniendo en cuenta las circunstancias locales. Por ejemplo, los procesos de membrana pueden eliminar una amplia gama de sustancias químicas, pero existen otros métodos más sencillos y baratos que permiten eliminar eficazmente la mayoría de las sustancias químicas.
- Es normal utilizar una serie de procesos unitarios (por ejemplo, coagulación, sedimentación, filtración, carbón activado granular, cloración) para alcanzar los objetivos de calidad del agua deseados. Cada proceso puede contribuir a la eliminación de sustancias químicas. Puede ser ventajoso, técnica y económicamente, utilizar una combinación de procesos (por ejemplo, ozonización y carbón activado granular) para eliminar sustancias químicas determinadas.
- La eficacia de los procesos contemplados debe evaluarse mediante pruebas de laboratorio o en planta piloto con el mismo agua que se quiere tratar. La duración de estas pruebas debe ser suficiente para detectar posibles variaciones estacionales u otras variaciones temporales de las concentraciones de contaminantes y del rendimiento del proceso.

8.4.2 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 cilindro 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 un cilindro, de hipoclorito sódico o de hipoclorito cálcico, se disuelve en el agua y forma ión hipoclorito (OCI) 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.

8.4.3 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.

8.4.4 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», o tricloruro de nitrógeno) se producen por la reacción del cloro con amoníaco 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.

8.4.5 Filtración

Las partículas pueden separarse de las aguas brutas mediante filtros rápidos por gravedad, horizontales, o a presión, o filtros lentos de arena. La filtración lenta en arena es, en esencia, un proceso biológico, mientras que los otros tipos de filtración son procesos físicos.

Los filtros rápidos por gravedad, horizontales y a presión pueden utilizarse para la filtración directa de agua bruta, sin tratamiento previo. Los filtros rápidos por gravedad y a presión se utilizan habitualmente para filtrar agua que ha sido tratada previamente mediante coagulación y sedimentación. También puede realizarse una filtración directa, en la que se añade al agua un coagulante y, a continuación, ésta se hace pasar directamente por el filtro en el que se separa el floculo precipitado (que contiene sustancias contaminantes). La aplicación de la filtración directa está limitada por la disponibilidad de espacio en el filtro para albergar las sustancias sólidas separadas.

Filtros rápidos por gravedad

Los filtros rápidos de arena por gravedad son habitualmente depósitos rectangulares abiertos (habitualmente de menos de 100 m²) que contienen arena de sílice (con granos de 0,5 a 1,0 mm) hasta una profundidad de 0,6 a 2,0 m. El agua fluye hacia abajo y los sólidos se concentran en las capas superiores del lecho. El caudal unitario es generalmente de 4 a 20 m³/(m²·h). El agua tratada se recoge mediante bocas situadas en el suelo del lecho. Los sólidos acumulados se retiran periódicamente descolmatando el filtro mediante inyección (a contracorriente) de agua tratada. En ocasiones, la arena se lava previamente con aire. Se produce un lodo diluido que debe desecharse.

Además de los filtros de arena en capa homogénea, se utilizan filtros bicapa o multicapa. Estos filtros están constituidos por materiales diferentes, de modo que su estructura pasa de gruesa a fina conforme el agua avanza a través del filtro. Se utilizan materiales de densidad adecuada para mantener la separación de las diferentes capas tras la descolmatación. Un ejemplo común de filtro bicapa es el filtro de antracita y arena, que suele tener una capa de 0,2 m de espesor de partículas de antracita de 1,5 mm sobre una capa de 0,6 m de espesor de arena de sílice. En filtros multicapa puede usarse antracita, arena y granate. La ventaja de los filtros bicapa y multicapa es que se utiliza más eficazmente el espesor completo del lecho para la retención de partículas: la tasa de pérdida de carga puede ser la mitad que en los filtros de capa homogénea, lo que permite utilizar caudales unitarios mayores sin que aumente la pérdida de carga.

Los filtros rápidos por gravedad suelen utilizarse para eliminar flóculos de aguas coaguladas (véase el apartado 8.4.7), así como para reducir la turbidez (incluidas las sustancias adsorbidas) y los óxidos de hierro y manganeso de las aguas brutas.

Prefiltros

Antes de someter el agua a otros tratamientos, como a filtros lentos de arena, pueden utilizarse prefiltros. Los prefiltros con medio de filtración de grava gruesa o piedras machacadas pueden tratar eficazmente aguas de turbidez alta (>50 UNT). La principal ventaja de la prefiltración es que al pasar el agua por el filtro, además de por filtración, se eliminan partículas mediante sedimentación por gravedad. Los filtros horizontales pueden tener hasta 10 m de longitud y se aplican caudales de filtración de 0,3 a 1,0 m³/m²·h.

Filtros a presión

Los filtros a presión se utilizan a veces cuando es necesario mantener una carga de presión para evitar la necesidad de impulsar el agua al sistema mediante bombeo. El lecho de filtración se encierra en una carcasa cilíndrica. Pueden fabricarse filtros a presión pequeños, capaces de tratar hasta unos 15 m³/h, de plásticos reforzados con vidrio. Los filtros a presión más grandes, de hasta 4 m de diámetro, se hacen de acero con un recubrimiento especial. Su operación y funcionamiento son, por lo general, como los descritos para el filtro rápido por gravedad, y se necesitan instalaciones similares para descolmatar el filtro y retirar el lodo diluido.

Filtros lentos de arena

Los filtros lentos de arena son habitualmente depósitos que contienen arena (con partículas de tamaño efectivo de 0,15 a 0,3 mm) hasta una profundidad de 0,5 a 1,5 m. En estos filtros, en los que el agua bruta fluye hacia abajo, la turbidez y los microorganismos se eliminan principalmente en los primeros centímetros de la arena. Se forma una capa biológica, conocida como *schmutzdecke*, en la superficie del filtro, que puede eliminar eficazmente microorganismos. El agua tratada se recoge en sumideros o tuberías situados en la parte baja del filtro. Periódicamente, se retiran y sustituyen los primeros centímetros de arena que contienen los sólidos acumulados. El caudal unitario de agua a través de los filtros lentos de arena es de 0,1 a 0,3 m³/(m²·h).

Los filtros lentos de arena sólo son adecuados para aguas de turbidez baja o aguas sometidas a filtración previa. Se utilizan para separar algas y microorganismos, incluidos los protozoos, y, precedidos de microtamizado (*microstraining*) o filtración gruesa, para reducir la turbidez (incluidas las sustancias químicas adsorbidas). La filtración lenta en arena elimina eficazmente las sustancias orgánicas, incluidos algunos plaguicidas y el amoníaco.

8.4.6 Aeración

Los procesos de aeración están diseñados para retirar los gases y compuestos volátiles mediante arrastre con aire. La transferencia de oxígeno puede efectuarse habitualmente mediante una simple cascada o por difusión de aire al agua, sin necesidad de equipos complejos. No obstante, para el arrastre de gases o compuestos volátiles puede ser necesaria una planta especializada que proporcione una transferencia de masa alta de la fase líquida a la gaseosa.

Los aeradores de cascada o de escalones están diseñados para que el agua fluya en una capa delgada y lograr una transferencia de oxígeno eficiente. La aeración de cascada pueden ocasionar una pérdida de carga de altura significativa; necesitándose de 1 a 3 m para un caudal unitario de 10 a 30 m³/(m²·h). Otra opción es la difusión de aire comprimido a través de un sistema de tuberías perforadas sumergidas. Estos tipos de aeradores se utilizan para la oxidación y precipitación del hierro y el manganeso.

El arrastre con aire puede utilizarse para retirar sustancias orgánicas volátiles (por ejemplo, disolventes), algunos compuestos que generan sabores y olores y radón. Los procesos de aeración para lograr el arrastre con aire deben ser mucho más complejos, para proporcionar el contacto necesario entre el aire y el agua. La técnica más común es la aeración de cascada, habitualmente en torres de relleno en las que el agua se hace fluir en capas delgadas sobre medios de plástico mientras se insufla a contracorriente. La altura y diámetro de la torre necesarios son función de la volatilidad y la concentración de los compuestos que se desea retirar y del caudal unitario.

8.4.7 Coagulación química

El tratamiento basado en la coagulación química es el método más común de tratamiento de aguas superficiales y casi siempre se basa en los procesos unitarios siguientes.

Se añaden al agua bruta coagulantes químicos, habitualmente sales de aluminio o de hierro, en condiciones controladas para formar un hidróxido metálico floculento sólido. Las dosis de coagulante habituales son de 2 a 5 mg/l para las sales de aluminio y de 4 a 10 mg/l para las de hierro. El floculo precipitado retira los contaminantes suspendidos y disueltos en el agua mediante mecanismos de neutralización de carga, adsorción y atrapamiento. La eficiencia del proceso de coagulación es función de la calidad del agua bruta, del coagulante o aditivos de coagulación utilizados y de factores operativos, como las condiciones de mezclado, la dosis de coagulación y el pH. El floculo se retira del agua tratada mediante procesos posteriores de separación de sólidos y líquidos como la sedimentación o flotación, la filtración rápida por gravedad o a presión, o una combinación de métodos.

Para que el proceso de coagulación funcione eficazmente, es preciso seleccionar la dosis de coagulante y valor de pH óptimos. La dosis y pH necesarios pueden determinarse mediante ensayos de coagulación a pequeña escala, con cantidades discretas de agua, que se conocen con frecuencia como «pruebas de jarras» (*jar tests*). Se añaden dosis incrementales de coagulante a muestras de agua bruta que se agitan y después se dejan reposar. Se selecciona como dosis óptima aquella que logra una reducción suficiente del color y la turbidez; el pH óptimo puede determinarse de forma similar. Estos ensayos deben realizarse con la frecuencia suficiente para adaptarse a los cambios de calidad del agua bruta y, por consiguiente, de la demanda de coagulante.

Puede añadirse carbón activado en polvo (CAP) durante la coagulación para adsorber sustancias orgánicas como algunos plaguicidas hidrófobos. El CAP se separará como fracción integral del floculo y se eliminará en los lodos de las instalaciones de tratamiento del agua.

El floculo puede separarse por sedimentación para reducir la carga de sólidos en la posterior filtración rápida por gravedad. La sedimentación suele realizarse en clarificadores de flujo horizontal o de manto de floculo (*floc blanket*). Otra opción es separar el floculo mediante flotación por aire disuelto, en la que pequeñas burbujas de aire se adhieren a los flóculos sólidos haciéndolos flotar hasta la superficie del depósito, de donde se retira periódicamente la capa de lodo. En cualquiera de los dos procesos, el agua tratada se hace pasar a continuación por filtros rápidos por gravedad (véase el apartado 8.4.5) en los que se elimina el resto de los sólidos. El agua filtrada puede someterse a un tratamiento adicional, como una etapa adicional de oxidación y filtración (para la separación del manganeso), de ozonización o de adsorción en carbón activado granular (para la eliminación de plaguicidas y otras trazas de sustancias orgánicas), antes de la desinfección final previa a la entrada del agua tratada en el sistema de abastecimiento.

La coagulación es adecuada para eliminar determinados metales pesados y sustancias orgánicas de solubilidad baja, como determinados plaguicidas organoclorados. La coagulación generalmente es ineficaz para eliminar otras sustancias orgánicas, excepto las que están unidas a materia húmica o adsorbidas sobre partículas.

8.4.8 Adsorción sobre carbón activado

El carbón activado 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 m²/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 isoterma 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 ($\log K_{ow}$). Como regla general, las sustancias con solubilidad baja y $\log K_{ow}$ 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.

8.4.9 Intercambio de iones

El intercambio de iones es un proceso en el que se permutan iones con la misma carga entre la fase acuosa y una fase sólida de resina. La dureza del agua se reduce mediante intercambio de cationes. El agua se hace pasar por un lecho de resina catiónica en el que los iones de calcio y de magnesio del agua se sustituyen por iones de sodio. Cuando la resina de intercambio iónico está agotada (es decir, se han agotado los iones de sodio), se regenera mediante una solución de cloruro sódico. También se puede ablandar el agua mediante el proceso de «descalcificación». El agua se hace pasar por un lecho de resina débilmente ácida en el que los iones de calcio y de magnesio del agua se sustituyen por iones de hidrógeno. Los iones de hidrógeno reaccionan con los iones carbonato y bicarbonato y generan dióxido de carbono, reduciéndose así la dureza del agua sin aumentar su contenido de sodio. El intercambio de aniones puede utilizarse para eliminar contaminantes como los iones nitrato, que se intercambian por iones cloruro mediante resinas específicas para nitrato.

Una instalación de intercambio de iones comprende normalmente dos o más lechos de resina contenidos en recipientes a presión que cuentan con las bombas, red de tuberías y equipos auxiliares

necesarios para la regeneración. Los recipientes a presión suelen tener hasta 4 m de diámetro y contienen una capa de resina de 0,6 a 1,5 m de espesor.

El intercambio de cationes puede utilizarse para eliminar determinados metales pesados. Además de para la eliminación de iones nitrato, las resinas aniónicas pueden utilizarse para eliminar arsénico y selenio.

8.4.10 Procesos de membrana

Los procesos de membrana más importantes en el tratamiento del agua son la ósmosis inversa, la ultrafiltración, la microfiltración y la nanofiltración. Estos procesos se han aplicado tradicionalmente a la producción de agua para aplicaciones industriales o farmacéuticas, pero están aplicándose ahora al tratamiento de agua de consumo.

Procesos a presión alta

Si se separan dos soluciones mediante una membrana semipermeable (es decir, una membrana que permite el paso del disolvente pero no del soluto), el disolvente pasará de forma natural de la solución de concentración menor a la de concentración mayor; este fenómeno se llama ósmosis. No obstante, es posible forzar el flujo de disolvente en la dirección contraria, de la solución de concentración mayor a la de concentración menor, aumentando la presión sobre la solución de concentración mayor. El diferencial de presión necesario se conoce por presión osmótica, y el proceso se llama ósmosis inversa.

La ósmosis inversa genera una corriente de agua tratada y una corriente de agua residual relativamente concentrada. Las presiones de trabajo típicas oscilan de 15 a 50 bar, según la aplicación. La membrana de ósmosis inversa rechaza los iones monovalentes y las moléculas orgánicas de peso molecular mayor que alrededor de 50 (los diámetros de los poros de las membranas son menores que 0,002 μm). La aplicación más común de la ósmosis inversa es la desalinización de agua salobre y agua de mar.

En la nanofiltración se utilizan membranas con propiedades intermedias entre las de ósmosis inversa y las de ultrafiltración, con tamaños de poro típicos de 0,001 a 0,01 μm . Las membranas de nanofiltración permiten el paso de iones monovalentes como los de sodio o potasio, pero rechazan una proporción alta de iones divalentes, como los de calcio y magnesio, y las moléculas orgánicas de peso molecular mayor que 200. Las presiones de trabajo típicas son de alrededor de 5 bar. La nanofiltración puede eliminar eficazmente compuestos orgánicos y con color.

Procesos a presión baja

El principio de la ultrafiltración es similar al de la ósmosis inversa, pero los tamaños de poro de las membranas son mucho mayores (típicamente de 0,002 a 0,03 μm) y funcionan a presiones menores. Las membranas de ultrafiltración rechazan las moléculas orgánicas de peso molecular mayor que alrededor de 800 y las presiones de trabajo suelen ser menores que 5 bar.

La microfiltración es una extensión directa de la filtración convencional hasta tamaños menores que un micrometro. Los tamaños de poro típicos de las membranas de microfiltración son de 0,01 a 12 μm y no retienen moléculas, pero sí los materiales coloidales y suspendidos; se utilizan presiones de trabajo de 1 a 2 bar. La microfiltración permite separar partículas de tamaño mayor que 0,05 μm . Se ha utilizado para el tratamiento del agua, en combinación con la coagulación o el CAP, para eliminar carbono orgánico disuelto y para mejorar el flujo de permeato.

8.4.11 Otros tratamientos

Otros tratamientos que pueden utilizarse en determinadas aplicaciones son los siguientes:

- ablandamiento por precipitación (adición de cal, cal y carbonato sódico o hidróxido sódico para reducir la dureza por precipitación a pH alto);
- desnitrificación biológica para la eliminación de nitratos de aguas superficiales;
- nitrificación biológica para la eliminación de amoníaco de aguas superficiales; y
- alúmina activada (u otros adsorbentes) para aplicaciones especializadas, como la eliminación de fluoruro y arsénico.

8.4.12 Subproductos de la desinfección: medidas de control del proceso

Todos los desinfectantes químicos producen SPD inorgánicos u orgánicos, o ambos, que pueden ser perjudiciales.

Los principales SPD formados durante la cloración son los trihalometanos, los ácidos cloroacéticos, las cloroacetonas y los haloacetnitrilos, resultado de la cloración de precursores orgánicos

naturales como las sustancias húmicas. La monocloramina produce menores concentraciones de trihalometanos que el cloro, pero produce otros SPD, como el cloruro de cianógeno.

El ozono oxida el bromuro generando ácidos hipohalogenados, que reaccionan con precursores y forman trihalometanos bromados. Pueden formarse muchos otros SPD, como aldehídos y ácidos carboxílicos. Es particularmente peligroso el bromato, formado por oxidación de bromuro. También puede haber bromato en algunas fuentes de hipoclorito, pero habitualmente a concentraciones que producirán niveles en el agua final menores que el valor de referencia.

Los principales subproductos derivados del uso de dióxido de cloro son el ión clorito, que es un producto inevitable de la descomposición, y el ión clorato. También se produce clorato al envejecer el hipoclorato.

Las estrategias básicas que pueden adoptarse para reducir las concentraciones de SPD son:

- cambiar las condiciones del proceso (incluida la eliminación de compuestos precursores antes de la aplicación del desinfectante);
- cambiar el desinfectante por uno menos propenso a producir subproductos con el agua de origen;
- usar métodos de desinfección no químicos; o
- eliminar los SPD antes de la distribución del agua.

Al tratar de controlar las concentraciones de SPD, es fundamental no reducir la eficiencia de la desinfección y mantener una concentración residual de desinfectante adecuada en todo el sistema de distribución.

Cambio de las condiciones del proceso

La formación de trihalometanos durante la cloración puede reducirse eliminando los precursores antes de que entren en contacto con el cloro; por ejemplo, instalando un sistema de coagulación o mejorando el existente (para lo que puede ser necesario utilizar dosis más altas de coagulante o valores de pH menores que los aplicados convencionalmente). También puede reducirse la formación de SPD reduciendo las dosis de cloro aplicadas; en tal caso, es preciso asegurarse de que la desinfección continúa siendo eficaz.

El valor del pH durante la cloración afecta a la distribución de subproductos clorados. La reducción del pH hace disminuir la concentración de trihalometanos, pero conlleva un aumento de la formación de ácidos haloacéticos. Por el contrario, al aumentar el pH se reduce la producción de ácidos haloacéticos, pero se aumenta la formación de trihalometanos.

En la formación de bromato durante la ozonización influyen varios factores, como las concentraciones de bromuro y ozono y el pH. No es factible eliminar el bromuro del agua bruta, y es difícil eliminar el bromato una vez formado, aunque se ha descrito la eficacia de la filtración mediante CAG en determinadas circunstancias. La formación de bromato puede minimizarse disminuyendo la dosis de ozono, el tiempo de contacto y la concentración residual de ozono. El tratamiento a un pH menor (por ejemplo, a pH 6,5) y su posterior aumento tras la ozonización también reduce la formación de bromato, y también puede ser eficaz la adición de amoníaco. La adición de peróxido de hidrógeno puede aumentar o disminuir la formación de bromato.

Cambio de desinfectante

Cambiando de desinfectante puede lograrse reducir las concentraciones de SPD hasta los valores de referencia. La disminución alcanzable será función de la calidad del agua bruta y del tratamiento instalado (por ejemplo, eliminación de precursores).

Puede ser eficaz cambiar de cloro a monocloramina, al menos para el suministro de desinfectante residual en la distribución, con el fin de reducir la formación de trihalometanos y de sus derivados en el sistema de distribución. Si bien la monocloramina proporciona un efecto desinfectante residual más estable en la distribución, es un desinfectante menos potente y no debe usarse como desinfectante primario.

El dióxido de cloro puede considerarse como un posible sustituto tanto de la desinfección con cloro como con ozono, aunque no genera un efecto residual. Los problemas principales del dióxido de cloro son las concentraciones residuales de la sustancia y sus subproductos clorito y clorato. Pueden evitarse controlando la dosis de dióxido de cloro en la planta de tratamiento.

Desinfección por medios físicos

La radiación UV y los procesos de membrana pueden considerarse como alternativas a la desinfección química. Ninguno proporciona desinfección residual, de modo que puede considerarse

oportuno añadir una dosis pequeña de un desinfectante persistente, como cloro o monocloramina, que actúe como conservante durante la distribución.

Eliminación de los SPD antes de la distribución

Es posible, técnicamente, eliminar los SPD del agua antes de su distribución; no obstante, este método de control de las concentraciones de SPD es el menos práctico. Pueden usarse el arrastre con aire, para eliminar los SPD volátiles, como los trihalometanos, o la adsorción sobre carbón activado. Estos procesos deberían complementarse con una etapa posterior de desinfección para proteger el agua de la contaminación microbiana y asegurarse de proporcionar una concentración residual de desinfectante en el sistema de distribución.

8.4.13 Tratamiento para el control de la corrosión

Generalidades

La corrosión es la disolución parcial de los materiales que componen los sistemas de tratamiento y distribución, depósitos, tuberías, válvulas y bombas. Puede ocasionar fallos estructurales, filtraciones, pérdida de capacidad y deterioro de la calidad química y microbiológica del agua. La corrosión interna de tuberías y accesorios puede repercutir directamente en la concentración de algunos componentes del agua, como el plomo y el cobre. El control de la corrosión es, por consiguiente, un aspecto importante de la gestión de la seguridad de un sistema de abastecimiento de agua de consumo.

El control de la corrosión conlleva el monitoreo de muchos parámetros, como las concentraciones de calcio, bicarbonato, carbonato y oxígeno disuelto, así como del pH. Los requisitos específicos varían en función de la calidad del agua y de los materiales empleados en el sistema de distribución. El pH controla la solubilidad y la velocidad de reacción de la mayoría de los metales que intervienen en reacciones de corrosión. Tiene particular importancia en lo que respecta a la formación de una película protectora sobre la superficie del metal. La concentración de carbonato y bicarbonato (alcalinidad) y la concentración de calcio (dureza) también afectan a las velocidades de corrosión de algunos metales.

Hierro

El hierro es un material usado con frecuencia en sistemas de distribución de agua, y su corrosión es problemática. Si bien es raro que se produzcan fallos estructurales como consecuencia de la corrosión del hierro, una corrosión excesiva de tuberías de hierro puede ocasionar problemas de calidad del agua (por ejemplo, su coloración de rojo). La corrosión del hierro es un proceso complejo que consiste en la oxidación del metal, normalmente por oxígeno disuelto, hasta formar un precipitado de hierro (III). Este proceso produce la formación de tubérculos sobre la superficie de la tubería. Los principales factores de calidad del agua que determinan si el precipitado forma una costra protectora son el pH y la alcalinidad. Las concentraciones de calcio, cloruro y sulfato también influyen en la corrosión del hierro. Se ha logrado controlar con éxito la corrosión del hierro ajustando el pH en el intervalo de 6,8 a 7,3, y la dureza y la alcalinidad en al menos 40 mg/l (como carbonato cálcico), sobresaturando con 4 a 10 mg/l de carbonato cálcico y ajustando la proporción de alcalinidad a concentración de $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ a al menos 5 (ambos expresados como calcio carbonato).

Los silicatos y polifosfatos se describen a menudo como «inhibidores de la corrosión», pero no hay garantía de que inhiban la corrosión en sistemas de distribución de agua. No obstante, pueden formar complejos con el hierro disuelto —en forma de hierro (II)— y evitar su precipitación en forma de «herrumbre» roja claramente visible. Estos compuestos posiblemente no previenen la corrosión sino que enmascaran sus efectos. Un posible inhibidor de la corrosión es el ortofosfato y, como los polifosfatos, se utiliza para evitar que el agua se tiña de rojo.

Plomo

La corrosión del plomo es un problema particularmente importante. Todavía hay, en algunos países, muchas casas antiguas con fontanería de plomo y se han utilizado mucho soldaduras de plomo para unir tuberías de cobre. La solubilidad del plomo está dirigida por la formación de precipitados de carbonatos de plomo en las tuberías. Siempre que sea factible, las tuberías de plomo deben sustituirse por tuberías de otros materiales.

La solubilidad del plomo aumenta pronunciadamente al reducirse el pH hasta valores menores que 8 debido a la acusada disminución de la concentración de carbonatos de equilibrio. Por consiguiente, la capacidad del agua de disolver el plomo (*plumbosolvency*) alcanza valores máximos en aguas con pH bajo y alcalinidad baja, de modo que un procedimiento de control provisional útil, en tanto no se cambien las tuberías de plomo, es aumentar el pH hasta un valor de 8,0 a 8,5 tras la cloración y, posiblemente, añadir ortofosfato.

La corrosión del plomo puede ser más rápida en presencia de cobre. La velocidad de esta corrosión galvánica es mayor que la de la simple corrosión por oxidación, y las concentraciones de plomo no están limitadas por la solubilidad de los productos de corrosión. La velocidad de la corrosión galvánica depende principalmente de la concentración de cloruro. La corrosión galvánica es más difícil de controlar, pero puede reducirse añadiendo cinc y ortofosfato, y ajustando el pH.

El tratamiento para reducir la capacidad del agua de disolver el plomo consiste habitualmente en ajustar el pH. Cuando el agua es muy blanda (menos de 50 mg/l de carbonato cálcico), el pH óptimo es alrededor de 8,0 a 8,5. Por el contrario, la adición de ácido ortofosfórico o de ortofosfato sódico puede ser más eficaz, particularmente para combatir la disolución del plomo en aguas no ácidas.

Cobre

La corrosión de tuberías y depósitos de agua caliente de cobre puede azular el agua, teñir de azul o verde los accesorios del baño y, en ocasiones ocasionar problemas organolépticos. Las tuberías de cobre pueden sufrir corrosión general, corrosión por erosión y corrosión por picadura.

La corrosión general suele producirse con aguas blandas y ácidas: las aguas con pH menor que 6,5 y dureza menor que 60 mg de carbonato cálcico por litro tienen una alta capacidad de corrosión del cobre. El cobre, como el plomo, puede incorporarse al agua por disolución del producto de la corrosión, el carbonato básico de cobre. La solubilidad, que es función fundamentalmente del pH y del carbono inorgánico total, disminuye al aumentar el pH, pero aumenta al aumentar las concentraciones de carbonatos. El procedimiento habitual para combatir estos problemas es aumentar el pH hasta un valor de 8 a 8,5.

La corrosión por erosión es el resultado de velocidades de flujo excesivas y es más pronunciada en aguas blandas a temperaturas altas y pH bajo.

La corrosión por picadura del cobre suele asociarse a aguas subterráneas duras con una concentración de dióxido de carbono mayor que 5 mg/l y un contenido alto de oxígeno disuelto. También puede producirse corrosión por picadura en aguas superficiales con color debido a la presencia de materia orgánica. Este tipo de corrosión, que produce efectos muy localizados que pueden dar lugar a perforaciones en las que se pierde una cantidad despreciable de metal, puede ocasionar roturas de las tuberías de cobre. Se conocen dos tipos principales de corrosión por picadura. La de tipo I afecta a sistemas de distribución de agua fría (de temperatura menor que 40 °C) y se asocia, sobre todo, a aguas duras de pozos sondeo y a la presencia en el alma de la tubería de una película de carbono derivada del proceso de fabricación. Las tuberías que se han limpiado para eliminar el carbono no sufren corrosión por picadura de tipo I. La de tipo II se produce en sistemas de distribución de agua caliente (de temperatura mayor que 60 °C) y se asocia a aguas blandas. Una gran parte de los problemas de corrosión general y por picadura se producen en tuberías nuevas en las que no se ha formado aún una capa de óxido protectora.

Latón

El principal problema de corrosión de los latones es la descincificación, que es la disolución selectiva del cinc del latón *duplex* (latón con 35-45% de zinc), dejando una masa porosa de cobre de resistencia mecánica baja. La descincificación «meringue» (*meringue dezincification*), que consiste en la formación sobre la superficie del latón de una masa voluminosa de carbonato básico de cinc, producto de la corrosión, es en gran medida función de la proporción de cloruro a alcalinidad. Puede controlarse manteniendo una proporción de cinc a cobre baja (1:3 o menor) y un pH menor que 8,3.

También puede producirse disolución general del latón, con liberación al agua de metales, incluido el plomo. Puede producirse corrosión por erosión en sistemas con velocidad de flujo del agua alta y aguas que forman capas de producto de corrosión poco protectoras y que contienen cantidades grandes de aire ocluido o disuelto.

Cinc

La solubilidad del cinc en agua es función del pH y de la concentración de carbono inorgánico total; la solubilidad del carbonato básico de cinc disminuye al aumentar el pH y la concentración de carbonatos. En aguas de alcalinidad baja, un aumento del pH a 8,5 debería bastar para controlar la disolución del cinc.

En el hierro galvanizado, la capa de cinc protege inicialmente al acero ya que se corroe antes. Al cabo del tiempo, se forma un depósito protector de carbonato básico de cinc. No se forman depósitos protectores en aguas blandas de alcalinidad menor que 50 mg/l de carbonato cálcico ni en aguas con concentraciones altas de dióxido de carbono (>25 mg/l de dióxido de carbono), por lo que el acero galvanizado no es adecuado para este tipo de aguas. La corrosión del acero galvanizado aumenta cuando se asocia a tuberías de cobre.

Níquel

El níquel puede provenir de grifos recubiertos de níquel y cromo nuevos, y también pueden aparecer concentraciones bajas procedentes de tuberías y accesorios de acero inoxidable. La contaminación con níquel disminuye con el tiempo. Un aumento del pH para controlar la corrosión de otros materiales también debería reducir la contaminación por níquel.

Hormigón (concreto) y cemento

El hormigón, o concreto, es un material compuesto que consta de un cemento en el que está embebido un agregado inerte. El cemento es, principalmente, una mezcla de silicatos y aluminatos cálcicos y cierta cantidad de cal libre. Se utiliza mortero de cemento, que contiene arena fina como agregado, como recubrimiento protector de tuberías de hierro y acero en sistemas de distribución de agua. En las tuberías de cemento de amianto, el agregado es de fibras de amianto. El cemento puede deteriorarse por la exposición prolongada a aguas agresivas, ya sea por la disolución de la cal y otros compuestos solubles o por la acción química de iones agresivos como el cloruro o el sulfato, y el deterioro puede ocasionar su fallo estructural. El cemento contiene diversos metales que pueden disolverse en el agua. La capacidad de corroer el cemento está relacionada con el «índice de agresividad», que se ha utilizado específicamente para evaluar el potencial de disolución del hormigón. Puede ser necesario un pH de 8,5 o mayor para controlar la corrosión del cemento.

Caracterización de la corrosividad

La mayoría de los índices creados para caracterizar la capacidad corrosiva de un agua se basan en la premisa de que un agua con tendencia a depositar una costra de carbonato cálcico sobre las superficies metálicas será menos corrosiva. El índice de Langelier (IL) es la diferencia entre el pH efectivo de un agua y su «pH de saturación», o pH al cual un agua con la misma alcalinidad y dureza de calcio estaría en equilibrio con carbonato cálcico sólido. Las aguas con IL positivo tienen capacidad de depositar incrustaciones de carbonato cálcico en disolución.

No existe un índice de corrosión aplicable a todos los materiales, y la utilidad de los índices de corrosión, en particular de los relativos a la saturación de carbonato cálcico, no es homogénea. Los parámetros relativos a la saturación de carbonato cálcico son, en rigor, indicadores de la tendencia a la deposición o disolución de incrustaciones de carbonato cálcico (calcita), no indicadores de la «corrosividad» de un agua. Por ejemplo, hay muchas aguas con IL negativo que no son corrosivas y muchas con IL positivo que lo son. No obstante, existen muchos casos documentados del uso de índices de saturación para el control de la corrosión basados en el concepto de deposición de una costra protectora de calcita (llamada en inglés *eggshell*, cáscara de huevo) en tuberías de hierro. Por lo general, las aguas con pH, contenido de calcio y alcalinidad altos son menos corrosivas, y suelen tener un IL positivo.

Se ha comprobado que la proporción entre las concentraciones de cloruro y sulfato y la de bicarbonato (índice de Larson) es útil para evaluar la corrosividad del agua al hierro colado y acero. Se ha utilizado un método similar en el estudio de la disolución del cinc de accesorios de latón: el diagrama de Turner.

Tratamiento del agua para el control de la corrosión

Los métodos más frecuentemente utilizados para controlar la corrosión en redes de distribución de agua son el ajuste del pH, el aumento de la alcalinidad o la dureza, o ambas, y la adición de inhibidores de la corrosión, como polifosfatos, silicatos y ortofosfatos. La calidad y dosis máxima que se debe aplicar deben ajustarse a las especificaciones establecidas para estas sustancias químicas para el tratamiento del agua. Aunque el ajuste del pH es un método importante, siempre debe tenerse en cuenta su posible efecto sobre otros aspectos de la tecnología de abastecimiento de agua, como la desinfección.

No siempre es posible lograr ajustar todos los parámetros a los valores deseados. Por ejemplo, el pH de las aguas duras no puede aumentarse demasiado, ya que la dureza disminuiría. La aplicación de cal y dióxido de carbono a aguas blandas puede servir para aumentar tanto la concentración de calcio como la alcalinidad hasta al menos 40 mg/l de carbonato cálcico.

8.5 Valores de referencia correspondientes a sustancias individuales, clasificadas por tipo de fuente

8.5.1 Sustancias químicas de origen natural

Existen varias fuentes de sustancias químicas presentes en el agua de consumo de forma natural. Todas las aguas naturales contienen diversas sustancias inorgánicas y orgánicas. Las inorgánicas proceden de las rocas y la tierra por las que se filtra o sobre la que fluye el agua; las orgánicas de la descomposición de restos de plantas o algas y de otros microorganismos que proliferan en el agua o en

sedimentos. La mayoría de las sustancias químicas de origen natural para las que se han calculado valores de referencia (o se ha considerado su cálculo) son inorgánicas. Sólo una es orgánica: la microcistina-LR, una toxina producida por cianobacterias o algas verdeazuladas, de la que trata el apartado 8.5.6.

El enfoque aplicado para las sustancias químicas de origen natural variará en función del tipo de sustancia química y de su fuente. Para los contaminantes inorgánicos procedentes de rocas y sedimentos, es importante analizar sistemáticamente las posibles fuentes de agua para determinar si pueden utilizarse sin tratamiento adicional o si será necesario tratar el agua para retirar las sustancias contaminantes peligrosas junto con los contaminantes microbianos. En algunos casos, si se dispone de varias fuentes de agua, se podría alcanzar el resultado deseado mediante la dilución o mezcla de agua con concentraciones altas de un contaminante con agua que contenga concentraciones mucho menores.

Varios de los contaminantes químicos más importantes (aquellos cuya exposición por el agua de consumo se ha comprobado que ocasiona efectos adversos para la salud) pertenecen a la categoría de las sustancias químicas de origen natural. Algunas sustancias químicas de origen natural tienen otras fuentes primarias, por lo que se abordan en otros apartados de este capítulo.

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.17, por los motivos indicados en el cuadro. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.18, que cumplen los criterios de inclusión. Se proporcionan reseñas sobre cada una de estas sustancias en el capítulo 12.

Cuadro 8.17 Sustancias químicas de origen natural para las que no se han establecido valores de referencia

Sustancia	Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia	Observaciones
Cloruro	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).
Sales de calcio y magnesio (dureza)	Se presentan en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Pueden afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).
Sulfuro de hidrógeno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).
pH	Sus valores en el agua de consumo son mucho menores que los que pueden producir efectos tóxicos.	Es un parámetro operativo de calidad del agua importante.
Sodio	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).
Sulfato	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).
Sólidos disueltos totales (SDT)	Se presentan en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Pueden afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).

Cuadro 8.18 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de origen natural cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud

Sustancia	Valor de referencia ^a (mg/l)	Observaciones
Arsénico	0,01 (P)	
Bario	0,7	
Boro	0,5 (T)	
Cromo	0,05 (P)	Para cromo total
Fluoruro	1,5	Al fijar normas nacionales deben tenerse en cuenta el volumen de agua consumida y la ingesta de otras fuentes
Manganeso	0,4 (C)	
Molibdeno	0,07	
Selenio	0,01	
Uranio	0,015 (P, T)	Sólo se abordan los aspectos químicos del uranio

^a P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero hay escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud; T = valor de referencia provisional porque el valor de referencia calculado es menor que el que es posible alcanzar mediante métodos de tratamiento prácticos, medidas de protección de las fuentes, etc.; C = concentraciones de la sustancia iguales o menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud pueden afectar al aspecto, sabor u olor del agua, dando lugar a reclamaciones de los consumidores.

8.5.2 Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados

La contaminación del agua de consumo con sustancias químicas de fuentes industriales puede producirse directamente, por vertidos de industrias, o indirectamente, por fuentes difusas derivadas del uso y desecho de materiales y productos que contienen la sustancia química. En algunos casos, la manipulación o desecho inadecuados de residuos puede generar contaminación; por ejemplo, permitiendo la contaminación de aguas subterráneas con agentes desengrasantes. Algunas de estas sustancias químicas, sobre todo las inorgánicas, pueden también proceder de la contaminación natural, pero ésta puede también ser consecuencia de actividades industriales, como la minería, que modifican los sistemas de drenaje naturales. Muchas de estas sustancias se utilizan en pequeñas industrias en núcleos habitados, y pueden constituir una fuente significativa de contaminación, sobre todo cuando las industrias están integradas en núcleos donde hay otras empresas similares. En los núcleos habitados se utilizan abundantes aceites de petróleo, y su manipulación o desecho inadecuado puede ocasionar contaminación significativa de aguas superficiales y subterráneas. En los sistemas que utilizan tuberías de plástico, si la tierra circundante está impregnada de aceites de petróleo, las moléculas aromáticas más pequeñas de los aceites pueden penetrar en ocasiones las tuberías, ocasionando la contaminación del abastecimiento local de agua.

Algunas sustancias químicas pueden contaminar el agua como consecuencia del desecho de productos químicos usados generalmente en los hogares; en particular, las aguas residuales domésticas pueden contener ciertos metales pesados. Cuando las aguas residuales se depuran, los metales pesados normalmente quedarán retenidos en los lodos. Algunas sustancias químicas muy utilizadas en la industria y en materiales utilizados en el ámbito doméstico, por ejemplo, el di(2-etilhexil)ftalato, están muy extendidas en el medio ambiente, y pueden contaminar las fuentes de agua, aunque habitualmente en concentraciones bajas.

Algunas sustancias químicas que contaminan el agua de consumo procedentes de fuentes industriales o de núcleos habitados cuentan con otras fuentes primarias y se abordan, por consiguiente, en otros apartados de este capítulo. Cuando la ubicación de letrinas y fosas sépticas es inadecuada, pueden contaminar las fuentes de agua de consumo con nitrato (véase el apartado 8.5.3).

Para determinar el potencial contaminante de sustancias químicas procedentes de actividades industriales y núcleos habitados, es preciso evaluar las actividades realizadas en la cuenca de captación y el riesgo de que determinados contaminantes puedan alcanzar las fuentes de agua. El método principal para prevenir este tipo de contaminación es evitarla mediante el fomento de prácticas correctas. No obstante, si se ha producido contaminación, puede ser necesario considerar el uso de tratamientos.

Cuadro 8.19 Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados excluidas del cálculo de valores de referencia

Sustancia	Motivo de exclusión
Berilio	No es probable su presencia en agua de consumo

La sustancia química del cuadro 8.19 ha sido excluida del cálculo de valores de referencia debido a que un examen de la bibliografía sobre su presencia en agua de consumo y de la credibilidad de tal presencia ha demostrado que esta sustancia no está presente en aguas de consumo.

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.20, por los motivos indicados en el cuadro. Se proporcionan reseñas sobre cada una de estas sustancias en el capítulo 12.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.21, que cumplen todos los criterios de inclusión. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Cuadro 8.20 Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados para las que no se han establecido valores de referencia^{a,b}

Sustancia	Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia
1,3-Diclorobenceno	Los datos toxicológicos son insuficientes para poder calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
1,1-Dicloroetano	La base de datos sobre toxicidad y poder cancerígeno es muy limitada.
1,1-Dicloroetano	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Di(2-etilhexil)adipato	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Hexaclorobenceno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Metil- <i>terc</i> -butil-éter (MTBE)	Cualquier valor de referencia que pudiera calcularse sería significativamente mayor que las concentraciones a las que el MTBE se detectaría por el olor
Monoclorobenceno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos; además, el valor de referencia basado en efectos sobre la salud sería mucho mayor que el umbral gustativo y olfativo mínimo descrito.
Productos derivados del petróleo	En la mayoría de los casos, su sabor y olor serían detectables a concentraciones menores que las que serían peligrosas para la salud, sobre todo por exposición a corto plazo.
Triclorobencenos (total)	Se presentan en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos; además, el valor de referencia basado en efectos sobre la salud sería mayor que el umbral olfativo mínimo descrito.
1,1,1-Tricloroetano	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.

Cuadro 8.21 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud

Sustancias inorgánicas	Valor de referencia (mg/l)	Observaciones
Cadmio	0,003	
Cianuro	0,07	
Mercurio	0,006	Para mercurio inorgánico
Sustancias orgánicas	Valor de referencia ^a (µg/l)	Observaciones
Benceno	10 ^b	
Tetracloruro de carbono	4	
Di(2-etilhexil)ftalato	8	
1,2-Diclorobenceno	1000 (C)	
1,4-Diclorobenceno	300 (C)	
1,2-Dicloroetano	30 ^b	
1,2-Dicloroetano	50	
Diclorometano	20	
1,4-Dioxano	50 ^b	
Ácido edético (EDTA)	600	Aplicable al ácido libre
Etilbenceno	300 (C)	
Hexaclorobutadieno	0,6	
Ácido nitrilotriacético (ANT)	200	
Pentaclorofenol	9 ^b (P)	
Estireno	20 (C)	
Tetracloroetano	40	
Tolueno	700 (C)	
Tricloroetano	20 (P)	
Xilenos	500 (C)	

a P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero hay escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud; C = concentraciones de la sustancia iguales o menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud pueden afectar al aspecto, sabor u olor del agua, dando lugar a reclamaciones de los consumidores.

b El valor de referencia de las sustancias sin umbral es la concentración en el agua de consumo asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10⁻⁵ (un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren agua de consumo con una concentración de la sustancia igual al valor de referencia durante 70 años). Las concentraciones asociadas con valores máximos del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10⁻⁴ y 10⁻⁶ pueden calcularse multiplicando y dividiendo, respectivamente, el valor de referencia por 10.

8.5.3 Sustancias químicas de actividades agropecuarias

En la agricultura y la ganadería se utilizan sustancias químicas. El origen del nitrato puede ser la labranza, si no hay crecimiento vegetal que consuma los nitratos liberados por las plantas en descomposición, la aplicación de un exceso de fertilizantes inorgánicos u orgánicos, o los purines de la producción ganadera. La mayoría de las sustancias químicas que pueden generar las actividades agropecuarias son plaguicidas, aunque su presencia dependerá de numerosos factores, y no todos los plaguicidas se utilizan en todas las circunstancias o climas. Puede producirse contaminación por el arrastre de los plaguicidas por efecto de las lluvias tras su aplicación o por el uso de métodos inadecuados para su eliminación.

Algunos plaguicidas se utilizan también para usos no agropecuarios, como el control de malas hierbas en carreteras y líneas férreas. Estos plaguicidas también se incluyen en este apartado.

El cuadro 8.22 muestra sustancias químicas para las que no se han establecido valores de referencia debido a que un examen de la bibliografía sobre su presencia en aguas de consumo y de la credibilidad de tal presencia ha demostrado que estas sustancias no están presentes en aguas de consumo.

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.23, por los motivos indicados en el cuadro. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.24, que cumplen los criterios de inclusión. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Cuadro 8.22 Sustancias químicas de actividades agropecuarias excluidas del cálculo de valores de referencia

Sustancia	Motivo de exclusión
Amitraz	Se degrada rápidamente en el medio ambiente y no es previsible que existan concentraciones mensurables en el agua de consumo.
Clorobencilato	No es probable su presencia en agua de consumo.
Clorotalonilo	No es probable su presencia en agua de consumo.
Cipermetrina	No es probable su presencia en agua de consumo.
Deltametrina	No es probable su presencia en agua de consumo.
Diazinón	No es probable su presencia en agua de consumo.
Dinoseb	No es probable su presencia en agua de consumo.
Etilentiourea	No es probable su presencia en agua de consumo.
Fenamifós	No es probable su presencia en agua de consumo.
Formotión	No es probable su presencia en agua de consumo.
Hexaclorociclohexanos (mezcla de isómeros)	No es probable su presencia en agua de consumo.
MCPB	No es probable su presencia en agua de consumo.
Metamidofós	No es probable su presencia en agua de consumo.
Metomil	No es probable su presencia en agua de consumo.
Mírex	No es probable su presencia en agua de consumo.
Monocrotofós	Ha dejado de utilizarse en muchos países y no es probable su presencia en agua de consumo.
Oxamil	No es probable su presencia en agua de consumo.
Forato	No es probable su presencia en agua de consumo.
Propoxur	No es probable su presencia en agua de consumo.
Piridato	No es persistente y su presencia en agua de consumo es muy infrecuente.
Quintoceno	No es probable su presencia en agua de consumo.
Toxafeno	No es probable su presencia en agua de consumo.
Triazofós	No es probable su presencia en agua de consumo.
Óxido de tributilestaño	No es probable su presencia en agua de consumo.
Triclorfón	No es probable su presencia en agua de consumo.

Cuadro 8.23 Sustancias químicas de actividades agropecuarias para las que no se han establecido valores de referencia

Sustancia	Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia
Amoniaco	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Bentazona	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
1,3-Dicloropropano	Los datos son insuficientes para poder determinar un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Dicuat	Rara vez se encuentra en agua de consumo, pero puede utilizarse como herbicida

	acuático para el control de malas hierbas flotantes y sumergidas en lagunas, lagos y zanjas de riego.
Endosulfán	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Fenitrotión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Glifosato y AMPA	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Heptacloro y epóxido de heptacloro	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Malatión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Metil paratión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Paratión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Permetrina	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
2-Fenilfenol y su sal sódica	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Propanil	Se transforma rápidamente en metabolitos que son más tóxicos; no se considera pertinente establecer un valor de referencia para la sustancia original, y no hay datos adecuados para calcular los valores de referencia de los metabolitos.

Cuadro 8.24 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de actividades agropecuarias cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud

Sustancias que no son plaguicidas	Valor de referencia ^a (mg/l)	Observaciones
Nitrato (como NO ₃ ⁻)	50	Exposición a corto plazo
Nitrito (como NO ₂ ⁻)	3	Exposición a corto plazo
	0,2 (P)	Exposición prolongada
Plaguicidas usados en actividades agropecuarias	Valor de referencia ^a (µg/l)	Observaciones
Alacloro	20 ^b	
Aldicarb	10	Aplicable al aldicarb sulfóxido y al aldicarb sulfona
Aldrín y dieldrín	0,03	Aplicable a la suma de aldrín y dieldrín
Atrazina	2	
Carbofurán	7	
Clordano	0,2	
Clorotolurón	30	
Cianazina	0,6	
2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético)	30	Aplicable al ácido libre
2,4-DB	90	
1,2-Dibromo-3-cloropropano	1 ^b	
1,2-Dibromoetano	0,4 ^b (P)	
1,2-Dicloropropano (1,2-DCP)	40 (P)	
1,3-Dicloropropeno	20 ^b	
Dicloroprop	100	
Dimetoato	6	
Endrín	0,6	
Fenoprop	9	
Isoproturón	9	
Lindano	2	
MCPA	2	
Mecoprop	10	
Metoxicloro	20	
Metolacloro	10	
Molinato	6	
Pendimetalina	20	
Simazina	2	
2,4,5-T	9	
Terbutilazina	7	
Trifluralina	20	

^a P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero hay escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud.

^b El valor de referencia de las sustancias que se consideran cancerígenas es la concentración en el agua de consumo asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10^{-5} (un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren agua de consumo con una concentración de la sustancia igual al valor de referencia durante 70 años). Las concentraciones asociadas con valores máximos del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10^{-4} y 10^{-6} pueden calcularse multiplicando y dividiendo, respectivamente, el valor de referencia por 10.

8.5.4 Sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua de consumo o procedentes de materiales en contacto con el agua

El agua final puede contaminarse con sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua y sustancias procedentes de materiales en contacto con el agua.

Algunas sustancias se añaden deliberadamente al agua durante su tratamiento (aditivos directos), y algunas de ellas (por ejemplo, sales, monómeros o residuos de polímeros coagulantes) pueden quedar involuntariamente retenidas en el agua tratada. La cloramina y el cloro, por ejemplo, son aditivos añadidos deliberadamente, y su presencia como residuos de la desinfección produce efectos beneficiosos. Otras, como los SPD, se generan por interacciones químicas entre productos desinfectantes y sustancias presentes normalmente en el agua (véase el cuadro 8.25). También puede haber subproductos de la cloración y otros SPD en piscinas, y la exposición a estas sustancias por inhalación y por absorción cutánea será más importante (OMS, 2000).

Otras sustancias químicas, como el plomo o el cobre de tuberías o grifos de latón, y sustancias químicas de materiales de recubrimiento, pueden incorporarse al agua por contacto con superficies durante su tratamiento o distribución (aditivos indirectos).

Algunas sustancias químicas utilizadas en el tratamiento del agua (por ejemplo, el fluoruro) o en materiales en contacto con el agua de consumo (por ejemplo, el estireno) tienen otras fuentes principales y, por consiguiente, se tratan en profundidad en otros apartados de este capítulo.

Muchos de estos aditivos, tanto directos como indirectos, son componentes de procesos de elaboración de agua de consumo inocua. El método preferible de monitoreo y gestión es mediante el control del material o la sustancia química. Es importante optimizar los procesos de tratamiento y garantizar que se mantienen en funcionamiento óptimo, con el fin de controlar la formación de SPD y la presencia de residuos de sustancias químicas usadas en el tratamiento. La mejor forma de controlar la contaminación involuntaria causada por materiales de calidad deficiente no es establecer límites relativos a la calidad del agua tratada, sino aplicar especificaciones sobre la composición de los propios productos, mientras que la contaminación debida al uso inadecuado de aditivos puede evitarse proporcionando orientación sobre la forma correcta de usarlos. De forma similar, el establecimiento de normas sobre la calidad de las tuberías pueden evitar la posible contaminación del agua por materiales lixiviables. El control de la contaminación por recubrimientos aplicados *in situ* requiere el establecimiento de códigos de prácticas adecuados sobre su aplicación, además de controles de la composición de los materiales.

Hay en todo el mundo numerosos sistemas de evaluación y aprobación de aditivos, tanto nacionales como por organismos independientes; no obstante, muchos países no cuentan con sistemas de este tipo o no los aplican. Los gobiernos y otras organizaciones deberían considerar el establecimiento o adaptación de sistemas de gestión de aditivos y de normas de calidad de los productos y directrices sobre su uso que se aplicarían para determinar qué productos son aceptables para uso en contacto con el agua. Lo idóneo sería elaborar normas armonizadas entre países o sistemas de reconocimiento recíproco que reducirían costos y aumentarían el acceso a tales normas (véase también el apartado 1.2.9).

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.26, por los motivos indicados en el cuadro. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.27, que cumplen los criterios de inclusión. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Cuadro 8.25 Subproductos de la desinfección presentes en aguas desinfectadas (IPCS, 2000)

Desinfectante	Productos organohalogenados significativos	Productos inorgánicos significativos	Productos no halogenados significativos
Cloro/ ácido hipocloroso	Trihalometanos, ácidos haloacéticos, haloacetnitrilos, hidrato de cloral, cloropicrina, clorofenoles, <i>N</i> -cloraminas, halofuranonas, bromohidrinás	Clorato (principalmente por el uso de hipoclorito)	Aldehídos, cianoalcanóicos, ácidos alcanóicos, benceno, ácidos carboxílicos
Dióxido de cloro		Clorito, clorato	No se conocen
Cloramina	Haloacetnitrilos, cloruro	Nitrato, nitrito, clorato,	Aldehídos, cetonas

Ozono	de cianógeno, cloraminas orgánicas, cloramínicos, cloral, halocetonas hidrazina ácidos hidrato de Bromoformo, ácido Clorato, yodato, bromato, Aldehídos, cetoácidos, monobromoacético, ácido peróxido de hidrógeno, cetonas, ácidos carboxílicos dibromoacético, ácido hipobromoso, dibromoacetona, bromuro epóxidos, ozonatos de cianógeno
-------	---

Cuadro 8.26 Sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua o procedentes de materiales en contacto con el agua de consumo para las que no se han establecido valores de referencia

Sustancia	Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia
<i>Desinfectantes</i>	
Dióxido de cloro	Debido a la rápida descomposición del dióxido de cloro, y porque el valor de referencia provisional del clorito protege frente a la posible toxicidad del dióxido de cloro.
Dicloramina	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Yodo	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud, y es improbable la exposición durante toda la vida a yodo utilizado en la desinfección del agua.
Plata	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Tricloramina	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
<i>Subproductos de la desinfección</i>	
Bromocloroacetato	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Bromocloroacetónitrilo	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Cloroacetonas	Los datos disponibles no permiten calcular valores de referencia basados en efectos sobre la salud para ninguna de las cloroacetonas.
2-Clorofenol	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Cloropicrina	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Dibromoacetato	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
2,4-Diclorofenol	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Formaldehído	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Monobromoacetato	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
MX	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Tricloroacetónitrilo	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
<i>Contaminantes procedentes de sustancias químicas utilizadas en el tratamiento</i>	
Aluminio	Dadas las limitaciones de los datos de estudios con animales como modelo para seres humanos y la incertidumbre que presentan los datos de estudios con seres humanos, no puede determinarse un valor de referencia basado en efectos sobre la salud; no obstante, se determinan concentraciones factibles basadas en la optimización del proceso de coagulación en las plantas de tratamiento del agua de consumo que utilizan coagulantes de aluminio: 0,1 mg/l o menos en grandes instalaciones de tratamiento de agua, y 0,2 mg/l o menos en instalaciones pequeñas.
Hierro	No es peligroso para la salud a las concentraciones observadas normalmente en el agua de consumo; además, el sabor y aspecto del agua se ven afectados a concentraciones menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
<i>Contaminantes procedentes de tuberías y accesorios</i>	
Amianto (asbesto)	No hay pruebas sólidas de que la ingestión de amianto sea peligrosa para la salud.

Dialquilos de estaño	Los datos disponibles no permiten calcular valores de referencia basados en efectos sobre la salud para ninguno de los dialquilos de estaño.
Fluoranteno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Estaño inorgánico	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Cinc	No es peligroso para la salud en las concentraciones observadas normalmente en el agua de consumo, pero puede afectar a la aceptabilidad del agua.

Cuadro 8.27 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua o procedentes de materiales en contacto con el agua cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud

Desinfectantes	Valor de referencia ^a (mg/l)	Observaciones
Cloro	5 (C)	Para que la desinfección sea eficaz, debe haber una concentración residual de cloro libre $\geq 0,5$ mg/l tras un tiempo de contacto de al menos 30 min a pH $< 8,0$
Monocloramina	3	
Subproductos de la desinfección	Valor de referencia ^a ($\mu\text{g/l}$)	Observaciones
Bromato	10^b (A, T)	
Bromodichlorometano	60^b	
Bromoformo	100	
Clorato	700 (D)	
Clorito	700 (D)	
Cloroformo	300	
Cloruro de cianógeno	70	Para cianuro como total de compuestos cianógenos
Dibromoacetnitrilo	70	
Dibromoclorometano	100	
Dicloroacetato	50^b (T, D)	
Dicloroacetnitrilo	20 (P)	
Monocloroacetato	20	
Tricloroacetato	200	
2,4,6-Triclorofenol	200^b (C)	
Trihalometanos		La suma de los cocientes de la concentración de cada uno y sus respectivos valores de referencia no debe ser mayor que 1.
Contaminantes procedentes de sustancias químicas utilizadas en el tratamiento	Valor de referencia ^a ($\mu\text{g/l}$)	Observaciones
Acrilamida	$0,5^b$	
Epiclorhidrina	0,4 (P)	
Contaminantes procedentes de tuberías y accesorios	Valor de referencia ^a ($\mu\text{g/l}$)	Observaciones
Antimonio	20	
Benzo[a]pireno	$0,7^b$	
Cobre	2000	El agua puede manchar la ropa y los aparatos sanitarios a concentraciones menores que el valor de referencia.
Plomo	10	
Níquel	70	
Cloruro de vinilo	$0,3^b$	

^a P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero existe escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud; A = valor de referencia provisional porque el valor de referencia calculado es menor que el límite de cuantificación práctico; T = valor de referencia provisional porque el valor de referencia calculado es menor que el que es posible alcanzar mediante métodos de tratamiento prácticos, control de la fuente, etc.; D = valor de referencia provisional porque es probable que la desinfección ocasione la superación del valor de referencia; C = concentraciones de la sustancia iguales o menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud pueden afectar al aspecto, sabor u olor del agua y ocasionar reclamaciones de los consumidores.

^b El valor de referencia de las sustancias que se consideran cancerígenas es la concentración en el agua de consumo asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10^{-5} (un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren agua de consumo con una concentración de la sustancia igual al valor de referencia durante 70 años). Las concentraciones asociadas con valores máximos del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10^{-4} y 10^{-6} pueden calcularse multiplicando y dividiendo, respectivamente, el valor de referencia por 10.

Sustancias indicadoras utilizadas en el monitoreo de los subproductos de la cloración

Aunque se han establecido valores de referencia para varios subproductos de la cloración, los datos de sistemas de abastecimiento de agua de consumo indican que los trihalometanos y los ácidos haloacéticos son indicadores adecuados de la mayoría de los subproductos de la cloración. La mejor forma de controlar los subproductos de la cloración es eliminar las sustancias orgánicas precursoras, cuyo origen es generalmente natural. Puede medirse la concentración de trihalometanos y, en caso pertinente (por ejemplo, cuando se realiza la cloración del agua a pH bajo), la de ácidos haloacéticos, para optimizar la eficacia del tratamiento y para establecer los límites de otros parámetros operativos que pueden utilizarse para monitorear la eficacia del tratamiento. En tales circunstancias, pueden reducirse las frecuencias de monitoreo de otros subproductos de la cloración. Otro posible indicador puede ser la concentración total de organohalógenos, ya que aunque no hay una correlación estrecha entre dicha concentración y la de trihalometanos o la de ácidos haloacéticos, sí la hay con la concentración total de subproductos de la cloración.

No debe, en circunstancia alguna, ponerse en peligro la eficacia de la desinfección en el intento de alcanzar los valores de referencia para los SPD, incluidos los subproductos de la cloración, ni al tratar de reducir las concentraciones de estas sustancias.

Contaminantes procedentes del almacenamiento y la elaboración de soluciones de hipoclorito

Las soluciones de hipoclorito sódico se descomponen lentamente —más rápidamente a temperaturas más altas— generando iones clorato y clorito. Conforme la solución envejece y disminuye la concentración de cloro disponible, es necesario aumentar la dosis del producto para lograr la concentración de cloro residual deseada, aumentando así las cantidades de clorato y clorito añadidas al agua tratada. La descomposición del hipoclorito cálcico sólido es mucho más lenta, de modo que es menos probable que se produzca una contaminación significativa. No obstante, si se preparan soluciones de hipoclorito cálcico y se almacenan antes de usarlas, también se produciría la descomposición del hipoclorito y formación de clorato y clorito.

El hipoclorito sódico se elabora mediante electrólisis de cloruro sódico, que contiene, de forma natural, concentraciones pequeñas de bromuro sódico, de modo que la solución de hipoclorito sódico contendrá bromato y contaminará el agua tratada. La calidad y aceptabilidad del hipoclorito sódico dependerá en parte de la concentración de bromato residual. Los productos destinados a usos industriales pueden no ser aceptables para uso en agua de consumo. La oxidación a bromato del bromuro sódico presente en el cloruro sódico también se producirá en sistemas con generación electroquímica de hipoclorito *in situ*.

Contaminantes derivados del uso de ozono y dióxido de cloro

El uso de ozono puede hacer que aumente la concentración de bromato por la oxidación del bromuro presente en el agua. Por regla general, cuanto mayor sea la concentración de bromuro en el agua, mayor cantidad de bromato se producirá.

Las soluciones de dióxido de cloro pueden contener clorato como producto de reacciones que compiten con la reacción deseada de generación de dióxido de cloro. El ión clorito es un producto inevitable de la descomposición del dióxido de cloro; típicamente, del 60 al 70% de la dosis aplicada se convierte a clorito en el agua tratada.

8.5.5 Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública

Algunos plaguicidas se utilizan por motivos de salud pública, como los que se añaden al agua para controlar la presencia de larvas acuáticas de insectos perjudiciales para la salud pública (por ejemplo, de mosquitos que transmiten malaria y tifus). Existen actualmente cuatro insecticidas y una bacteria larvicida recomendados por la OMS (en el marco de su plan de evaluación de plaguicidas, WHOPES) para su adición al agua de consumo como larvicidas: temefós, metopreno, piriproxifeno, permetrina y *Bacillus thuringiensis israelensis*. De estos cuatro productos, sólo el piriproxifeno ha sido examinado hasta la fecha. Otros insecticidas que el WHOPES no recomienda añadir al agua por motivos de salud pública, pero que pueden utilizarse en algunos países como larvicidas acuáticos, o que se han utilizado para tal fin en el pasado, son el clorpirifós y el DDT.

Al considerar los plaguicidas que pueden añadirse al agua destinada al consumo humano, para fines de protección de la salud pública, debe procurarse no establecer valores de referencia tan estrictos que impidan su uso. Este planteamiento permite alcanzar un equilibrio adecuado entre la protección de la calidad del agua de consumo y el control de insectos perjudiciales para la salud pública. No obstante, se hace hincapié en que debe procurarse mantener la exposición general y la concentración de todos los larvicidas en los niveles más bajos que sea posible.

En cuanto a los demás grupos de sustancias químicas tratados en el presente capítulo, no es una categoría definida claramente. Incluye plaguicidas utilizados ampliamente para fines diferentes de la protección de la salud pública, por ejemplo, en el caso del clorpirifós, para fines agrícolas.

Para el control de insectos vectores de enfermedades, además del uso de larvicidas aprobados para uso en agua de consumo, deben considerarse otras medidas de control; por ejemplo, la cría de tipos adecuados de peces (por ejemplo, el gambusino, que come larvas de mosquitos) en masas de agua puede controlar adecuadamente las infestaciones y la proliferación de mosquitos. En zonas donde se acumula agua y crían los mosquitos su control debe basarse en el drenaje, sobre todo tras las lluvias.

En el cuadro 8.28 se muestran los valores de referencia calculados para estos larvicidas. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Cuadro 8.28 Valores de referencia correspondientes a plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud

Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública ^a	Valor de referencia (µg/l)
Clorpirifós	30
DDT y sus metabolitos	1
Permetrina	300
Piriproxifeno	300

^a La OMS únicamente recomienda el piriproxifeno para añadirlo al agua por motivos de salud pública. No recomienda el uso de permetrina para este fin, dada su política de excluir el uso de todos los piretroides para el control de larvas de mosquitos que actúan como vectores de enfermedades humanas. Esta política se basa en la preocupación por la posible aceleración del desarrollo de resistencia por parte de los vectores a los piretroides sintéticos, cuya aplicación como insecticidas en mosquiteras, es fundamental en la actual estrategia mundial de lucha contra la malaria.

8.5.6 Cianotoxinas

Las cianobacterias (véase también el apartado 11.5) proliferan en lagos, embalses, lagunas y ríos con poca corriente. Se conocen muchas especies que producen toxinas llamadas «cianotoxinas», varias de las cuales son perjudiciales para la salud. Hay cianotoxinas con diferentes estructuras químicas y pueden encontrarse en el interior de las cianobacterias o ser liberadas al agua. Las cianotoxinas conocidas tienen toxicidades muy diversas (así como las diferentes variantes estructurales dentro de un grupo, por ejemplo, las microcistinas), y es probable que existan más toxinas que todavía no se han descrito.

Las toxinas se clasifican, en función de su modo de acción, en hepatotoxinas —microcistinas y cilindrospermopsinas—, neurotoxinas —anatoxina-a, saxitoxinas y anatoxina-a(S)— y agentes irritantes o inflamatorios —lipopolisacáridos—. Producen hepatotoxinas diversas especies de los géneros *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis* y *Umezakia*. Las cianotoxinas que se producen con mayor frecuencia en concentraciones altas (>1 µg/l) son, al parecer, las microcistinas (oligopéptidos) y la cilindrospermopsina (un alcaloide), mientras que las neurotoxinas de cianobacterias sólo se acumulan, al parecer, en concentraciones altas ocasionalmente.

Las cianotoxinas pueden alcanzar concentraciones potencialmente peligrosas para la salud humana, sobre todo cuando se produce una alta densidad celular por una proliferación excesiva, lo que a veces se conoce como «floraciones» (*blooms*). Estas situaciones se producen como consecuencia de la existencia de concentraciones altas de nutrientes (fósforo y, a veces, nitrógeno) y pueden ser desencadenadas por condiciones como la estratificación de masas de agua y temperaturas suficientemente altas. Las floraciones suelen repetirse en las mismas masas de agua. Pueden acumularse células de algunas especies de cianobacterias en la superficie, como verdín, o en la termoclina de embalses con estratificación térmica. Estas acumulaciones pueden desarrollarse rápidamente y durar poco tiempo. En muchas circunstancias, las floraciones y acumulaciones son estacionales.

Existen diversas medidas de protección de los recursos y gestión de las fuentes que permiten reducir la probabilidad de que se produzcan floraciones, y algunos métodos de tratamiento, como la filtración y cloración, permiten eliminar las cianobacterias y las cianotoxinas. La filtración puede eliminar eficazmente las células de cianobacterias y, simultáneamente, con frecuencia, una proporción alta de las toxinas. La oxidación con ozono o cloro, aplicando concentraciones y tiempos de contacto suficientemente altos, puede eliminar eficazmente la mayoría de las cianotoxinas disueltas en el agua.

El análisis químico de la presencia de cianotoxinas no es el método preferible para el monitoreo sistemático, sino el monitoreo de signos de floración, o del potencial de desarrollo de floraciones, en el agua de origen, y el incremento de la vigilancia cuando se detectan tales signos. El análisis de las cianotoxinas exige tiempo, equipo y conocimientos, y el análisis cuantitativo de algunas cianotoxinas se ve obstaculizado por la falta de patrones analíticos. No obstante, han comenzado a comercializarse métodos rápidos, como el ELISA y los análisis enzimáticos, para unas pocas cianotoxinas, como las microcistinas.

El análisis químico de cianotoxinas es útil para evaluar la eficacia de las estrategias de tratamiento y preventivas, es decir, como forma de validación de las medidas de control contempladas en un PSA (véase el capítulo 4). Aunque se calculan valores de referencia cuando hay datos suficientes, su función primordial es el establecimiento de objetivos de las medidas de control.

Se ha establecido un valor de referencia provisional para la microcistina-LR, que cumple los criterios de inclusión (véase el cuadro 8.29). La microcistina-LR es una de las más tóxicas de entre las más de 70 variantes estructurales de microcistina. Aunque es, al parecer, una de las microcistinas más abundantes en todo el mundo, en muchas regiones no es la variante más común, y es probable que las otras sean menos tóxicas. El valor de referencia provisional correspondiente a la microcistina-LR puede utilizarse como sustituto más conservador para la evaluación de tales microcistinas y para el establecimiento de objetivos. En Chorus y Bartram (1999) se describe de forma más pormenorizada el uso de «equivalentes de concentración» o de «equivalentes de toxicidad» para comparar las microcistinas con la microcistina-LR.

Cuadro 8.29 Valores de referencia correspondientes a cianotoxinas cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud

	Valor de referencia ^a (µg/l)	Observaciones
Microcistina-LR	1 (P)	Para microcistina-LR total (suma de la libre y la intracelular)

^a P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero hay escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud.

8.6 Determinación de medidas locales de respuesta a problemas y situaciones de emergencia relativos a la calidad química del agua

Es difícil dar recomendaciones exhaustivas para las situaciones de emergencia en las que se produce una contaminación masiva del agua con sustancias químicas vertidas por accidente o por una acción deliberada. La mayoría de los valores de referencia recomendados en el presente documento (consulte el apartado 8.5 y el anexo 4) se refieren a un grado de exposición que se considera tolerable durante toda la vida, aunque para unas pocas sustancias químicas se consideran los efectos tóxicos agudos. El tiempo de exposición a una sustancia química, en una concentración mucho mayor que el valor de referencia, que ocasionaría efectos adversos para la salud dependerá de factores diferentes para cada contaminante. En una situación de emergencia, deberá consultarse a las autoridades de salud pública qué medidas son pertinentes.

El hecho de que se supere un valor de referencia no necesariamente conlleva un riesgo significativo para la salud ni un aumento del riesgo. Por lo tanto, la presencia en el agua, ya sea a corto o a largo plazo, de concentraciones de sustancias mayores que los valores de referencia no implica necesariamente que ésta no sea apta para el consumo. El exceso de exposición con respecto al valor de referencia y el tiempo durante el que puede mantenerse sin que afecte a la salud pública depende de la sustancia específica de que se trate. No obstante, la superación del valor de referencia debería ser una señal:

- como mínimo, para investigar la causa con vistas a aplicar las medidas correctoras pertinentes; y
- para pedir asesoramiento a la autoridad responsable de la salud pública acerca de las medidas oportunas que hay que adoptar, teniendo en cuenta la ingesta de la sustancia procedente de fuentes distintas al agua de consumo, su toxicidad, la probabilidad y la naturaleza de los posibles efectos adversos y la viabilidad de las medidas correctoras.

Si el exceso de exposición con respecto al valor de referencia es significativo o se prevé que vaya a durar más de unos pocos días, puede ser necesario actuar rápidamente para garantizar que se toman medidas para proteger la salud y se informa de la situación a los consumidores para que puedan actuar en consecuencia.

El principal objetivo cuando se supera el valor o valores de referencia de uno o más contaminantes químicos o en una situación de emergencia es evitar la exposición de la población a concentraciones tóxicas de los contaminantes. No obstante, al aplicar las Guías en tales circunstancias, es importante tener presente que, salvo que se cuente con otra fuente adecuada de agua de consumo, es prioritario mantener un suministro suficiente de agua. Si se produce un vertido de contaminantes químicos a una fuente de agua y alcanza a un sistema de abastecimiento de agua de consumo o si la contaminación se produce en el tratamiento o durante la distribución del agua, el objetivo principal es

reducir al mínimo el riesgo de efectos adversos sin interrumpir innecesariamente el uso del sistema de abastecimiento de agua.

Este apartado de las Guías puede ayudar a evaluar los riesgos asociados a una situación determinada y, sobre todo si existe un valor de referencia o una evaluación de riesgos fidedigna de otra fuente, a apoyar la toma de decisiones oportunas sobre medidas a corto y medio plazo. Los métodos propuestos sirven de base para el debate entre diversas autoridades y para juzgar la urgencia de la adopción de medidas ulteriores.

Normalmente, será preciso realizar un examen específico de la situación y se deberá recurrir a expertos adecuados. Es importante tener en cuenta las circunstancias locales, incluida la disponibilidad de otras fuentes de agua y la exposición al contaminante por otras fuentes, como los alimentos. También es importante considerar el tratamiento del agua aplicado o disponible y si reducirá la concentración de la sustancia.

Cuando no se conozca la naturaleza de la contaminación, se deberá recabar la opinión de expertos lo antes posible para determinar qué contaminantes están implicados y qué medidas pueden adoptarse para:

- evitar que los contaminantes entren en el sistema de suministro; o
- reducir al mínimo la exposición de la población y, por consiguiente, cualquier posibilidad de efectos adversos.

Un PSA deberá incluir la planificación de las respuestas tanto a sucesos predecibles como a «situaciones de emergencia» indefinidas. Esta planificación facilita una respuesta rápida y adecuada cuando se produzcan tales circunstancias (véase el apartado 4.4).

La planificación para situaciones de emergencia y para la respuesta a incidentes en los que se supere un valor de referencia, ya sea de contaminantes químicos o microbianos, se trata en el apartado 4.4. Las medidas para situaciones de emergencia se abordan más a fondo en el apartado 6.2 y, las correspondientes a la contaminación microbiana en el apartado 7.6.

8.6.1 Situaciones que desencadenan la adopción de medidas

Cabe mencionar las siguientes situaciones que desencadenan la adopción de medidas:

- detección de un vertido por el proveedor de agua de consumo, o notificación del vertido al proveedor;
- observación de objetos sospechosos, como recipientes vacíos de sustancias químicas, junto a una parte vulnerable del sistema de abastecimiento de agua de consumo;
- detección de una sustancia en el agua;
- cambio repentino del tratamiento del agua; o
- reclamaciones de consumidores (por ejemplo, olor, sabor o color inusuales).

8.6.2 Investigación de la situación

Cada incidente es único y es, por consiguiente, importante determinar los hechos asociados: el tipo de contaminante, su concentración probable y en cuánto se ha superado el valor de referencia, en su caso, así como la posible duración del incidente. Todos estos datos son importantes para determinar las medidas que deben adoptarse.

8.6.3 Consulta a las personas pertinentes

En cualquier situación de emergencia, es importante que haya una buena comunicación entre las diversas autoridades, sobre todo entre el proveedor de agua y las autoridades de salud. Serán, por lo general, las autoridades de salud quienes tomen las decisiones finales, pero para adoptar las decisiones más adecuadas es vital conocer el sistema de abastecimiento de agua y la naturaleza del suministro. Además, para gestionar con éxito los problemas y situaciones de emergencia relativos al agua de consumo, es fundamental una comunicación oportuna y clara con los consumidores.

La coordinación con autoridades clave se aborda en el apartado 4.4. Es particularmente importante informar a la autoridad de salud pública de toda situación en la que se supere o sea probable que se supere un valor de referencia, o de cualquier otra circunstancia que pueda probablemente afectar a la salud de las personas, y asegurarse de que la autoridad de salud pública participa en la toma de decisiones. Si se adoptan medidas para las que sea preciso informar a todos los consumidores o que impliquen el suministro de fuentes temporales de agua de consumo, deben participar también las autoridades civiles. La planificación de estas medidas es una parte importante de la elaboración de un

PSA. La participación temprana de las autoridades de salud pública permite que puedan obtener información de especialistas y contar con el personal adecuado.

8.6.4 Información a la población

Los consumidores pueden conocer la existencia de un posible problema de seguridad de su agua de consumo por los medios de comunicación, por sus propios sentidos o por redes informales. La falta de confianza de los consumidores en el agua de consumo o en las autoridades puede hacer que recurran a otras fuentes que pueden ser menos seguras. Los consumidores no solo tienen derecho a estar informados sobre la seguridad de su agua de consumo, sino que desempeñan una función importante de colaboración con las autoridades en caso de incidente, por sus propias acciones y adoptando las medidas necesarias en los hogares. La confianza y buena voluntad de los consumidores son extremadamente importantes, tanto a corto como a largo plazo.

Las autoridades de salud deben intervenir siempre que pueda ser necesario tomar una decisión de informar a la población sobre riesgos para la salud o sobre recomendaciones de adoptar medidas de protección de la salud como hervir el agua. Esta información debe proporcionarse de forma oportuna y clara.

8.6.5 Evaluación de la importancia para la salud pública y para las personas

Para evaluar la importancia de que se sobrepase un valor de referencia debe tenerse en cuenta lo siguiente:

- la información en la que se basa el cálculo del valor de referencia;
- la exposición a la sustancia en cuestión por otras vías (por ejemplo, los alimentos) en el ámbito local;
- los posibles subgrupos de población vulnerables; y
- las medidas de protección pertinentes en el ámbito local para evitar que la sustancia química contamine el agua de la fuente o el suministro si se produce un vertido.

Información en la que se basa el cálculo del valor de referencia

El cálculo de valores de referencia de contaminantes químicos se describe en el apartado 8.2.

La mayoría de los valores de referencia se determinan calculando una IDT o basándose en una IDT o IDA existente. A continuación, se asigna una proporción de la IDT o IDA al agua de consumo para tener en cuenta la exposición por otras fuentes, en particular por los alimentos. La asignación suele ser el 10%, pero puede ser tan baja como el 1% o tan alta como el 80%. En muchas circunstancias, un examen de las fuentes locales probables de exposición puede revelar que las fuentes diferentes del agua de consumo son menos significativas de lo supuesto y que es sensato asignar una proporción mayor de la exposición total al agua de consumo. Las reseñas del capítulo 12 y los documentos de referencia sobre todas las sustancias químicas abordadas en estas Guías (http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en, en inglés) proporcionan información adicional sobre fuentes probables de las sustancias químicas en cuestión, así como sobre sus factores de asignación. Cuando es preciso tomar decisiones rápidas relativas a estas sustancias químicas, puede asignarse al agua de consumo el 100% de la IDT durante un periodo breve (por ejemplo, unos pocos días) mientras se realiza un examen más a fondo. En el caso en que hubiera una exposición significativa por otras fuentes o que fuera probable que la exposición durara más de unos pocos días, puede asignarse una proporción mayor que la utilizada para calcular el valor de referencia, pero no superior al 100%.

En algunos casos, el valor de referencia se calcula a partir de estudios epidemiológicos o clínicos en seres humanos, pero en la mayoría de los casos (por ejemplo, el benceno y el bario), los estudios se refieren a la exposición a largo plazo, y no es probable que la exposición a corto plazo a concentraciones mayores que el valor de referencia constituya un riesgo significativo; no obstante, es importante recabar la asesoría de expertos. En otros casos de valores de referencia calculados a partir de estudios epidemiológicos, los efectos sobre la salud asociados son de tipo agudo (por ejemplo, nitrato/nitrito, cobre):

- El valor de referencia (50 mg/l) correspondiente al nitrato se basa en la metahemoglobinemia, o síndrome del recién nacido cianótico, en lactantes alimentados con biberón. Este efecto sobre la salud se complica por la presencia de contaminación microbiana, que puede aumentar significativamente el riesgo para este grupo de población. Se han producido muy pocos casos de metahemoglobinemia asociada a la presencia de nitratos en ausencia de contaminación fecal del agua de consumo. Como medida a corto plazo, no debe utilizarse agua para lactantes alimentados con biberón si contiene concentraciones de nitrato mayores que 100 mg/l; no obstante, puede utilizarse, si las autoridades médicas aumentan su vigilancia, cuando la concentración de nitrato sea de 50 a

100 mg/l, siempre que se sepa y se haya confirmado que el agua es microbiológicamente inocua. El valor de referencia correspondiente al nitrato se establece para un subgrupo de población específico y vulnerable (los lactantes alimentados con biberón), de modo que el valor de referencia será más que suficiente para proteger a los niños de mayor edad y a los adultos.

- El valor de referencia correspondiente al cobre se basa también en la exposición a corto plazo, pero su finalidad es proteger contra la irritación gástrica directa, un fenómeno dependiente de la concentración. El valor de referencia puede superarse, pero cuanto más aumente la concentración por encima del valor de referencia más aumentará el riesgo de que los consumidores padezcan irritación gastrointestinal. Puede evaluarse la incidencia de este tipo de irritación en poblaciones expuestas.

En algunos casos, el valor de referencia se calcula basándose en una estimación del riesgo de cáncer calculada a partir de datos de estudios con animales de laboratorio. En estos casos, la exposición a corto plazo (de unos meses a un año) a concentraciones hasta 10 veces mayores que el valor de referencia sólo aumentaría levemente el riesgo estimado de cáncer. Dado que la estimación del riesgo está sujeta a una gran variación, el aumento del riesgo puede ser nulo o muy pequeño. En tal circunstancia, aceptar un aumento de la concentración a un valor 10 veces mayor que el valor de referencia durante poco tiempo no produciría un efecto perceptible sobre el riesgo durante toda la vida. No obstante, se deberá procurar determinar si adquieren importancia otros criterios de valoración toxicológicos más importantes para la exposición a corto plazo, como la neurotoxicidad.

Evaluación de fuentes de importancia local de la sustancia en cuestión por otras vías de exposición

Las fuentes más útiles de información sobre la exposición local a sustancias por los alimentos y, en menor grado, por el aire y por otras vías medioambientales suelen ser organismos públicos que se ocupan de la contaminación de los alimentos y del medio ambiente. Otra fuente pueden ser las universidades. En ausencia de datos específicos, los documentos de referencia de las Guías consideran las fuentes de exposición y realizan una evaluación genérica que puede utilizarse para realizar una evaluación local del uso potencial de una sustancia química y de si sería probable que entrara en la cadena alimentaria. Puede obtenerse más información en el documento *Chemical Safety of Drinking-water: Assessing Priorities for Risk Management* (véase el apartado 1.3).

Subgrupos de población vulnerables

Algunas sustancias pueden ocasionar riesgos mayores para un subgrupo de población específico que para el resto de la población. La causa suele ser una exposición más alta (por ejemplo, los lactantes alimentados con biberón) o la existencia de una vulnerabilidad particular (por ejemplo, de la hemoglobina fetal al nitrato y nitrito). No obstante, algunos subgrupos de población con características genéticas diferenciadas pueden presentar una mayor vulnerabilidad a un tipo particular de toxicidad (por ejemplo, vulnerabilidad de los eritrocitos al estrés oxidativo en personas con carencia de glucosa-6-fosfato deshidrogenasa). Si la posible exposición por el agua de consumo en un incidente es mayor que la IDT o si es probable que la exposición dure más de unos pocos días, la situación deberá ser analizada en colaboración con las autoridades de salud. En tales circunstancias, puede ser posible adoptar medidas orientadas específicamente a evitar la exposición del grupo de población específico afectado, como suministrar agua embotellada para los lactantes alimentados con biberón.

Medidas específicas de atenuación del riesgo que afectan a su evaluación

Estas medidas se refieren a las actuaciones en el ámbito local o en los hogares que pueden afectar a la presencia de un contaminante determinado. Por ejemplo, la presencia de una sustancia volátil o termolábil se verá afectada por el calentamiento del agua para cocinar o elaborar bebidas. Si la población expuesta adopta estas medidas de forma sistemática, la evaluación de riesgos puede modificarse en consecuencia. Por otro lado, estas medidas pueden aplicarse en los hogares para reducir la exposición y permitir que no se interrumpa el suministro de agua.

8.6.6 Determinación de las medidas pertinentes

Para determinar las medidas pertinentes es preciso cotejar diversos riesgos. La interrupción del suministro de agua a los consumidores es una medida drástica que puede generar riesgos relacionados con la contaminación por agentes patógenos del agua almacenada en el hogar y limitar el uso de agua para la higiene y la protección de la salud. Si se comunica a los usuarios la recomendación de no beber el agua, podrán utilizarla para la higiene (para ducharse o bañarse), pero se presiona a los consumidores y a las autoridades a encontrar una fuente alternativa de agua inocua para beber y cocinar. En algunos casos, esta opción será cara y podría consumir recursos necesarios para cuestiones más importantes. Las medidas pertinentes se decidirán siempre teniendo en cuenta las circunstancias de cada caso, en colaboración con

otras autoridades, incluidas las autoridades civiles y de protección de la salud, que podrán estar obligadas a participar en la difusión de información a los consumidores, en el suministro de otras fuentes de agua o en la supervisión de la recogida de agua de depósitos móviles y camiones cisterna. La respuesta a un posible riesgo para la salud por una sustancia química contaminante no debe ocasionar un aumento del riesgo general para la salud derivado de la interrupción del suministro, contaminantes microbianos u otros contaminantes químicos.

8.6.7 Aceptabilidad para los consumidores

Aunque, en una situación de emergencia, suministrar agua que contenga una concentración de una sustancia mayor que la que normalmente sería deseable puede no suponer un riesgo excesivo para la salud, el agua puede no ser aceptable para los consumidores. Algunas sustancias que pueden contaminar el suministro de agua de consumo como consecuencia de vertidos pueden generar problemas organolépticos acusados. En estas circunstancias, el agua de consumo puede resultar tan desagradable que el agua resulte imbebible o que los consumidores recurran a otras fuentes de agua de consumo cuyo riesgo para la salud puede ser mayor. Además, si el agua está claramente contaminada, la percepción de la calidad deficiente del agua puede hacer que algunos consumidores se sientan indispuestos. La aceptabilidad por los consumidores es posiblemente el factor más importante que se debe tener en cuenta al decidir si recomendar o no a los consumidores que usen el agua para beber o cocinar.

8.6.8 Garantía de la adopción de medidas correctoras, prevención de la repetición de incidentes y actualización del plan de seguridad del agua

Son partes esenciales de la gestión de un incidente su documentación, las decisiones adoptadas y los motivos por los que se adoptan. Según se explicó en el capítulo 4, el PSA debe actualizarse teniendo en cuenta la experiencia adquirida. Esto incluiría asegurarse de que los problemas detectados en un incidente se corrigen. También implicaría, siempre que sea posible, corregir la causa del incidente, para evitar que se repita. Por ejemplo, si el incidente se ha debido a un vertido industrial, se puede asesorar a la industria responsable sobre el modo de evitar que se produzca otro vertido y la información puede difundirse a otras instalaciones industriales similares.

8.6.9 Mezclas

Un vertido puede contener más de un contaminante potencialmente peligroso para la salud (véase el apartado 8.2.9). En tales circunstancias, será conveniente determinar si las sustancias presentes interactúan. Si las sustancias tienen mecanismos o modos de acción similares, es oportuno considerarlas aditivas. En este sentido, es particularmente destacado el caso de algunos plaguicidas, como la atrazina y la simazina. En estas circunstancias, deben tenerse en cuenta las circunstancias locales al determinar las medidas pertinentes. Por lo general, deberá consultarse a especialistas.

8.6.10 Recomendaciones de evitar el consumo de agua

Las recomendaciones de evitar el consumo de agua tienen muchas características comunes con las recomendaciones de hervir el agua (véase el apartado 7.6.1), pero son menos frecuentes. Al igual que las recomendaciones de hervir el agua, son una medida drástica que debe aplicarse sólo cuando existan pruebas de que la recomendación es necesaria para reducir un riesgo sustancial para la salud pública. Si se recomiendan otras fuentes de agua, debe prestarse atención particular a los posibles peligros de tipo microbiológico de dichas fuentes. Las recomendaciones de evitar el consumo de agua se aplican cuando el parámetro en cuestión no puede eliminarse hirviendo el agua o cuando existen también riesgos significativos por contacto cutáneo con el contaminante o por su inhalación. También pueden promulgarse recomendaciones de evitar el consumo de agua cuando se detecta en el sistema de distribución una sustancia química o agente desconocido. Es importante que las recomendaciones de evitar el consumo de agua informen de que hervir el agua no es un medio eficaz o suficiente de reducir el riesgo.

Como en el caso de las recomendaciones de hervir el agua, los proveedores de agua, conjuntamente con las autoridades de salud pública, deben elaborar protocolos para la promulgación de recomendaciones de evitar el consumo de agua. Los protocolos deben elaborarse antes de que se produzca un incidente e incorporarse a los PSA. Las decisiones de promulgar recomendaciones se realizan frecuentemente en un plazo corto, y el desarrollo de medidas durante un incidente puede complicar la toma de decisiones, dificultar la comunicación y socavar la confianza de la población.

Además de la información descrita en el apartado 4.4.3, los protocolos deben proporcionar la información siguiente a la población general y a grupos específicos:

- criterios que determinarán la promulgación y revocación de las recomendaciones;

- actividades afectadas por la recomendación; y
- otras fuentes de agua inocua para beber y para otros usos domésticos.

Los protocolos deben especificar mecanismos de comunicación de las recomendaciones de evitar el consumo de agua. Pueden disponerse mecanismos diferentes en función de la naturaleza del sistema de abastecimiento y del tamaño de la comunidad afectada, por ejemplo:

- comunicados difundidos por televisión, radio, o prensa;
- comunicación, por teléfono, correo electrónico o fax, a centros, grupos comunitarios y autoridades locales específicos;
- colocación de anuncios en lugares bien visibles;
- comunicación en persona; y
- comunicación por correo.

Los métodos elegidos deben proporcionar una garantía razonable de que la recomendación se notifica, a la mayor brevedad posible, a todos los afectados, incluidos los residentes en el lugar, quienes trabajen en el mismo y quienes se encuentren allí de viaje.

La promulgación de una recomendación de evitar el consumo de agua puede ser necesaria, por ejemplo, tras la contaminación —por ejemplo, química, radiológica o microbiana— accidental, natural o malintencionada que produzca:

- la superación, por un margen significativo, de un valor de referencia, que pueda constituir una amenaza para la salud por exposición a corto plazo;
- concentraciones de una sustancia química sin valor de referencia que puedan constituir una amenaza para la salud por exposición a corto plazo; y
- olor o sabor significativos, sin fuente conocida o que pudieran generar ansiedad considerable en la población.

Cuando se promulguen recomendaciones de evitar el consumo de agua, deben proporcionar información sobre las mismas cuestiones incluidas en las recomendaciones de hervir el agua (véase el apartado 7.6.1), aunque las recomendaciones relativas a los usos y usuarios afectados variarán en función de la naturaleza del problema. Por ejemplo, para concentraciones altas de contaminantes que únicamente son preocupantes desde el punto de vista del consumo de agua para beber o cocinar, debe recomendarse a la población que evite consumir el agua para beber, elaborar alimentos y bebidas frías, fabricar hielo y para actividades de higiene personal como lavarse los dientes. Cuando la recomendación se deba a la existencia de concentraciones altas de sustancias químicas que pueden causar irritación en la piel o los ojos o problemas digestivos, debe recomendarse a la población que no utilice el agua para beber, cocinar, lavarse los dientes, ni bañarse o ducharse. Por otro lado, puede promulgarse una recomendación específica de evitar el consumo de agua cuando exista la posibilidad de que la contaminación pueda afectar a subgrupos de población vulnerables, como mujeres embarazadas o lactantes alimentados con biberón.

En cuanto a las recomendaciones de hervir el agua, puede ser preciso dirigir recomendaciones específicas a dentistas, médicos, hospitales y otros centros de salud, guarderías, escuelas, proveedores y fabricantes de alimentos, hoteles, restaurantes y operadores de piscinas públicas.

Las recomendaciones de evitar el consumo de agua no deben conllevar la interrupción del suministro, ya que el agua será, por lo general, adecuada para el uso en inodoros y otros usos, como el lavado de ropa. No obstante, será preciso proporcionar otras fuentes adecuadas de agua, como agua embotellada o agua transportada en carretillas o cisternas, para beber y para otros usos domésticos.

Los criterios para revocar las recomendaciones de evitar el consumo de agua se basarán por lo general en pruebas de que se ha eliminado la fuente de las concentraciones altas de contaminantes peligrosos, los sistemas de distribución se han purgado adecuadamente y el agua es segura para beber y para otros usos. En edificios, deben purgarse también los depósitos y las instalaciones de fontanería internas.