

CAPÍTULO III. CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA

ÍNDICE

1. AGUA A TRATAR.....	1
1.1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.2. CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE DE AGUA	1
1.2.1. <i>Ciclo Hidrológico</i>	1
1.2.2. <i>Fuentes de Agua Superficial</i>	2
1.2.3. <i>Fuentes de Agua Subterránea</i>	4
1.3. FACTORES QUE INFLUYEN SOBRE LA CALIDAD DE LAS FUENTES DE AGUA	5
1.3.1. <i>Factores Naturales</i>	5
1.3.1.1. Clima	5
1.3.1.2. Características de la Cuenca	6
1.3.1.3. Geología	6
1.3.1.4. Crecimiento Microbiológico (Nutrientes).....	6
1.3.1.5. Incendios	8
1.3.1.6. Intrusión Salina.....	8
1.3.1.7. Estratificación Térmica	8
1.3.2. <i>Factores Humanos</i>	9
1.3.2.1. Fuentes Puntuales.....	9
1.3.2.2. Fuentes No Puntuales	12
1.4. PROGRAMAS DE MANEJO DE LA CALIDAD DE FUENTES DE SUMINISTRO DE AGUA.....	15
1.4.1. <i>Calidad de los Cuerpos de Agua</i>	15
1.4.2. <i>Protección de Fuentes de Agua</i>	23
1.4.3. <i>Programas de Protección de Fuentes de Agua Subterránea</i>	25
1.4.4. <i>Monitoreo de Calidad de Aguas</i>	26
1.4.5. <i>Criterios de Calidad Biológicos</i>	28
1.4.6. <i>Manejo de Aguas de Lluvia</i>	31
1.4.6.1. Medidas de Manejo de Aguas de Lluvia	31
1.5. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DEL AGUA SEGÚN SU USO	33
2. AGUA TRATADA.....	47
2.1. INTRODUCCIÓN.....	47

2.2. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS	48
2.2.1. Importancia de la Contaminación Microbiológica.....	48
2.2.1.1. Bacterias	50
2.2.1.2. Protozoos.....	50
2.2.1.3. Virus	52
2.2.1.4. Helmintos	52
2.2.1.5. Otros Organismos Patógenos.....	53
2.2.2. Indicadores de la Calidad Microbiológica	53
2.2.2.1. Coliformes Totales	54
2.2.2.2. Coliformes Termotolerantes.....	54
2.2.2.3. Escherichia Coli	54
2.2.2.4. Clostridia Reductores de Sulfitos.....	55
2.2.2.5. Estreptococos Fecales	55
2.2.2.6. Bacterias Aerobias Heterotróficas.....	55
2.2.2.7. Métodos de Detección	55
2.2.3. Criterios de Calidad Microbiológica	56
2.2.3.1. Calidad Bacteriológica.....	57
2.2.3.2. Calidad Viroológica	57
2.2.3.3. Calidad Parasitológica.....	58
2.2.4. Eficiencia de los Distintos Procesos de Tratamiento en la Eliminación de Patógenos	58
2.2.4.1. Almacenamiento.....	59
2.2.4.2. Coagulación, Floculación, Sedimentación.....	59
2.2.4.3. Filtración Rápida y Lenta en Arena	59
2.2.4.4. Desinfección	60
2.3. ASPECTOS BIOLÓGICOS.....	60
2.3.1. Introducción	60
2.3.2. Invertebrados	61
2.3.3. Bacterias del Hierro y del Azufre	62
2.3.4. Hongos.....	62
2.3.5. Algas	63
2.3.5.1. Problemas Causados por las Algas	66
2.3.6. Actinomicetos	68
2.3.7. Cianobacterias	69
2.3.8. Criterios de Calidad Biológica.....	71
2.3.9. Vigilancia de la Calidad Biológica del Agua de Bebida.....	72
2.4. ASPECTOS QUÍMICOS.....	74
2.4.1. Criterios de Evaluación Química de Aguas de Bebida - Introducción.....	74
2.4.2. El Concepto de Riesgo.....	75
2.4.3. Identificación del Peligro	76
2.4.4. Relación Entre la Dosis y el Efecto.....	77
2.4.4.1. Estudios de Toxicidad Animal	77
2.4.4.2. Observaciones en Seres Humanos	78
2.4.4.3. Dosis-Respuesta	79
2.4.5. Estimación del Riesgo en Seres Humanos.....	79
2.4.5.1. Método de la Ingesta Diaria Aceptable (Se Supone Umbral).....	80
2.4.5.2. Método de Estimación del Riesgo (No Se Supone Umbral)	82
2.4.5.3. Clasificación de las Sustancias Respecto a su Potencial Carcinogénico	86
2.4.6. Componentes Químicos Inorgánicos.....	87

2.4.7. Componentes Químicos Orgánicos	105
2.4.7.1. Plaguicidas	107
2.4.8. Subproductos de la Desinfección	109
2.4.8.1. Desinfectantes	110
2.4.8.2. Subproductos de la Desinfección (SPD) de Interés Para la Salud	111
2.4.8.3. Valores Guías de la OMS Para Desinfectantes y Subproductos de la Desinfección	112
2.4.8.4. Riesgos Químicos y Microbianos de la Desinfección del Agua y la Prevención de la Transmisión de Enfermedades Hídricas	113
2.4.8.5. Riesgos de la Cloración - Estrategias	114
2.4.8.6. Recomendaciones	116
2.5. ASPECTOS DE ACEPTABILIDAD	117
2.5.1. Introducción	117
2.5.2. Parámetros Físicos	117
2.5.2.1. Sabor y Olor	117
2.5.2.2. Color	118
2.5.2.3. Temperatura	118
2.5.2.4. Turbiedad	119
2.5.3. Componentes Inorgánicos	119
2.5.4. Componentes Orgánicos	120
2.5.5. Desinfectantes y sus Productos Secundarios	120
2.6. ASPECTOS RADIOLÓGICOS	120
2.6.1. Exposición a la Radiación Ambiental	120
2.6.2. Potenciales Efectos Sobre la Salud de la Exposición a Radiaciones	121
2.6.3. Valores Guías de la OMS	121
2.7. NORMAS INTERNACIONALES	122
2.7.1. Canadá	122
2.7.2. Comunidad Económica Europea	124
2.7.3. U.S.EPA	124
2.8. NORMAS VIGENTES EN EL PAÍS	125
2.8.1. Antecedentes	125
2.8.2. Código Alimentario Argentino	126
2.8.3. Normas del COFES de 1996	127
2.8.4. Comentarios y Recomendaciones Sobre las Normas Existentes	128
2.9. VIGILANCIA DE LA CALIDAD MICROBIOLÓGICA Y FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA	133
2.9.1. Introducción	133
2.9.2. Programas de Muestreo	134
2.9.2.1. Sitios de Muestreo	134
2.9.2.2. Momentos de Muestreo	136
2.9.2.3. Frecuencia del Muestreo	137
2.9.2.4. Tipos o Procedimientos de Muestreos	138
2.9.3. Vigilancia del Cumplimiento de las Normas	138
2.9.4. Parámetros y Frecuencias de Muestreo Propuestos por el COFES	139
2.9.4.1. Agua Sometida a Tratamiento Antes del Ingreso a la Red de Distribución	140
2.9.4.2. Agua en la Red de Distribución	141
2.10. MÉTODOS PARA LAS DETERMINACIONES DE LABORATORIO	143
2.11. DEFINICIONES Y ABREVIATURAS	143
3. BIBLIOGRAFÍA	145

LISTA DE ILUSTRACIONES

TABLAS

Tabla 1. Factores que influyen en la calidad de las fuentes de agua	5
Tabla 2. Criterios de categorización del contenido de nutrientes de un cuerpo de agua. (SEPA, 1991)	7
Tabla 3. Niveles guía de referencia de la Delegación Argentina ante la Comisión de Calidad de Aguas del Tratado de la Cuenca del Plata.....	17
Tabla 4. Clasificación de cuerpos de agua receptores su uso. (Anexo b1, Ley 24051).....	18
Tabla 5. Niveles guía de calidad de agua para fuentes de agua de bebida humana con tratamiento convencional	21
Tabla 6. Estándares de calidad de las aguas del Río Uruguay – Usos legítimos preponderantes	22
Tabla 7. Clasificación de las aguas según NB-592.....	23
Tabla 8. Tipos de monitoreos más frecuentes y sus objetivos. (Chapman, 1992)	27
Tabla 9. Tecnologías de tratamiento	34
Tabla 10. Tecnologías de tratamiento de acuerdo con el parámetro a controlar.....	46
Tabla 11. Organismos patógenos transmitidos por el agua.....	49
Tabla 12. Tratamientos recomendados para distintas fuentes a fin de obtener agua con un riesgo insignificante de presencia de virus	57
Tabla 13. Listado de algas sápidas y olorosas.....	67
Tabla 14. Algas que comúnmente obstruyen los filtros.....	68
Tabla 15. Límites para invertebrados en Sudáfrica.....	72
Tabla 16. Algunos tipos de estudios de toxicidad animal.....	78
Tabla 17. Ejemplo de determinación de los niveles de efecto en un estudio	80
Tabla 18. Factores de incertidumbre.....	81
Tabla 19. Clasificación de sustancias según otros organismos.....	87
Tabla 20. Evaluación del riesgo de determinados desinfectantes y de los subproductos de la desinfección	113
Tabla 21. Clasificación de olores y sabores por grupos y frecuencia	118
Tabla 22. Tabla comparativa de distintas normas internacionales de agua potable	123
Tabla 23. Componentes inorgánicos y físicos.....	129
Tabla 24. Componentes orgánicos.....	130
Tabla 25. Plaguicidas	131
Tabla 26. Desinfectantes	131
Tabla 27. Subproductos de la desinfección.....	132
Tabla 28. Calidad microbiológica	132
Tabla 29. Frecuencias mínimas de la toma de muestras del agua de bebida en el sistema de distribución	137
Tabla 30. Numero Mínimo de muestras y frecuencia de muestreo para análisis bacteriológico y químico sumario en el agua tratada antes del ingreso a la red.....	140
Tabla 31. Numero Mínimo de muestras y frecuencia de muestreo para análisis completo en el agua tratada antes del ingreso a la red de distribución.....	141
Tabla 32. Número mínimo de muestras y frecuencia de muestreo para análisis microbiológico en el agua en la red de distribución.....	142

FIGURAS

Figura 1. Ciclo hidrológico	2
Figura 2. Esquema de una cuenca hídrica	3
Figura 3. Agua subterránea	4
Figura 4. Estratificación térmica	9
Figura 5. Bacilariofíceas y euglenofita	65
Figura 6. Algas verdes	66
Figura 7. Cianobacterias.....	70
Figura 8. Modelo para evaluación y manejo del riesgo OMS (1985)	75
Figura 9. Modelo para evaluación y manejo del riesgo – U.S.EPA (1983)	75
Figura 10. Curva dosis-respuesta, extrapolación a bajas dosis	84

1. AGUA A TRATAR

1.1. INTRODUCCIÓN

El crecimiento de la población y el desarrollo industrial han modificando en el pasado, y continuarán haciéndolo en el futuro, la calidad del agua utilizada como fuente de abastecimiento a poblaciones. Por lo tanto, los criterios de calidad de las fuentes de agua de abastecimiento no deben considerarse como conceptos estáticos e inamovibles sino más bien deben comprenderse dentro de un marco global de cambio constante. Los criterios actuales de calidad del agua como fuente de abastecimiento están basados en la capacidad de los procesos disponibles para remover en forma efectiva los contaminantes indeseados y alcanzar así las normas de agua de consumo. En la medida en que las posibilidades técnicas de tratamiento avanzan y las normas de calidad del agua de bebida se hacen más exigentes, los criterios de calidad para las fuentes de agua se irán modificando.

Tan importantes como los criterios para la selección de una fuente de agua potable son los criterios de protección de la misma para su uso actual y futuro. La protección de la calidad de la fuente de agua facilita la producción económica de agua segura y aumenta su valor. Un manejo adecuado de la fuente debe tener en cuenta los impactos que producen los fenómenos naturales y los factores de orden antropogénico sobre la calidad del agua de forma de poder estimar las consecuencias en el corto y largo plazo. En este mundo de recursos finitos, cada vez resulta más evidente la importancia de la protección de las fuentes de agua. Por otra parte, a medida que aumentan las exigencias respecto de la calidad del agua potable la implementación de criterios de protección de la calidad de la fuente de agua cobra mayor importancia económica. La protección de la fuente de agua es la primera fase del proceso destinado a entregar agua potable y segura, por lo tanto, debe tenerse en cuenta en la operación de cualquier sistema de abastecimiento.

1.2. CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE DE AGUA

El abastecimiento de agua a una población puede realizarse a partir de una fuente de tipo superficial o subterránea. En general las aguas superficiales y los recursos subterráneos de un área particular, se encuentran relacionados e interconectados por el ciclo hidrológico.

1.2.1. Ciclo Hidrológico

Se define al ciclo hidrológico como la circulación constante del agua a través de la corteza de la superficie terrestre y la atmósfera. El ciclo hidrológico se inicia en la evaporación del agua de los océanos, donde el vapor de agua resultante es transportado por las masas de aire en movimiento.

Bajo condiciones adecuadas el vapor se condensa para formar las nubes, las cuales pueden transformarse en precipitación. La precipitación puede presentarse en diferentes formas: lluvia, nieve y granizo. Gran parte de esta lluvia es retenida sobre la superficie del

suelo, regresando eventualmente a la atmósfera por evaporación y transpiración de las plantas. Otra porción del agua que precipita, escurre en forma superficial o a través del suelo, alcanzando luego las vías de drenaje. Otra parte se infiltra y percola más profundamente en el suelo para alimentar los acuíferos subterráneos, quedando una parte retenida en el perfil como agua edáfica.

Tanto el escurrimiento superficial como el agua subterránea, se mueven a zonas más bajas, incorporándose finalmente en los océanos, donde se evapora nuevamente para continuar el ciclo (**Figura 1**).

El concepto de ciclo hidrológico es importante en el desarrollo de una estrategia de manejo de la calidad de fuentes de agua, puesto que constituye una vía de ingreso de diversos tipos de contaminantes.

El manejo de la calidad de las fuentes de agua, tiene por objetivo minimizar el ingreso de contaminantes a los recursos que se utilizarán como fuente de abastecimiento de agua para bebida.

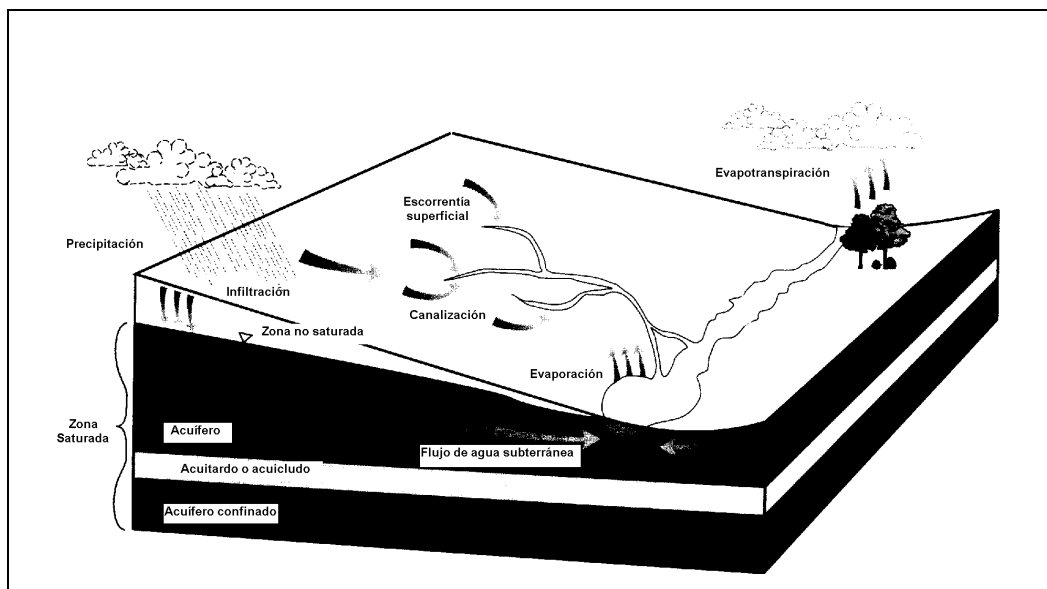


Figura 1. Ciclo hidrológico

1.2.2. Fuentes de Agua Superficial

Este término se utiliza para describir al agua que circula sobre la superficie del suelo.

Puede presentarse en forma correntosa como en el caso de corrientes, ríos y arroyos, o quieta si se trata de lagos, reservorios, embalses y lagunas. El agua superficial se produce por la escorrentía generada a partir de las precipitaciones y por la infiltración de aguas subterráneas. Para propósitos regulatorios, suele definirse al agua superficial como toda agua abierta a la atmósfera y sujeta a escorrentía superficial. Una vez producida, el agua superficial sigue el camino que le ofrece menor resistencia. Una serie

de arroyos, riachuelos, corrientes y ríos llevan el agua desde áreas con pendiente descendente hacia un curso de agua principal. Esta área de drenaje suele denominarse como divisoria de aguas o cuenca de drenaje (**Figura 2**). Una divisoria de aguas es una cuenca circundada por un surco de gran profundidad, que separa áreas de drenaje diferentes.

La calidad del agua está fuertemente influenciada por el punto de la cuenca en que se desvía para su uso. La calidad de corrientes, ríos y arroyos, varía de acuerdo a los caudales estacionales y puede cambiar significativamente a causa de las precipitaciones y derrames accidentales. Los lagos, reservorios, embalses y lagunas presentan en general, menor cantidad de sedimentos que los ríos, sin embargo están sujetos a mayores impactos desde el punto de vista de actividad microbiológica. Los cuerpos de agua quietos tales como lagos y reservorios, envejecen en un período de tiempo relativamente grande como resultado de procesos naturales. Este proceso de envejecimiento está influenciado por la actividad microbiológica que se encuentra relacionada directamente con los niveles de nutrientes en el cuerpo de agua y puede verse acelerada por la actividad humana.

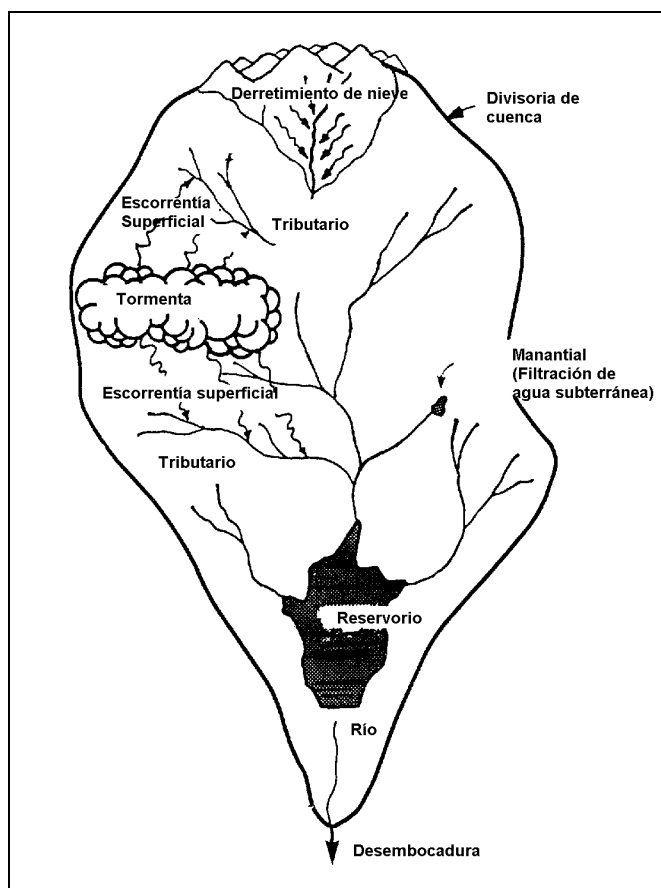


Figura 2. Esquema de una cuenca hídrica

1.2.3. Fuentes de Agua Subterránea

Aunque aquí se presenta una breve descripción de los elementos que constituyen las fuentes de aguas subterráneas, sus características se encuentran desarrolladas en el capítulo correspondiente a Hidrogeología.

Puede definirse al agua subterránea como la porción de agua subsuperficial que está sometida a una presión mayor que la atmosférica, de modo que fluye dentro de cavidades abiertas dentro de la tierra o que se mueve a través de su superficie bajo la forma de filtraciones o manantiales.

El agua subterránea puede ingresar por varios caminos: proviene por ejemplo de la percolación de la precipitación directa, la infiltración de depósitos de agua superficiales y de la recarga artificial. Al mismo tiempo, existen varias vías de salida tales como la evaporación de agua libre o bien de la humedad del terreno, la evapotranspiración, que se debe básicamente a la utilización y evaporación del agua por medio de la vegetación, escapes a ríos o arroyos o bien sistemas hechos por el hombre como los pozos de suministro.

El suelo que se encuentra por debajo de la superficie terrestre se compone de dos zonas hidrogeológicas diferentes; la zona no saturada y la zona saturada. La zona no saturada constituye un sistema de tres fases: sólido, líquido y gas. Los sólidos generalmente están constituidos por materiales inorgánicos y orgánicos. La materia orgánica corresponde a los restos de plantas y animales sepultados y que se encuentran en diferentes etapas de degradación.

La fase líquida está constituida por agua la cual contiene sólidos disueltos. Por su parte, la fase gaseosa incluye vapor de agua y otros gases presentes en la atmósfera aunque no necesariamente en la misma proporción.

La zona saturada, en cambio, comprende a todos los materiales ubicados por debajo del nivel freático tal como se muestra en la **Figura 3**.

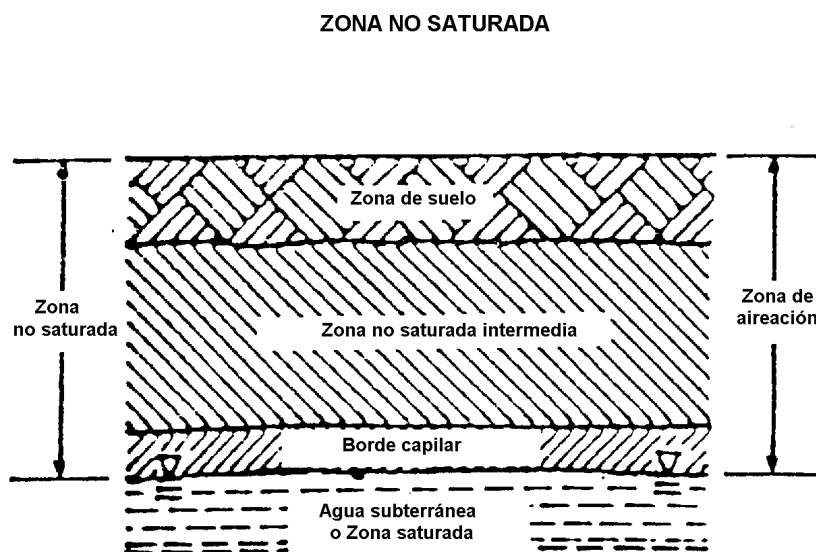


Figura 3. Agua subterránea

1.3. FACTORES QUE INFLUYEN SOBRE LA CALIDAD DE LAS FUENTES DE AGUA

La calidad de las fuentes de agua depende tanto de factores naturales como de factores humanos. El gerenciamiento de la calidad de una fuente de agua debe comenzar con la identificación de los factores involucrados que afectan individual o conjuntamente a su calidad.

El nivel de impacto de los factores operativos varía en función del tipo y características de la fuente involucrada. Así por ejemplo, las aguas superficiales son en general más vulnerables a la contaminación de origen antropogénico que las aguas subterráneas, por su exposición directa a la actividad humana. En contrapartida, una fuente superficial puede restaurarse más rápidamente que una fuente subterránea a través de ciclos de escorrentía estacionales. Los efectos sobre la calidad serán distintos para lagos y embalses que para ríos, y diferentes para acuíferos de roca o de arena y grava.

Un programa de manejo de fuentes de agua debe tomar en cuenta la naturaleza del suministro tanto como los factores que influyen sobre la calidad del agua. Estos factores se clasifican en naturales y humanos de acuerdo a la **Tabla 1**:

Factores Naturales	Factores Humanos	
	Puntuales	No puntuales
Clima	Descargas de efluentes domésticos	Agricultura
Características de la cuenca	Descargas de efluentes industriales	Ganadería
Geología	Manejo de residuos peligrosos	Escorrentía urbana
Crecimiento microbiológico	Drenaje en minas	Explotación del suelo
Incendios	Derrames y descargas accidentales	Rellenos
Acciones volcánicas		Erosión
Intrusión Salina		Deposición atmosférica
Estratificación térmica		Actividades recreativas

Tabla 1. Factores que influyen en la calidad de las fuentes de agua

1.3.1. Factores Naturales

Los factores naturales no pueden controlarse fácilmente y pueden tener un impacto significativo sobre la calidad de una fuente de agua. Los factores que se deben considerar son: clima, características de la cuenca, geología, crecimiento microbiológico, fuego, intrusión salina y estratificación térmica o de densidad.

1.3.1.1. Clima

El efecto principal causado por condiciones climáticas que afecta la calidad del agua es la precipitación. Los climas húmedos o con períodos de precipitación de régimen considerable pueden dar lugar a velocidades de escorrentía elevadas o favorecer condiciones de inundación que pueden causar la resuspensión de los sedimentos,

incrementando los niveles de turbiedad, color, metales u otro tipo de contaminantes. En condiciones de sequía prolongada, los niveles bajos de drenaje pueden generar estancamiento, incrementando en consecuencia, la posibilidad de actividad microbiológica y crecimiento de algas. Del mismo modo, se incrementa el impacto de descargas de fuentes puntuales por la reducción en el efecto de dilución y en la capacidad asimilativa del cuerpo de agua.

La temperatura también es un factor climático importante que afecta la velocidad de la actividad biológica, la concentración de oxígeno y los coeficientes de transferencia de masa.

1.3.1.2. Características de la Cuenca

Las diferentes características naturales de una cuenca de drenaje pueden tener un efecto significativo en la calidad del agua. Así, por ejemplo, la topografía afecta la velocidad de flujo. Las pendientes pronunciadas pueden erosionar la capa superficial de suelo o las márgenes de ríos o arroyos, introduciendo residuos, sedimentos y nutrientes que pueden incrementar el contenido de algas, color y turbidez. El tiempo de residencia en lagos y reservorios también es función de la topografía y afecta la calidad del agua, afectando la sedimentación y la actividad biológica. Otro aspecto de importancia es la descomposición de la cubierta vegetal que produce color y es una fuente de compuestos húmicos y fúlvicos, frecuentemente asociados con la formación de subproductos de desinfección.

La cubierta vegetal, sin embargo, actúa como filtro natural frente a la acción de la escorrentía de contaminantes provenientes de fuentes no puntuales, ejerciendo un mecanismo de protección a la actividad humana.

1.3.1.3. Geología

La geología local impacta en forma directa sobre la calidad de fuentes superficiales y subterráneas. Un agua subterránea que presenta dureza elevada, por ejemplo, deriva de una formación geológica subterránea con un contenido de calcio y magnesio considerable. Los suelos juegan un rol importante por su capacidad amortiguadora en la escorrentía de la precipitación ácida. La presencia de radionúclidos en aguas subterráneas, tales como el radón, o la presencia de cenizas generadas en erupciones volcánicas, constituyen ejemplos del efecto significativo que ejerce la geología sobre la calidad del agua.

1.3.1.4. Crecimiento Microbiológico (Nutrientes)

El estado de un cuerpo de agua dependen de los niveles de nutrientes y actividad microbiológica. El ciclo de vida natural de un cuerpo de agua involucra tres estados conocidos como niveles tróficos: oligotrófico (concentración de nutrientes y actividad microbiológica bajas), mesotrófico (concentración de nutrientes y actividad microbiológica moderadas) y eutrófico (concentración de nutrientes y actividad microbiológica altas).

En la mayoría de lagos, ríos y corrientes de agua, la producción de plantas está principalmente regulada por la disponibilidad de fósforo. Se verifica que los lagos que presentan un contenido de fósforo elevado sufren un gran crecimiento de algas generando turbidez en el agua y produciéndose acumulaciones de algas sobre sus costas. De igual forma, en el largo plazo también se favorece el crecimiento de

vegetación con raíces. Por estos motivos es que el estado trófico de los lagos y cursos de agua generalmente se expresa en función de su concentración de fósforo.

Sin embargo, en algunos casos particulares, como por ejemplo cuerpos de agua que se encuentran muy eutrofizados, los niveles de fósforo pueden ser tan altos que el suministro de nitrógeno puede llegar a ser el limitante de la producción vegetal.

La Agencia de Protección Ambiental Sueca ha establecido una categorización del estado trófico de los cuerpos de agua superficiales en función de su concentración de nutrientes, la cual se presenta en la **Tabla 2**.

Concentración de fósforo total µg/L	Concentración de nitrógeno total mg/L	Clase	Calificación de la concentración del nutriente correspondiente	Código de color
≤ 7.5	≤ 0.30	1	Muy baja	Azul oscuro
7.5 - 15	0.30 - 0.45	2	Baja	Azul claro
15 - 25	0.45 - 0.75	3	Moderadamente alta	Amarillo
25 - 50	0.75 - 1.50	4	Elevada	Anaranjado
> 50	> 1.50	5	Muy elevada	Rojo

Tabla 2. Criterios de categorización del contenido de nutrientes de un cuerpo de agua. (SEPA, 1991)

Los efectos sobre la calidad del agua asociados con la eutrofización comprenden principalmente:

- Disminución de los niveles de oxígeno.
- Incremento de la actividad biológica.
- Concentraciones elevadas de color y turbiedad.

En consecuencia, pueden surgir problemas operativos, entre los que se puede mencionar: interferencias en el sistema de tratamiento, obturación de los filtros y problemas de olor y sabor.

El indicador de eutrofización más común es la presencia de algas, en especial las del tipo azul-verdosas. Suelen producirse crecimientos desmedidos de la población de algas, causando problemas antiestéticos y sobre la calidad del cuerpo de agua. Es muy común que durante los meses de invierno en que la temperatura del agua es baja y se tienen períodos de luz más cortos, se produzca una disminución de la actividad fotosintética. Durante este tiempo los nutrientes permanecen disponibles y se van acumulando.

Cuando los días se alargan y la temperatura aumenta, se produce un incremento de la actividad microbiológica con un crecimiento desmedido de la población de algas. Este incremento continúa hasta que se agotan los nutrientes del medio, produciéndose entonces la disminución de la población de microorganismos.

La deficiencia de oxígeno causada por la actividad microbiológica, desarrolla un ambiente reductor que produce la solubilización de minerales y nutrientes que se encuentran presentes en los sedimentos.

1.3.1.5. Incendios

Aunque los incendios forestales pueden ocurrir como resultado de la actividad humana, el fuego se considera como un factor natural, puesto que este tipo de desastres suele producirse por la combinación de sequía y luz.

La destrucción de bosques puede producir efectos adversos sobre la calidad del agua, ya que al eliminarse su función de filtro natural, aumenta la velocidad de drenaje superficial, incrementándose la probabilidad de erosión. Por otra parte las cenizas pueden lixiviar nitratos, mientras que la madera carbonizada contribuye a incrementar el contenido de fenol que al combinarse con el cloro produce problemas de olor y sabor.

Sin embargo, los incendios forestales tienen un efecto positivo, ya que son un medio natural de rejuvenecimiento de los bosques.

1.3.1.6. Intrusión Salina

Es una fuente de contaminación debida al movimiento permanente o temporal del agua salada que desplaza al agua dulce.

La intrusión salina puede ocurrir tanto en fuentes superficiales como subterráneas que se encuentren ubicadas en regiones costeras.

En el caso de aguas subterráneas, la explotación del acuífero puede producir un abatimiento del nivel estático tal que genere un movimiento de la interfase salina, con lo cual ingresa el agua salada.

1.3.1.7. Estratificación Térmica

La mayoría de los lagos y reservorios con una profundidad de más de 5 metros se estratifican durante gran parte del año. Este fenómeno se desarrolla durante la primavera debido a que la superficie se calienta por la radiación atmosférica y solar. Como la densidad del agua disminuye con la temperatura se produce una situación de equilibrio hidrodinámico, en donde la capa más liviana sobrenada a la más pesada.

Como consecuencia, se desarrolla una estructura térmica vertical con una capa superior bien mezclada llamada epilimnio, seguida por una región de rápido descenso de temperatura llamada termoclina, y una tercera capa de agua más densa y fría llamada hipolimnio. (**Figura 4**).

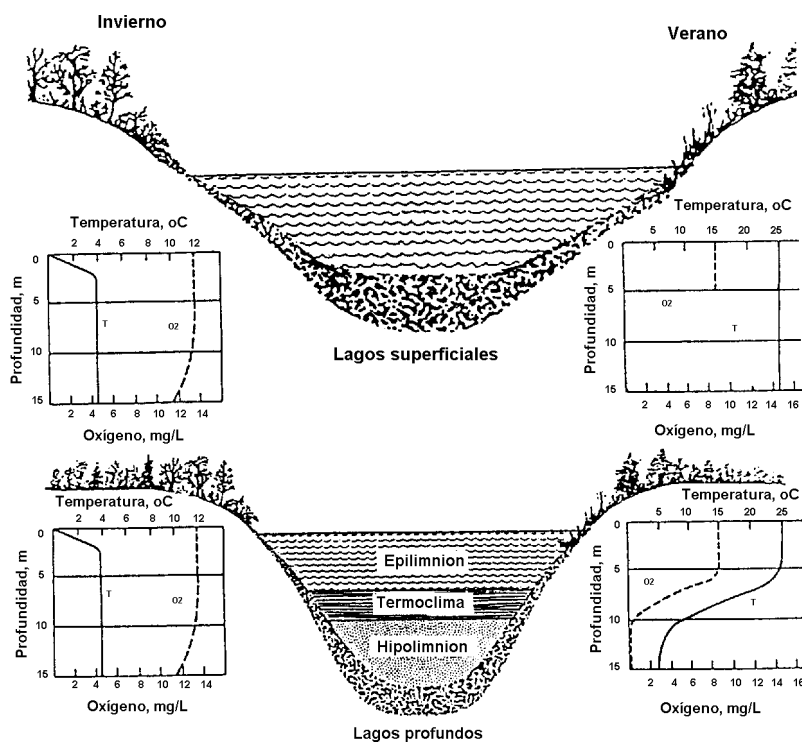


Figura 4. Estratificación térmica

1.3.2. Factores Humanos

Los factores humanos que influyen en la calidad de las fuentes de agua suelen categorizarse en dos tipos: puntuales y no puntuales. Las puntuales son aquellas fuentes de contaminación caracterizadas por descargas únicas o discretas, en las que los contaminantes se vuelcan desde una única área geográfica aislada o confinada. En contraposición las no puntuales, involucran fuentes de contaminación difusas y comprenden actividades que abarcan una mayor área, pudiendo causar la contaminación general del agua subterránea.

1.3.2.1. Fuentes Puntuales

Se pueden clasificar como fuentes puntuales:

- Descargas de efluentes domésticos.
- Descargas de efluentes industriales.
- Operaciones con residuos peligrosos.
- Drenaje en minas.
- Derrames y descargas accidentales.

- Pozos abandonados.
- Disposición de barros de perforación de la industria petrolera.

Descargas de efluentes domésticos

El impacto de las descargas de efluentes domésticos sobre un cuerpo receptor depende de la cuenca, de la calidad en la corriente y de la existencia de otras descargas. El diseño y operación de las unidades de tratamiento de efluentes es fundamental para evaluar y mantener un control consistente de la calidad de la fuente de agua que se recibe. Cualquier desbalance o interrupción que se produzca en el sistema de tratamiento, puede conducir al incumplimiento de los estándares de calidad de vuelco y en la aparición de efectos adversos en el cuerpo receptor. Las pérdidas de conductos cloacales, pueden producir la descarga de efluente no tratado a fuentes de agua, introduciendo cantidades importantes de contaminantes, así como produciendo la disminución de la concentración de oxígeno disuelto en el medio.

Los sistemas de tanque séptico o absorbente, también constituyen una fuente potencial de contaminación del agua subterránea, por cuanto que parte del efluente que percola en el suelo puede producir degradación de las napas por un incremento de la concentración de nitratos, bacterias y carga orgánica.

Este fenómeno se producirá en particular en aquellos casos en los que se observa un diseño inapropiado del sistema, mala elección del sitio de emplazamiento, así como construcción y mantenimiento inadecuados.

También puede presentarse el caso de que el deterioro de la fuente de agua por descarga de aguas residuales domésticas sea tan grave que una planta ya existente se vea obligada a salir de servicio. Esto sucedió en Japón en 1970 con la planta potabilizadora de Tamagawa, que tomaba agua de la cuenca baja del Río Tama, el cual resultó seriamente contaminado como consecuencia del desarrollo urbano que tuvo lugar a partir de la década de 1960 (Kawakita, 1998).

Descargas de efluentes industriales

Las diversas actividades industriales pueden afectar la calidad de una fuente a través de la descarga de contaminantes, ya sea en el agua, suelo o aire. La introducción de contaminantes en el ambiente puede producirse por descargas regulares o bien por derrames o pérdidas accidentales. Las lagunas de tratamiento, por ejemplo, pueden perjudicar la calidad de las aguas subterráneas por la percolación a través del suelo.

Otra fuente potencial de contaminación de las napas, que en los últimos años ha aumentado notablemente, es la pérdida de los tanques de almacenamiento subterráneos. Las emisiones de chimeneas pueden producir contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, ya sea en forma local o regional.

En cuencas muy industrializadas, como es el caso de la cuenca del Río Ruhr, donde vierten sus efluentes líquidos plantas de tratamiento de diverso porte, son esenciales el monitoreo de rutina en el corto plazo y los programas de investigación a largo plazo para evaluar el resultado de las medidas de control de la calidad del agua (Imhoff y otros, 1997). El mantenimiento inadecuado y la operación descuidada de las plantas de tratamiento son una causa frecuente de contaminación. Existen dispositivos detectores equipados con resinas de intercambio que se pueden localizar en las descargas

industriales a fin de verificar vertidos ilegales en forma retrospectiva, de forma de rastrear y condenar al emisor.

Algunas operaciones industriales utilizan la inyección en pozos profundos para la disposición de residuos, pudiéndose producir contaminación de las aguas subterráneas si se realiza en lugares que presentan fisuras verticales o en estratos fracturados.

Manejo de residuos peligrosos

El manejo de residuos peligrosos incluye una serie de etapas, entre las que se pueden mencionar: transporte, almacenamiento, tratamiento y disposición. La operación de una unidad de residuos peligrosos dentro de una cuenca o de un acuífero requiere de la aplicación de medidas de prevención a fin de evitar descargas accidentales de residuos que puedan contaminar la fuente de agua potable. Por ejemplo, en el estado de Washington (EEUU) la ciudad de Reston ha adoptado estándares técnicos especiales para reducir el potencial de derrames provenientes de nuevas instalaciones que almacenen o utilicen residuos peligrosos a fin de proteger la zona de recarga de su fuente de agua subterránea (USAID y otros, 1992).

Cuando la fuente de residuos peligrosos es difusa, como en el caso de pesticidas provenientes de un área agrícola, generalmente la planta de potabilización debe agregar etapas de tratamiento adicionales para cumplir con los niveles de calidad de agua de bebida, lo cual incrementa notablemente sus costos. Frecuentemente se encuentra que las prácticas de utilización de los pesticidas son deficientes. A veces se puede encontrar alternativas de cooperación entre la institución encargada de gestionar la calidad del agua a tratar y los agricultores por medio de la intervención de las agencias de extensión agrícola, las cuales capacitan a los usuarios de pesticidas.

Drenaje en minas

La extracción o excavación de minerales de áreas superficiales o subterráneas puede crear condiciones que afecten la calidad de las aguas. La perturbación de la topografía junto con el aumento de la velocidad de escorrentía, producen erosión y resuspensión de sedimentos, color y turbidez. Generalmente, el drenaje de actividades mineras, ocasiona cambios en la acidez del curso receptor, con lo cual podría producirse la resuspensión de contaminantes, tales como hierro y manganeso.

Derrames y descargas accidentales

En general, los derrames y descargas accidentales o intencionales se producen en conjunción con las diversas actividades humanas y en una gran variedad de formas. Las cuencas atravesadas por autopistas o carriles de carga están más expuestas a accidentes y derrames químicos. Este tipo de incidentes también se presenta con frecuencia en instalaciones que almacenan productos derivados del petróleo.

Las pérdidas provenientes de cañerías y tanques de almacenamiento subterráneo son de especial interés puesto que la descarga puede no ser detectada por largos períodos, contaminando áreas muy extensas. Los derrames de petróleo y otros productos de baja densidad suelen ser más fáciles de eliminar porque tienden a flotar por encima del nivel freático. Los compuestos volátiles se encuentran en general en la fase gaseosa y escapan como vapores u olores. Algunas sustancias, tales como benceno, tolueno y xilenos pueden quedar atrapados en el suelo en fase adsorbida, mientras que otro tipo de especies forman parte de la fase soluble dentro del agua subterránea. Los materiales

solubles son más difíciles de tratar ya que pueden requerir la aplicación de metodologías de neutralización, oxidación, precipitación o adsorción. En algunas situaciones los compuestos pueden disiparse a través de procesos naturales de asimilación y degradación.

Pozos abandonados

Existen numerosos ejemplos de pozos abandonados ya sea de origen municipal o privado, sin embargo son de particular interés aquellos asociados a las actividades de explotación de gas y de petróleo.

Un pozo de gas o de petróleo comprende diferentes fases en su ciclo de vida: perforación, producción, estimulación, disposición de salmueras y abandono. Un aspecto de importancia es que la contaminación de las napas puede ocurrir en cualquiera de estas fases si no se realiza un planeamiento, diseño e implementación adecuados.

Tanto el deterioro de las envolturas como así también los pozos que no han sido tapados, pueden ofrecer aberturas para la migración de contaminantes hacia los acuíferos. Del mismo modo, las operaciones de inyección a presión pueden resultar críticos en este aspecto.

Disposición de barros de perforación de la industria petrolera

La perforación rotativa es probablemente el método más utilizado en las actividades de exploración de gas y de petróleo. Un componente básico del método rotativo es el fluido de perforación, que consiste de un barro compuesto de agua, arcilla y otros aditivos, que sirven para una variedad de propósitos entre los que se puede mencionar el enfriamiento y lubricación del instrumento de perforación, descargas de arena y cortes a la superficie y minimización de los daños a la formación geológica.

Una vez que se han completado las operaciones de perforación, estos fluidos deben disponerse, para lo cual se procede a la evaporación del líquido y el enterramiento de los barros sobre el terreno o el transporte del fluido a un sitio aprobado de disposición externo. La decisión en cuanto al lugar de disposición está asociada a la potencial contaminación de los cuerpos superficiales y subterráneos, que puede ocurrir por filtraciones.

1.3.2.2. Fuentes No Puntuales

Las fuentes no puntuales o difusas involucran grandes áreas de contaminación, por lo cual son más difíciles de controlar que las fuentes puntuales.

Se pueden clasificar como fuentes difusas:

- Agricultura
- Ganadería
- Drenaje urbano
- Explotación del suelo
- Rellenos

- Deposición atmosférica
- Actividades recreativas

Agricultura

La agricultura es una industria que comprende una variedad de actividades, muchas de las cuales representan fuentes potenciales de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, entre las que se pueden citar la aplicación de productos químicos, la presencia de desechos animales, residuos de la irrigación, pesticidas y sedimentación.

Probablemente, los contaminantes más importantes relacionados con las actividades mencionadas son los nitratos y agroquímicos que comprende a los pesticidas, herbicidas y fertilizantes. El nitrato es la forma del nitrógeno más comúnmente encontrada en la naturaleza, porque es el producto de la oxidación del amoníaco y del nitrógeno orgánico que se lleva a cabo por la acción de bacterias aeróbicas. La contaminación de las aguas por nitratos tiene gran importancia por los efectos que tiene sobre la salud, en especial en los infantes. Los agroquímicos son compuestos químicos orgánicos, de estructura compleja, muy estables y persistentes en la naturaleza, causantes de efectos adversos sobre la salud.

Otro factor que puede afectar la calidad de las aguas es la erosión causada por la aplicación de técnicas de cultivo inapropiadas, que producen un aumento de la concentración de sedimentos, color y turbiedad.

Ganadería

La presencia de ganado constituye una fuente de contaminación bacteriana sobre aguas superficiales y subterráneas. Por ejemplo, la cría intensiva de ganado genera un aporte de nitratos a las fuentes de agua subterránea y de bacterias coliformes fecales a las fuentes de agua superficial.

Escorrentía urbana

El drenaje que proviene de las carreteras, autopistas, avenidas y áreas comerciales contiene diversos contaminantes que se mueven desde la superficie hacia los cuerpos receptores. Dentro de los contaminantes encontrados frecuentemente, se puede hacer referencia a los productos del petróleo, metales provenientes de los automotores, tales como cadmio y plomo, sales y sedimentos que se originan por la erosión del suelo. Las poblaciones urbanas densamente pobladas centralizan el impacto producido por las actividades humanas, en áreas relativamente pequeñas, concentrando de este modo los efectos de la contaminación.

Explotación del suelo

El desarrollo de tierras que anteriormente se consideraban como rurales implica la aparición de una gran variedad de efectos que influirán en la calidad del agua. La explotación disminuye las zonas buffer de cubierta vegetal que actúan naturalmente como filtro de drenajes, incrementándose los coeficientes de escorrentía y, en consecuencia, la probabilidad de erosión y arrastre de sedimentos.

Rellenos

Los rellenos y otras formas de disposición sobre el terreno pueden amenazar a las formaciones de agua subterránea por la generación de lixiviados de baja calidad, entendiéndose por lixiviado a la combinación del agua de infiltración debido a las precipitaciones con cualquier líquido que se libera en el relleno como resultado de la consolidación del mismo.

Las fuentes de líquido pueden contribuir en mayor medida a la generación de lixiviado, son: las precipitaciones que caen directamente sobre el relleno, el flujo superficial que se desplaza sobre el relleno y el ingreso de agua subterránea adyacente al relleno.

Como la precipitación no puede controlarse, la minimización de la cantidad de lixiviado producido se logra a través de procedimientos de diseño del sitio que puedan aumentar la escorrentía y la evapotranspiración, como puede ser por ejemplo el diseño adecuado de la cubierta. La composición química del lixiviado dependerá de la naturaleza de los desechos y de las condiciones dentro del relleno, como por ejemplo la temperatura, el contenido de humedad, la profundidad del relleno, el estado de descomposición, la capacidad de las capas intermedias de suelo para remover los contaminantes y la calidad del agua que ingresa al relleno. De todos modos, se requiere la instalación de sistemas de recolección, almacenamiento, tratamiento y disposición del lixiviado generado, así como la implementación de planes de monitoreo.

Deposición atmosférica

La contaminación atmosférica transportada a grandes distancias y depositada sobre la superficie terrestre como precipitación, constituye una fuente no puntual de gran interés e importancia creciente. Actualmente se utiliza el término *lluvia ácida* para describir el fenómeno de deposición atmosférica. Este fenómeno, que se ha incrementado en los últimos años, ejerce efectos perjudiciales sobre el suelo, la calidad de las aguas subterráneas así como en la acidificación de lagos y reservorios, afectando la vida acuática y la actividad biológica en general.

El grado de acidez del agua tiene un efecto directo sobre los organismos acuáticos ya que afecta su equilibrio entre el medio interno y externo del organismo, alterando así una serie de funciones metabólicas. Asimismo, la acidez del agua determina las formas o especies en que muchas sustancias, por ejemplo metales, se presentan en el ambiente, afectando así, en forma indirecta, a los organismos acuáticos.

Por lo tanto, desde el punto de vista ambiental, la capacidad que tiene el agua (alcalinidad) para neutralizar un ingreso de acidez aportado por la lluvia es muy importante. A partir del momento en que esta capacidad neutralizante del agua se agota, el cuerpo de agua comienza a acidificarse sensiblemente.

Sin embargo, el problema de la lluvia ácida no ha sido fácil de abordar y ha causado muchas discusiones y controversias. En principio toda precipitación pluvial es por naturaleza ácida en alguna medida. La materia orgánica en descomposición, el movimiento del mar, y las erupciones volcánicas entre otros factores, contribuyen a la acumulación de moléculas precursoras de ácidos en la atmósfera. El principal factor atmosférico es el dióxido de carbono, el cual hace que la lluvia sea levemente ácida (pH aproximadamente 5.6) aún en los medios naturales más prístinos.

En algunas partes del mundo, el pH de la lluvia ha descendido muy por debajo de 5.6. Por ejemplo, en el noreste de los Estados Unidos de Norteamérica, el pH promedio de la lluvia es de 4.6 y no es raro encontrar lluvias con valores de pH de 4.0, lo cual implica un nivel de acidez 1000 veces mayor que el correspondiente al agua destilada. Para comprender esto es necesario recordar que el pH se mide en una escala logarítmica. También se han registrado episodios de neblinas con un pH inferior a 3.0 en el sur de California (Holmes y otros, 1993).

No hay dudas de que los contaminantes producidos por el hombre aceleran la acidificación de la lluvia. Las emisiones de dióxido de azufre (SO₂) y óxidos de nitrógeno (NO_x) se transforman en ácidos en la atmósfera, a través de la cual generalmente viajan largas distancias antes de precipitar en la forma de lluvia ácida o nieve.

Hay dos aspectos a considerar en relación con la lluvia ácida: los cambios en las características de los lixiviados y el movimiento a través de los suelos de los constituyentes químicos contenidos en la precipitación.

Se han realizado trabajos que revelan que la movilización y lixiviado de los metales pesados aumenta con el incremento de la lluvia ácida. Por otra parte, al poseer un valor de pH tan bajo, comienzan a producirse reacciones químicas con las rocas y suelos, lo cual lleva a un aumento en la mineralización de las capas de agua subterránea, que en definitiva se traduce en una disminución de la calidad de la misma. Un fenómeno común que acompaña al agua subterránea ácida es un aumento en el contenido de aluminio, que puede atribuirse a la formación de sulfato de aluminio soluble que lixivia hacia las capas de agua subterránea, fenómeno que ocurre por la destrucción de la capacidad de intercambio catiónico del suelo.

Actividades recreativas

Las actividades recreativas tales como natación, camping y náutica, pueden afectar la calidad de aguas superficiales, aunque aún no se han definido el alcance e importancia de los impactos que pueden producir, por lo cual constituye un tema sujeto a debate continuo.

1.4. PROGRAMAS DE MANEJO DE LA CALIDAD DE FUENTES DE SUMINISTRO DE AGUA

En los últimos años, la disminución de espacios abiertos, el crecimiento de la población y el aumento del tiempo de esparcimiento, ha creado presión pública para la realización de actividades tales como pesca, natación, camping, náutica, caza en las fuentes de abastecimiento. En la actualidad se enfatiza la necesidad de proteger a las fuentes, recomendándose que cualquier actividad recreativa se realice bajo supervisión muy estricta de la institución de abastecimiento.

1.4.1. Calidad de los Cuerpos de Agua

Las fuentes de abastecimiento de agua deben considerarse como un ecosistema, cuyas características pueden variar no solamente en forma estacional sino también a lo largo de los años durante los cuales se las utiliza. Por lo tanto, la elección de una fuente de agua, además de responder a los requerimientos que demanda el uso de agua de bebida,

también debe prever la aparición de problemas que, con el tiempo, puedan hacer inviable la tecnología de tratamiento adoptada. El crecimiento urbano e industrial previsto así como los usos del suelo actuales y futuros en la cuenca hidrográfica brindan elementos necesarios para trazar un cuadro preliminar que permita decidir sobre la conveniencia de adoptar un cuerpo de agua como fuente de abastecimiento.

Si bien el desarrollo de tecnologías de tratamiento ha ampliado enormemente, desde el punto de vista técnico, el espectro de fuentes posibles para agua de consumo, el factor económico puede hacer que un sistema de tratamiento determinado no sea factible.

Los niveles guía de calidad de agua indican las características necesarias para cumplir adecuadamente con los usos deseados, mientras que el estándar de calidad implica un valor de cumplimiento obligatorio (Thomann y otros, 1987).

En nuestro país, puede tomarse como marco de referencia para la calidad de fuentes de agua de bebida a los niveles guía preparados por la Delegación Argentina ante la Comisión de Calidad de Aguas del Tratado de la Cuenca del Plata (**Tabla 3**) y los niveles guía incluidos en el Anexo b1 de la Ley N° 24051 de Residuos Peligrosos (**Tabla 4**). Además, existen criterios de calidad de agua para cuencas específicas establecidos por las autoridades de cuenca respectivas.

Parámetro	Unidad	Usos				Observación
		I	II	III	IV	
Temperatura	° C	*	*	*	*	
Turbidez	UNT	*	*	*	*	
Ph	U pH	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	
Conductividad	μS/cm	*	*	*	*	
Oxígeno disuelto	mg/l	> 5	> 5	>4	>5	
DBO 20 ° c	mg/l	< 3	< 3	<3	<3	
Cloruros	mg/l	250	*	250	*	
Nitrógeno amoniacal	mg N/l	< 0,5	*	*	0,02 +	+ Como NH3
Nitrógeno de nitratos	mg N/l	< 10	*	*	*	
Nitrógeno de nitritos	mg N/l	< 0,1	*	*	< 0,05	
Coliformes totales	NMP/100 ml	< 5000#	*	< 1000	*	#80% de los datos deben cumplir
Colifecales	NMP/100 ml	< 1000#	< 200	*	*	
Fenoles	mg/l	< 0,001	*	*	< 0,001	
Cianuros	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,005	
Arsénico	mg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	
Cadmio	mg/l	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,0002	
Cobre	mg/l	< 0,10	*	< 0,20	< 0,002	
Plomo	mg/l	< 0,05	*	< 0,05	< 0,001	
Cinc	mg/l	< 5	< 5	< 5	< 0,03	
Cromo	mg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,002	
Hierro total	mg/l	*	*	< 5		
Mercurio	μg/l	< 0,2	< 0,2	*	< 0,1	
D.Q.O.	mg/l	*	*	*	*	
Fósforo total	mg/l	*	*	*	*	
Detergentes	mg/l	> 0,5	*	*	*	
Hid. totales	μg/l	< 0,2	*	*	*	
Plaguicidas	ng/l	+	*	*	+	+ ver Referencia Bibliográfica
Sulfatos	mg/l	< 200	*	*	*	
Dureza	mg/l	< 100	*	*	*	
Calcio	mg/l	*	*	*	*	
Sodio	mg/l	*	*	*	*	
Potasio	mg/l	*	*	*	*	
Flúor	mg/l	< 1,5	< 1,5	< 1,5	*	
Boro	mg/l	< 1,0	*	*	< 0,75	
Manganeso	mg/l	< 0,05	*	< 0,2	< 0,1	
Aluminio	mg/l	< 0,2	*	< 5	< 0,1	
Plata	mg/l	< 0,05	*	*	< 0,001	
Níquel	mg/l	< 0,025	*	< 0,20	< 0,025	
Selenio	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,02	< 0,001	
Bario	mg/l	*	*	*	*	
Estaño	mg/l	*	*	*	*	

* No se adopta Valor de Referencia

- USO I Agua para consumo humano con tratamiento convencional
 USO II Agua para actividades recreativas con contacto directo
 USO III Agua para actividades agropecuarias
 USO IV Protección de la vida acuática

Tabla 3. Niveles guía de referencia de la Delegación Argentina ante la Comisión de Calidad de Aguas del Tratado de la Cuenca del Plata

La Ley N° 24051 (Ley de Residuos Peligrosos, anexo 1b), efectúa una clasificación de los cuerpos de agua receptores de vertidos de acuerdo con sus posibles usos, la cual se presenta en la **Tabla 4**.

<p>Aguas dulces superficiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> * Fuentes de agua potable con tratamiento convencional. Protección de vida acuática. Pesca. Acuicultura. Bebida de ganado. Recreación con contacto directo. * Fuentes de agua potable con plantas de potabilización avanzada. Irrigación en general. * Fuente de agua industrial * Cuerpos sujetos a saneamiento y recuperación de la calidad de agua
<p>Aguas dulces subterráneas:</p> <ul style="list-style-type: none"> * Fuentes de agua potable con tratamiento convencional. Abrevadero de ganado. Recreación con contacto directo. * Fuentes de agua potable con tratamiento avanzado. Posible irrigación. * Fuente de agua industrial * Napas sujetas a saneamiento y recuperación de la calidad de agua
<p>Aguas salobres:</p> <ul style="list-style-type: none"> * Fuente de agua potable con tratamiento avanzado. Uso agropecuario posible. Uso industrial. Recreación. Protección de vida acuática
<p>Aguas saladas:</p> <ul style="list-style-type: none"> * Fuente de agua potable con tratamiento avanzado. Recreación. Protección de vida acuática.

Tabla 4. Clasificación de cuerpos de agua receptores su uso. (Anexo b1, Ley 24051)

En la **Tabla 5** se muestran los niveles guía establecidos por el anexo b1 de la Ley 24051 para constituyentes peligrosos cuando el uso del cuerpo de agua es utilizado como fuente de agua de bebida humana y recibe tratamiento convencional para su potabilización.

Constituyente Peligroso	CAS	Nivel guía (ug/l)	Referencias
Acido Nitrilo-Triacetico	139-13-9	50	B
Acroleina	107-02-8	542	D
Aldicarb	116-06-3	3	D
Aldrin	307-00-2	0.03	A
Aluminio (Total)	7429-90-5	200	A
Amonio (ug/L NH4)	7664-41-7	50	C
Antimonio (Total)	7440-36-0	10	C
Arsénico (Total)	7410-38-2	50	A
Atrazina	1912-24-9	3	D
Bario (Total)	7440-39-3	1000	B
Benceno	7143-2	10	A
Bencidina	9287-5	0.0015	D
Bendiocarb	22781-23-3	40	B
Benzo(A) Pireno	50-32-8	0.01	A
Berilio (Total)	7410-41-7	0.039	D

Constituyente Peligroso	CAS	Nivel guía (ug/l)	Referencias
Bhc-Alfa	31984-6	0.131	D
Bhc-Beta	319-85-7	0.232	D
Bhc-Gama (Lindano)	5889-9	3	A
Bis (2-Cloroetil) Eter	111-44-4	3.85	D
Bis (Clorometil) Eter	542-88-1	0.000038	D
Bis (2-Cloroisopropil) Eter	108-60-1	5	D
Bis (Etilhexil) Ftalato	117-81-7	21400	D
Boro (Total)	7440-42-8	1000	C
Bromometano	74-83-9	2	D
Bromoximil	1689-01-5	5	B
Cadmio (Total)	7440-43-9	5	A
Carbaril	63-25-2	90	B
Carbofurano	1563-66-2	40	D
Cianazina	21725-16-2	10	B
Cianuro (Total)	57-12-5	100	A
Cinc (Total)	7440-66-6	5000	B
Clordano	57-74-9	0.3	A
Clorobenceno	108-90-7	100	D
Crolofenol (2-)	95-57-8	0.1	D
Cloroformo	67-66-3	30	A
Clorometano	74-67-3	1.9	D
Clorpirifos	2991-88-2	90	B
Cloruro de Vinilo	75-01-4	20	D
Cobre (Total)	7440-50-8	1000	B
Cromo (Total)	7440-47-3	50	A
Cromo (+6)	18540-29-9	50	D
D (2,4-)	94-75-7	100	A
Ddt	50-29-3	1	A
Diazinon	333-41-5	20	B
Dibromocloropropano (Dbcp)	96-12-8	0.2	D
Dibromoetileno	106-93-4	0.05	D
Dicamba	1918-00-9	120	B
Diclofop-Metil	51338-25-3	9	B
Diclorobenceno (1,2-)	95-50-1	200	B
Diclorobenceno (1,4-)	106-46-7	5	B
Dicloroetano (1,2-)	107-06-2	10	A
Dicloroetileno (1,1-)	75-35-4	0.3	A
Dicloroetileno (1,2-Sis)	540-59-0	70	D
Dicloroetileno (1,2-Trans)	156-60-5	100	D
Diclorofenol (2,4-)	120-83-2	0.3	D
Diclorometano	75-09-2	50	B
Dicloropropano (1,2-)	78-87-5	5	D
Dicloropropileno (1,2-)	563-51-2	87	D
Dieldrin	60-57-1	0.03	A
Dimetilfenol (2,4-)	105-67-9	400	D
Dimetoato	60-51-5	20	B
Dinitrofenol (2,4-)	51-28-5	70	D
Dinitrotolueno (2,4-)	121-14-2	1.1	D
Diquat	85-00-7	70	B
Diuron	338-54-1	150	B
Endosulfan	188-68-1	138	D
Endrin	72-20-8	0.2	B
Estinero	100-42-5	100	D

Constituyente Peligroso	CAS	Nivel guía (ug/l)	Referencias
Etilbenceno	100-41-4	700	D
Fenol	108-95-2	2	B
Fluoranteno	206-44-0	190	D
Fluoruro (Total)	16984-48-8	1500	A
Forato	298-02-2	2	B
Glifosato	1071-83-6	280	B
Heptacloro	76-11-8	0.1	A
Heptacloro Epoxido	1024-57-3	0.1	A
Hexaclorobenceno	118-74-1	0.01	A
Hexaclorobutadieno	87-68-3	4.5	D
Hexaclorocilopentadieno	77-47-4	1	D
Hexacloroetano	67-72-1	24	D
Hidrocarb. Ar. Polinucleares	74-87-3	0.03	D
Hierro (Total)	7439-89-6	300	A
Isoforone	78-59-1	5	D
Malation	121-75-5	190	B
Manganeso (Total)	7439-96-5	100	A
Mercurio (Total)	7439-97-6	1	A
Metil Paration	290-00-0	7	B
Metil-Azinfos (Gution)	86-50-0	20	B
Metolaclor	51218-45-2	50	B
Metoxicloro	72-43-5	30	A
Metribuzina	21087-64-9	80	B
Níquel (Total)	7440-02-0	25	E
Nitrato	1918-00-9	10000	A
Nitrito	51338-27-3	1000	B
Nitrobenceno	98-95-3	30	D
Organoclorados Totales	106-46-7	10	F
Organoclorados (No Plag.)	107-06-2	1	C
Paraquat	1910-42	10	B
Paration	56-38-2	50	B
Pcb (Total)	1336-36-3	0.00079	D
Pcb-1016 (Arochlor 1016)	101612674-11-2	2	D
Pcb-1221 (Arochlor 1221)	11104-28-2	2	D
Pcb-1232 (Arochlor 1232)	11141-16-5	2	D
Pcb-1242 (Arochlor 1242)	53469-21-9	2	D
Pcb-1248 (Arochlor 1248)	12672-29-6	2	D
Pcb-1254 (Arochlor 1254)	111097-69-1	2	D
Pcb-1260 (Arochlor 1260)	11096-82-5	2	D
Pentaclorobenceno	608-93-5	572	D
Pentaclorofenol	87-86-5	10	A
Plaguicidas Totales	85-00-7	100	B
Plata (Total)	7440-22-4	50	B
Plomo (Total)	74439-92-1	50	A
Selenio (Total)	7782-49-2	10	A
Simazine	122-34-9	10	B
T (2,4,5-)	93-76-5	280	B
Talio (Total)	7440-28-0	18	D
Temefos	3383-96-8	200	B
Terbufos	13071-79-9	1	B
Tetracloroetano (1,1,2,2-)	79-31-5	1.7	D
Tetracloroetileno	127-8-4	10	A
Tetraclorofenol (2,3,4,6-)	58-90-2	1	D

Constituyente Peligroso	CAS	Nivel guía (ug/l)	Referencias
Tetracloruro De Carbono	56-23-5	3	A
Tolueno	108-88-3	1000	D
Toxafeno	8001-35-2	5	B
Tp (2,4,5-)	93-72-1	10	B
Triatato	2303-17-5	230	B
Tribromometano	75-25-2	2	D
Tricloroetano (1,1,1-)	71-55-6	200	G
Tricloroetano (1,1,2-)	79-00-5	6	D
Tricloroetileno	79-01-6	30	A
Triclorofenol (2,3,4-)	15950-66-0	10	H
Triclorofenol (2,4,6-)	88-06-2	10	A
Triclorofluormetano	75-69-4		D
Trihalometanos	86-50-0		G
Uranio Total	51218-45-2	100	B
Xilenos (Totales)	1330-20-7	10000	D

Referencias:

- A : Guía para la Calidad del Agua Potable. OMS. 1985
- B : Canadian Water Quality Guidelines. 1987
- C : European Community Water Directive. 1991
- D : USEPA. 1991
- E : Legislación Federal de Brasil. Resolución CONAMA (Consejo Federal de Medio Ambiente). 1986
- F : Analyse des Trinkwassers im Versorgungsgebiet der Stadtwerke Düsseldorf AG. 1991
- G : Obras Sanitarias de la Nación.
- H : Selección de los niveles guía de calidad de agua en función de los diferentes usos del recurso. Cuenca del Plata. República Argentina. 1987

Tabla 5. Niveles guía de calidad de agua para fuentes de agua de bebida humana con tratamiento convencional

En algunas cuencas del país se han establecido estándares de calidad específicos. En la **Tabla 6** se incluyen como referencia las correspondientes a la cuenca del Río Uruguay.

Parámetro	Unidad	Valor del Estándar
Oxígeno disuelto	mg/l	Mínimo 5
pH		6,5 – 9,0
D.B.O.	mg/l	Máximo 10
Temperatura	° C	Condiciones Naturales
Aceites y grasas		Ausentes
Amoniaco no ionizable	mg/l	< 0,025
Arsénico	mg/l	< 0,025
Cadmio	mg/l	< 0,001
Cianuro	mg/l	< 0,01
Cobre	mg/l	< 0,02
Cromo	mg/l	< 0,05
Hierro	mg/l	< 0,3
Mercurio	mg/l	0,0002
Níquel	mg/l	0,025
Plomo	mg/l	< 0,025
Selenio	mg/l	< 0,01
Cinc	mg/l	< 0,18
Fenoles	mg/l	< 0,001
Aldrin	ug/l	< 0,01
Clordano	ug/l	< 0,04
D.D.T.	ug/l	< 0,002
Dieldrin	ug/l	< 0,005
Endosulfan	ug/l	< 0,2
Endrin	ug/l	< 0,004
Heptacloro	ug/l	< 0,01
Heptacloro epoxido	ug/l	< 0,01
Lindano	ug/l	< 0,02
Metoxicloro	ug/l	< 0,03
2.4.D	ug/l	< 4
2.4.5.T.	ug/l	< 10
Bifenilos policlorados	ug/l	< 0,001
Organo fosforados	ug/l	< 10
Coliformes fecales	Col/100 ml	< 2000
Algas (río)	U.P.A./100 ml	< 100
Algas (embalse)	U.P.A./100 ml	< 300
Radioactividad (alfa)	Bq/l	Total 0,1
Radioactividad (beta)	Bq/l	Total 1,0
Nitratos	mg/l	< 10
Alcalinidad	mg/l	< 500
Cloruros	mg/l	< 250
Dureza total	mg/l	< 200
Detergentes (SAAM)	mg/l	< 0,5

USO 1 Aguas crudas o brutas destinadas al abastecimiento público con tratamiento convencional.

USO 2 Aguas destinadas a actividades de recreación con contacto directo.

USO 3 Aguas destinadas a actividades agropecuarias.

USO 4 Aguas destinadas a la conservación y desarrollo de la vida acuática.

Nota: Los estándares de calidad de las aguas indicados para el USO 4, son considerados estándares básicos, debiendo ser cumplidos en todo el río.

Tabla 6. Estándares de calidad de las aguas del Río Uruguay – Usos legítimos preponderantes

Algunos países, como por ejemplo Brasil, han realizado una clasificación de sus cuerpos de agua de acuerdo con su calidad y requerimiento de tratamiento para cumplir con los requerimientos de potabilidad. En la **Tabla 7**, se muestra la clasificación de cuerpos de agua según la Norma Brasileña 592 de la Asociación Brasileña de Normas Técnicas (ABNT). Esta clasificación se basa en las siguientes categorías:

- **Tipo A:** Aguas subterráneas o superficiales, provenientes de cuencas con protección sanitaria, con las características básicas presentadas en la **Tabla 7** estando los demás parámetros de calidad de acuerdo con los requerimientos estándar de potabilidad.
- **Tipo B:** Aguas superficiales o subterráneas, provenientes de cuencas no protegidas, con las características básicas presentadas en la **Tabla 7** y que puedan satisfacer el estándar de potabilidad con tecnologías de tratamiento que no demanden coagulación química.
- **Tipo C:** Aguas superficiales provenientes de cuencas no protegidas, con las características básicas presentadas en la **Tabla 7** y que exijan tecnologías de tratamiento con coagulación química para alcanzar el estándar de potabilidad.
- **TIPO D:** Aguas superficiales de cuencas no protegidas, sujetas a contaminación, cuyas características básicas se presentan en la **Tabla 7** y que requieren tratamientos especiales para alcanzar el estándar de potabilidad.

Característica básica	Tipo			
	A	B	C	D
DBO (mg/L)				
▪ Media	< 1.5	1.5 – 2.5	2.5 – 4.0	4.0
▪ Máxima de cualquier muestra	3.0	4.0	6.0	> 6.0
Coliformes totales (NMP/100 mL)				
Media mensual	50 – 100	100 – 5000	5000 – 20000	>20000
Máximo	>100 (*)	> 5000 (**)	> 20000 (***)	---
pH	5 – 9	5 – 9	5 – 9	3.8 – 10.3
Cloruros (mg/L)	< 50	50 – 250	250 – 600	> 600
Fluoruros (mg/L)	< 1.5	1.5 – 3.0	>3.0	---

- (*) En menos de 5% de las muestras examinadas
 (**) En menos de 20% de las muestras examinadas
 (***) En menos de 5% de las muestras examinadas

Tabla 7. Clasificación de las aguas según NB-592

1.4.2. Protección de Fuentes de Agua

El cumplimiento de los estándares y niveles guía de calidad de agua destinados a satisfacer un uso determinado como el expresado por las **Tabla 3** y **Tabla 4** puede alcanzarse mediante la aplicación de programas de manejo y protección de la calidad de fuentes de suministro de agua. El objetivo principal de tales actividades es mantener o mejorar la calidad del agua, controlando o eliminando las fuentes de contaminación.

La experiencia internacional reciente en la planificación e implementación de programas para la remediación de cientos de sitios con agua subterránea contaminada demostró claramente que la remediación es un enfoque mucho más costoso que la prevención.

El concepto de la protección de fuentes de agua es una vieja práctica que ha retornado en los últimos años con nuevo vigor. Históricamente, las fuentes de agua de abastecimiento fueron seleccionadas a partir de cuencas de óptima calidad. Por ejemplo, en el año 97 DC, los antiguos romanos contaban ya con 410 km de acueducto para transportar agua desde los Montes Apeninos hasta Roma (Outwater, 1996). En Japón, en 1654 la ciudad de Edo, actual Tokyo, contaba con el abastecimiento de agua captada en la cuenca superior del río Hamura y transportada a través de un canal de 43 km. de longitud para ser luego distribuida en la ciudad por medio de un sistema de conducción construido con piedra y madera (Kawakita, 1998). En Estados Unidos de Norteamérica, a raíz de brotes de fiebre tifoidea, fiebre amarilla y cólera, las ciudades de Filadelfia, Nueva York y Boston desarrollaron en las décadas de 1830 y 1840 acueductos para transportar agua de bebida a partir de fuentes pristinas (Pedersen, 1998).

La protección de cuencas consiste en un enfoque abarcativo que toma en consideración todas las amenazas para la salud humana y la calidad del ambiente dentro de la cuenca de interés. Este es un enfoque amplio y va más allá del mero control de contaminantes específicos o de fuentes de contaminantes y más bien busca la integración de programas de cumplimiento de normas obligatorias con el incentivo al desarrollo de los recursos naturales.

Existen algunos principios básicos que deben tomarse en consideración cuando se desarrolla un programa de protección de cuencas:

- Deben identificarse y analizarse todos los problemas prioritarios, es decir aquellos que impliquen mayor riesgo para la salud, los recursos ecológicos, los usos deseables del agua o una combinación de ellos.
- Todas las partes involucradas o interesadas en utilizar una cuenca específica deben estar representadas y participar del análisis de los problemas y la propuesta e implementación de soluciones.
- Las acciones que se lleven a cabo en la cuenca deben surgir después de haber considerado un espectro amplio de métodos y herramientas posibles, integrando a las diferentes organizaciones representantes de las partes en una solución coordinada.
- Las organizaciones que participan de las medidas tendientes a solucionar el problema deben acordar criterios y métodos de seguimiento del avance y éxito final del proyecto.

El enfoque de protección de cuencas permite desarrollar un cuadro general donde se ubican proyectos específicos que atienden problemas parciales de la cuenca, dándoles un orden de prioridad y coordinándolos en tiempo y espacio.

Un aspecto indispensable del programa de protección de cuencas es que debe integrar adecuadamente la normativa ambiental nacional, provincial y local. Este punto es un elemento básico, particularmente cuando se trabaja en cuencas interjurisdiccionales, el caso más habitual.

La definición del uso del agua en las distintas zonas de la cuenca permite el establecimiento de medidas de control de vertidos en un tramo específico del cuerpo de agua. De este modo se puede compatibilizar la calidad del agua para el uso requerido con los vertidos bajo control. Este mecanismo ayuda a establecer bases racionales para la fijación de niveles de carga admisibles para las diferentes zonas de la cuenca.

Otro componente clave de los programas de protección de cuencas es el sistema de monitoreo y evaluación de la cuenca. Los datos recopilados permiten identificar los principales responsables de la perturbación de la calidad del agua en la cuenca. Por otra parte, el monitoreo también es esencial para verificar la efectividad de las medidas correctivas aplicadas. De este modo, los actores sociales involucrados en la cuenca saben si sus esfuerzos por mejorarla están dando resultados.

1.4.3. Programas de Protección de Fuentes de Agua Subterránea

En el caso de las aguas subterráneas, la Agenda 21 propone su protección de la contaminación por medio de la creación de zonas protegidas allí donde se produce la recarga de acuíferos y la explotación de los pozos. A raíz de ello, se han desarrollado programas de protección de acuíferos en varios países como Alemania, Holanda, Suiza y Estados Unidos.

Los programas de protección de agua subterránea aplicados en Estados Unidos pueden servir de esquema orientativo para el desarrollo de planes con objetivos similares, aunque adaptados a las particularidades locales. Estos programas generalmente constan de las siguientes etapas organizativas (USAID y otros, 1992):

- **Etapas 1: Conformar un equipo planificador a partir de la comunidad.** Por ejemplo integrado por representantes del gobierno local, las empresas proveedoras de agua, funcionarios de la salud pública, representantes del comercio y la industria locales, agricultores, organizaciones ambientales y otras partes interesadas.
- **Etapas 2: Definir el área proteger.** El agua que se bombea a través de un pozo pasa a través de la superficie y el subsuelo que rodea al pozo, y puede extenderse hasta varios kilómetros del pozo. Por lo tanto es conveniente destacar un equipo que identifique las zonas a proteger. Con este fin pueden emplearse estudios geológicos o hidrogeológicos. Como estos estudios pueden resultar excesivamente costosos para algunas localidades, una alternativa puede ser fijar arbitrariamente una zona de protección circular con un radio de entre 1 y 3 kilómetros.
- **Etapas 3: Identificar y localizar fuentes de contaminantes potenciales.** Una vez definida la zona de protección, la comunidad debe buscar las fuentes posibles de contaminación, sean éstas puntuales o no. Para este fin pueden utilizarse mapas o registros del uso del suelo, relevamientos hechos en el campo con la participación de voluntarios y archivos o registros provinciales o municipales. Típicamente, el producto final de esta etapa es un mapa en el cual se identifica la ubicación y naturaleza de la fuente de contaminación.
- **Etapas 4: Manejo de la zona de protección.** Puede utilizarse una serie de medidas de cumplimiento obligatorio o voluntario para la protección de la zona, las cuales dependerán de las particularidades locales. Por ejemplo la referencia indica que en el estado de Massachusetts, existe un programa de adquisición de tierras directamente

vinculadas al acuífero. Este programa incentiva a las comunidades locales para que los terrenos de ubicación crítica para la recarga de acuíferos utilizados como fuente de agua de bebida sean adquiridos y queden de propiedad pública. El objetivo es asegurar que estos terrenos permanezcan como espacio abierto bajo el control de la comunidad. Existen otras alternativas específicas indicadas por la referencia (USAID y otros, 1992).

- **Etapa 5. Planificación de acciones futuras.** La protección de fuentes de agua subterránea implica un proceso dinámico de análisis y redefiniciones continuas. El equipo de planificación generalmente hace un balance anual de los avances alcanzados y mejora el inventario de las fuentes de contaminantes así como las estrategias de

1.4.4. Monitoreo de Calidad de Aguas

El principal objetivo del monitoreo de la calidad del agua ha sido tradicionalmente la evaluación de la calidad del agua para verificar si la calidad observada era adecuada para los usos deseados. Las características de los programas de monitoreo pueden diferenciarse de acuerdo con su objetivo. Por ejemplo se puede realizar una medición estándar de largo plazo, con observación, evaluación e informe del medio acuático a fin de establecer líneas de base de calidad y tendencias o bien para definir medidas de control de la calidad del agua en el mediano y largo plazo. Por el contrario, pueden desarrollarse programas específicos e intensivos con el propósito de informar la calidad del medio acuático para un fin dado, por ejemplo el impacto de la habilitación de una descarga de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Por otra parte, un determinado programa de monitoreo puede estar diseñado para atender un único problema del área en estudio como por ejemplo la eutroficación de un espejo de agua. En este caso, el conjunto de parámetros medidos es relativamente simple e implica básicamente nutrientes y clorofila. Si en cambio, el plan de monitoreo busca cubrir varios usos del agua tales como abastecimiento de agua, uso industrial y vida acuática, el número de parámetros a medir crece enormemente. La Comisión de las Comunidades Europeas tiene una lista que supera los 100 parámetros de microcontaminantes que se refieren exclusivamente al uso de agua de bebida.

Generalmente los programas de monitoreo tienden a enfocar diferentes aspectos de interés:

- *Distribución espacial* gran cantidad de estaciones de muestreo
- *Variación temporal* alta frecuencia de extracción de muestras
- *Variedad de contaminantes* extensos inventarios de parámetros medidos

La **Tabla 8** presenta algunos de los tipos de monitoreos más frecuentes y su principal propósito (Chapman, 1992).

Tipo de monitoreo	Principal objetivo
Monitoreos habituales	
▪ Monitoreo multipropósito	▪ Distribución espacial y temporal de la calidad del agua en general
▪ Monitoreo de tendencias	▪ Seguimiento de la evolución de la contaminación en el largo plazo, medición de concentraciones y cargas
▪ Relevamiento básico	▪ Identificación y ubicación de los principales problemas del monitoreo y su distribución espacial
▪ Seguimiento operativo	▪ Calidad de agua para usos específicos y variables de calidad de agua asociada
Monitoreos ocasionales	
▪ Monitoreo de base	▪ Se miden niveles de base para estudiar procesos naturales que sirven como referencia para evaluar la evolución de la contaminación e impactos ambientales en general
▪ Relevamientos preliminares	▪ Se evalúa la variabilidad espacial y temporal de los contaminantes antes de diseñar el plan de monitoreo
▪ Relevamientos de emergencia	▪ Inventario y análisis rápido de contaminantes para una evaluación rápida que sigue a alguna catástrofe
▪ Relevamiento de impacto	▪ Muestreo limitado tanto en el espacio como en el tiempo, generalmente focalizando unas pocas variables de calidad de agua, cerca de fuentes de contaminantes
▪ Relevamientos para modelación	▪ Monitoreos de calidad de agua intensivos limitados en el tiempo, en el espacio y en las variables a medir, por ejemplo, modelos de eutroficación o modelos de balance de oxígeno
▪ Relevamientos de alerta	▪ En lugares de uso del agua críticos tales como grandes tomas de agua para potabilización o protección de vida acuática para pesca, se realizan mediciones continuas y de alta sensibilidad

Tabla 8. Tipos de monitoreos más frecuentes y sus objetivos. (Chapman, 1992)

Los elementos clave de un plan de monitoreo incluyen los siguientes elementos:

- 1). *Objetivos*: Deben tener en cuenta los factores hidrológicos e hidrogeológicos, los usos del agua, el desarrollo económico, la normativa, etc. Deberá definirse si el énfasis del programa de monitoreo se pondrá en las concentraciones, las cargas o bien la variabilidad espacial o temporal de los parámetros de calidad a seguir.
- 2). *Relevamiento/s preliminar/es*: Estas actividades de corto plazo y alcance limitado tienen por objeto definir el tipo de monitoreo a utilizar, los contaminantes a considerar y la factibilidad técnica y económica del programa de monitoreo completo.
- 3). *Diseño del monitoreo*: Esta etapa incluye la selección de los tipos de contaminantes, la ubicación de las estaciones de muestreo, la definición de la frecuencia de muestreo, el tipo de equipos a emplear, etc.
- 4). *Operaciones de campo*: Aquí se incluyen las mediciones in situ, el muestreo del medio adecuado (agua, biota, materia particulada, sedimentos), pretratamiento de la muestra y conservación, identificación y envío.
- 5). *Monitoreo hidrológico*: Incluye las mediciones de caudal, niveles de agua, perfiles térmicos, etc. coordinadas con las actividades de relevamiento de calidad de agua
- 6). *Actividades de laboratorio*: Abarca las mediciones de concentración, determinaciones biológicas, etc.
- 7). *Control de calidad de datos*: Esta etapa implica el empleo de un control de calidad analítica en cada laboratorio, y además un control interlaboratorio entre los laboratorios que participan del mismo programa de monitoreo. Asimismo se deben incluir en el programa de calidad las operaciones de campo y las mediciones hidrológicas.
- 8). *Almacenamiento de datos e informe*: Aquí se utiliza la computación en gran medida, desarrollando base de datos, aplicando análisis estadístico a los datos y determinando las tendencias que siguen así como estableciendo correlaciones multifactoriales, etc. Asimismo se prepara la presentación de los datos para una difusión clara y comprensible en la forma de gráficos, tablas, etc.
- 9). *Interpretación de los datos*: Esta etapa implica la comparación de los datos de calidad de aguas entre estaciones, análisis de las tendencias en la calidad del agua, desarrollo de relaciones causa-efecto entre datos de calidad de agua y datos ambientales (geología, hidrología, uso del suelo, fuentes de contaminantes), y opinión técnica acerca de la pertinencia del uso dado a la fuente de agua en función de su calidad.
- 10). *Recomendaciones del manejo del agua*: Estas decisiones deben adoptarse a diferentes niveles políticos, dependiendo del caso. Una decisión importante para el programa de monitoreo en sí puede ser su redefinición para hacerlo más eficiente y económico.

1.4.5. Criterios de Calidad Biológicos

Los criterios de calidad biológicos, comenzaron a visualizarse como una alternativa económicamente atractiva y a la vez válida desde el punto de vista científico a mediados de la década de 1980. A semejanza de los criterios fisicoquímicos de calidad del agua, los criterios biológicos identifican situaciones en las que un uso determinado se ve inhabilitado, o bien permiten comprobar las mejoras alcanzadas en la calidad de un cuerpo de agua en particular. De este modo, al analizar el grado de integridad o

conservación ecológica de un sistema natural dado, se estudian sus aspectos físicos, químicos y biológicos.

Los criterios biológicos vienen a complementar el cuadro de calidad trazado por los parámetros fisicoquímicos supliendo sus falencias. La principal virtud de los criterios de calidad biológicos es que permiten identificar problemas de calidad de agua que de otro modo podrían pasar inadvertidos o subestimados.

El seguimiento de criterios biológicos permite realizar una evaluación integrada de la calidad del agua. Por ejemplo, se puede identificar problemas de calidad provenientes de contaminantes desconocidos o no incluidos en la normativa ambiental y sin embargo presentes en el agua o en los sedimentos. De la misma forma, la biota residente en un determinado ambiente funciona como un sistema de monitoreo continuo, aumentando la probabilidad de detectar episodios de derrames, descargas clandestinas, mal funcionamiento de plantas de tratamiento, incremento de nutrientes o descarga de tóxicos, todos los cuales son difícilmente detectables con muestreos periódicos de parámetros químicos.

La utilización de criterios biológicos requiere la medición directa de la estructura de la comunidad acuática residente. Utilizando estas mediciones se puede detectar la inhabilitación de un uso del agua sin conocer la/s causa/s.

El monitoreo biológico nos permite:

- Definir las bases para caracterizar aguas de alta calidad e identificar habitats y componentes de la comunidad que requieren protección especial.
- Identificar problemas debidos a fuentes de contaminantes que presentan un efecto sinérgico, imposible de detectar mediante el conocimiento de la concentración de sustancias
- Observar problemas de calidad de agua aún para concentraciones demasiado bajas para la sensibilidad de los instrumentos de medición empleados para parámetros fisicoquímicos
- Verificar las condiciones de inhabilitación de un uso predichas por análisis químicos, ensayos de toxicidad o bien por modelos de transporte y destino de contaminantes empleados al fijar cargas de contaminante admisibles.
- Verificar mejoras en la calidad del agua luego de la aplicación de medidas de control de la contaminación

Una de las principales limitaciones en la aplicación de los criterios biológicos de calidad de agua está en la puesta a punto de las técnicas de laboratorio y el mantenimiento de poblaciones representativas. Sin embargo, cuando los métodos de trabajo de campo y laboratorio, incluyendo el análisis de datos, se realizan en forma sistematizada y estandarizada, los criterios biológicos constituyen una alternativa económica y eficaz frente al análisis de parámetros fisicoquímicos, los cuales tienden a constituir listas cada vez más prolongadas.

La implementación de criterios de calidad biológicos requiere de los siguientes pasos:

- 1). Selección de aguas superficiales con mínimo impacto ambiental para que puedan ser utilizadas como condición de referencia para cada uso elegido.

- 2). Medición de la estructura y función de las comunidades acuáticas presentes en las aguas superficiales de referencia para establecer criterios biológicos.
- 3). Establecimiento de un protocolo para comparar el criterio biológico adoptado con la biota presente en las aguas impactadas a fin de determinar si existe o no una inhabilitación del uso.

Los principales elementos que contribuyen a la conformación de criterios biológicos son:

- a) riqueza y composición de especies
- b) composición trófica
- c) abundancia y condición de los peces

Evaluación del hábitat

La evaluación de la calidad del hábitat es crítica para determinar la integridad ecológica y debe practicarse en cada lugar donde se realice extracción de muestras biológicas. Esta evaluación puede realizarse caracterizando parámetros fisicoquímicos junto con una evaluación sistemática de la estructura física de la estación de monitoreo. Mediante este enfoque, puede establecerse una escala de categorías para algunos factores clave de la calidad del hábitat.

Características físicas y calidad del agua

Tanto las características físicas como los parámetros de calidad del agua son importantes para la caracterización del hábitat del cuerpo de agua.

La caracterización física incluye información acerca del uso general del suelo, descripción del origen y tipo del cuerpo de agua, resumen de las características de la vegetación, y medición de parámetros del cuerpo de agua tales como ancho, profundidad y contenido de sedimentos.

Los parámetros de calidad del agua relevados en este tipo de caracterización son generalmente medidos in situ y corresponden a parámetros estándar de medición habitual tales como temperatura, oxígeno disuelto y turbidez. Además, puede ser necesario tomar muestras para el análisis de parámetros de interés para cumplir con un plan de monitoreo de características químicas del agua. Normalmente estas muestras se preservan y trasladan al laboratorio para su procesamiento.

La combinación de esta información sobre características físicas y de calidad de agua aporta una visión integral acerca de la capacidad del cuerpo de agua de dar cabida a una comunidad acuática sana. Asimismo indica la presencia de factores estresantes para el ecosistema del cuerpo de agua, ya sean éstos de carácter químico o no químico.

En la bibliografía se describen las técnicas específicas e instrumentos utilizadas para la evaluación de hábitat y aplicación de criterios biológicos de calidad de agua (USEPA, 1994) (USEPA, 1998).

1.4.6. Manejo de Aguas de Lluvia

El manejo del agua de lluvia es un ejemplo de las tecnologías que pueden aplicarse para el mejoramiento o mantenimiento de la calidad de las fuentes de agua. En general, el manejo del agua de lluvia se utiliza para controlar los drenajes que llevan contaminantes desde fuentes no puntuales, a través de la aplicación de una gran variedad de técnicas entre las que se puede mencionar: la implementación de medidas para el control de la erosión, construcción de lagunas de detención y aplicación de suelos porosos y cubiertas.

El manejo de agua de lluvia también puede ser muy útil como ayuda en la recarga natural de acuíferos.

1.4.6.1. Medidas de Manejo de Aguas de Lluvia

La construcción de obras de comunicación tales como rutas, autopistas y puentes así como la urbanización de nuevas áreas acentúa el impacto de la escorrentía de aguas pluviales sobre los cuerpos de agua. Por ejemplo, generalmente disminuye la porosidad del terreno, aumenta la impermeabilidad de las superficies, se construyen canales y desagües, aumentan las pendientes y disminuye la superficie cubierta por vegetación.

Para evitar el impacto adverso que pueden provocar todos estos cambios sobre un cuerpo de agua, es necesario adoptar medidas con el objeto de:

- Reducir la posibilidad de erosión debida al aumento de caudal y velocidad de la escorrentía causado por los cambios hidrológicos introducidos por obras de construcción.
- Retener los sólidos suspendidos y contaminantes asociados a la escorrentía producidos durante y después de las obras.
- Reducir al mínimo las alteraciones hidrológicas producidas por el desarrollo de nuevas construcciones e infraestructura.
- Preservar el ecosistema natural, incluyendo el hábitat del cuerpo de agua.

Las prácticas más habituales en el control de las aguas pluviales utilizan tres mecanismos: infiltración, filtración y retención.

Infiltración:

Los sistemas de infiltración se basan en la absorción de la escorrentía para tratar las aguas pluviales. El agua percola a través del terreno, donde la acción de la filtración y la acción biológica del suelo remueven los contaminantes. Los sistemas que emplean la absorción del terreno necesitan suelos permeables y profundos, donde el nivel freático estacional máximo se ubique a más de 1 m por debajo del fondo del sistema.

Las principales ventajas de este mecanismo son que: permite restaurar la hidrogeología preexistente a la obra o construcción cuyo impacto se desea reducir y reduce el riesgo de desbordes de cunetas y canales pluviales. Sin embargo, estos sistemas pueden ser inadecuados cuando se trata de un área con agua subterránea protegida por ser fuente de agua potable. Otro aspecto a tener en cuenta es que, en el mediano-largo plazo, la operación eficiente de cualquiera de estas opciones requiere de un cierto grado de mantenimiento periódico.

Los sistemas de infiltración más utilizados son:

- **Lagunas de infiltración.** Son reservorios donde se acumula temporariamente el agua de lluvia hasta que infiltra en el terreno gradualmente. Estas lagunas de infiltración deben quedar sin agua en aproximadamente 72 horas para poder mantener condiciones aeróbicas, lo cual favorece la degradación de contaminantes y además le permite estar preparada para recibir la siguiente tormenta. A fin de evitar la reducción de la permeabilidad del fondo de la laguna por la acumulación de sedimentos, muchas veces el agua de entrada pasa por un pretratamiento que consiste en una trampa de sedimentos o bien una área de filtración provista de vegetación.
- **Trincheras de infiltración.** Son zanjas poco profundas que han sido rellenas con piedra para formar un reservorio subterráneo. El agua pluvial que ingresa a la trinchera se infiltra gradualmente en el subsuelo a través del fondo de la trinchera hasta llegar finalmente a las capas de agua subterránea. En general este sistema requiere el pretratamiento del agua de entrada para evitar la impermeabilización de la superficie de ingreso. Al ser sistemas más caros que las lagunas de infiltración, se recurre a ellos cuando no es posible emplear lagunas.

Filtración:

Utilizan filtros de vegetación o de arena para filtrar y sedimentar contaminantes. En algunos casos también puede ocurrir infiltración y tratamiento en el terreno. Luego de pasar a través del medio filtrante, el agua tratada puede orientarse hacia un cuerpo receptor, un canal pluvial, evaporarse o bien percolar en el terreno en dirección al agua subterránea. Los sistemas de filtración pueden utilizar vegetación o arena como medio filtrante.

- **Áreas de filtración con vegetación.** Son franjas de terreno con cubierta vegetal diseñadas para recibir una lámina de agua de lluvia proveniente de una escorrentía generada a una altura de terreno superior. Estas áreas con vegetación permiten atenuar el escape de sedimentos y contaminantes. Sin embargo, no pueden tratar en forma eficiente los flujos de alta velocidad. Por lo tanto, son recomendables para áreas agrícolas o bien escorrentías de zonas urbanas con baja densidad de población y construcciones. La eficiencia de estas áreas decrece para pendientes superiores al 15 por ciento.
- **Lagunas de filtración y filtros de arena:** Las lagunas de filtración son depresiones del terreno naturales o excavadas rellenas con un medio filtrante tal como arena o grava. La escorrentía pluvial pasa a través del medio filtrante y de caños perforados al subsuelo. El tiempo de detención es típicamente de 4 a 6 horas. Generalmente se utiliza alguna trampa de sedimentos para evitar la colmatación prematura del medio filtrante.

Los filtros con lecho de arena consisten en una estructura que recibe la primera fracción del agua de lluvia. En la superficie del filtro quedan retenidos la mayor parte de las partículas y de los sólidos coloidales. El agua de salida del filtro se recoge con caños subterráneos que envían el agua tratada al cuerpo receptor o a un canal pluvial. A veces puede colocarse una capa de terreno sobre la superficie del filtro para mejorar su funcionamiento.

Retención:

Consiste en almacenar temporariamente el agua de lluvia para controlar sus caudales y retener los sólidos suspendidos asociados con la contaminación. Las lagunas con tiempo de permanencia prolongado corresponden a esta categoría. Si están adecuadamente diseñadas, las lagunas protegen los canales aguas abajo controlando las velocidades de circulación de la escorrentía y previenen los desbordes de canales. Además, si cuentan con vegetación adecuada y controlada, estos sistemas pueden reducir las cargas de nutrientes y además brindan un hábitat de vida silvestre acuática y terrestre. Como contrapartida, cuando se evalúa la utilización de estos sistemas también deben considerarse sus posibles impactos negativos tales como: el aumento de temperatura aguas abajo, la reducción del caudal de base aguas abajo, los posibles cambios tróficos, la contaminación bacteriana y además las molestias para los residentes vecinos tales como mosquitos y olores.

1.5. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DEL AGUA SEGÚN SU USO

La selección de la tecnología de tratamiento de un agua depende, entre otros factores, del uso que se le desea dar y de la calidad de la fuente. En este punto se incluye en forma resumida información sobre las tecnologías de tratamiento necesarias para corregir la calidad de un agua dada en función de su aplicación. Estos criterios han sido extraídos a partir de los niveles guía de calidad de aguas para distintos usos de Canadá (1987-1996).

Las tecnologías de tratamiento pueden dividirse en dos categorías: tratamiento convencional y especializado. Se define como tratamiento convencional a los procesos que se utilizan comúnmente para acondicionar fuentes de agua superficial y subterránea. El tratamiento especializado se utiliza para alcanzar niveles de tratamiento muy exigentes, particularmente para el control de contaminantes específicos, tales como trazas de compuestos orgánicos.

Para el tratamiento especializado las tecnologías más utilizadas son: adsorción, aeración, intercambio iónico/remoción y oxidación (**Tabla 9**). La adsorción emplea materiales tales como carbón activado o resinas sintéticas específicas para separar del agua sustancias particulares, como pueden ser ciertos compuestos orgánicos con efectos adversos sobre la salud. La aeración se emplea para eliminar compuestos volátiles a través del uso de una corriente de aire. La oxidación se refiere a la aplicación de oxidantes fuertes, tales como por ejemplo el ozono, para lograr la destrucción de un contaminante particular. Otro tipo de tratamientos especiales son el intercambio iónico y la ósmosis inversa, que se utilizan para la remoción de sales disueltas.

Proceso/Operación	Objetivos
<ul style="list-style-type: none"> Aeración 	<ul style="list-style-type: none"> Remoción de compuestos volátiles causantes de olor y sabor y gases disueltos (ej: H_2S, CH_4, compuestos orgánicos volátiles -COV-), descarbonatación Oxigenación y desoxigenación Oxidación (hierro)
<ul style="list-style-type: none"> Presedimentación - Prefiltración con grava 	<ul style="list-style-type: none"> Remoción de materia particulada fácilmente sedimentable
<ul style="list-style-type: none"> Oxidación Química 	<ul style="list-style-type: none"> Desinfección, control biológico Control de olores y sabores Oxidación de metales disueltos (hierro y manganeso) Oxidación de compuestos orgánicos, mejoramiento en la remoción de color
<ul style="list-style-type: none"> Coagulación – Floculación 	<ul style="list-style-type: none"> Desestabilización de la materia coloidal y macromoléculas y aglomeración de partículas sedimentables o filtrables para la remoción de turbidez y color, eliminación de arsénico.
<ul style="list-style-type: none"> Sedimentación (decantación) 	<ul style="list-style-type: none"> Remoción de partículas floculentas sedimentables como paso previo a la filtración
<ul style="list-style-type: none"> Flotación 	<ul style="list-style-type: none"> Remoción de algas.
<ul style="list-style-type: none"> Filtración 	<ul style="list-style-type: none"> Remoción final de partículas, luego de procesos de tratamiento fisicoquímico y/o biológico
<ul style="list-style-type: none"> Denitrificación 	<ul style="list-style-type: none"> Remoción de nitratos (NO_3^-)
<ul style="list-style-type: none"> Ablandamiento 	<ul style="list-style-type: none"> Reducción de dureza debida a la presencia de calcio y magnesio por precipitación o intercambio iónico
<ul style="list-style-type: none"> Adsorción con carbón activado 	<ul style="list-style-type: none"> Control de olores, sabores y materia orgánica Reducción de color Remoción de compuestos orgánicos y precursores de trihalometano
<ul style="list-style-type: none"> Intercambio iónico 	<ul style="list-style-type: none"> Remoción de dureza, arsénico y nitratos (NO_3^-)
<ul style="list-style-type: none"> Membranas 	<ul style="list-style-type: none"> Remoción de sólidos disueltos totales, incluyendo nitratos, arsénico y dureza

Tabla 9. Tecnologías de tratamiento

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
MÉTODOS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE COMPUESTOS INORGÁNICOS			
<i>Antimonio</i>	Puesto que este compuesto tiene características químicas y biológicas similares al arsénico, pueden aplicarse las mismas tecnologías de tratamiento.		
<i>Arsénico</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación - Floculación Ablandamiento con cal Oxidación Alúmina activada Cloración - Intercambio iónico 	$< 0,05^{(1)}$	<p>Suelen tener mejor rendimiento las sales férricas (FeSO_4) que las de aluminio.</p> <p>Es completamente efectivo para la remoción en aguas duras, dependiendo del pH y del estado de valencia.</p> <p>Se utiliza Cl_2 o KMnO_4 para la conversión de As (III) a As(V).</p> <p>No es un tratamiento usual para aguas superficiales.</p> <p>Se utiliza un medio que contiene $\text{Fe}(\text{OH})_3$, para fuentes subterráneas particulares.</p>
<i>Asbesto</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación - Floculación - Filtración 	$0,1-1 \cdot 10^6$ fibras/L	Remoción de fibras de crisotilo, uno de los grupos de asbesto más frecuente en Canadá. Los datos obtenidos en algunas plantas indican un factor de remoción entre 18 y 300.
<i>Bario</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación – Filtración Ablandamiento con cal Intercambio iónico 		<p>Se utilizan indistintamente sulfato de hierro o aluminio, obteniéndose eficiencias de remoción del orden del 30%.</p> <p>Con control de pH, se obtienen eficiencias mayores del 90%.</p> <p>Se utiliza una resina catiónica para ácidos fuertes que remociones del 94 a 99%.</p>
<i>Boro</i>	<ul style="list-style-type: none"> Desmineralización Ósmosis inversa Carbón activo granular Adsorción 		<p>Puede utilizarse una resina catiónica específica para condiciones particulares</p> <p>Utilizada en condiciones específicas</p> <p>Se obtienen remociones del 90% para concentraciones que no excedan los 5 mg/L en la corriente cruda. Para concentraciones mayores se observan rendimientos menores.</p>

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
<i>Cadmio</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación Ablandamiento con cal Carbón activado 		<p>En general, las sales de aluminio permiten obtener remociones de 30 a 60% de cromo. Las sales de hierro son más efectivas, probablemente por su menor dependencia del valor de pH. El uso de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ permitirá remover de 60 a más del 90% con pH de trabajo superior a 7,5.</p> <p>Es completamente efectivo para la eliminación de cromo por el pH de trabajo, obteniéndose remoción de prácticamente el 100%.</p> <p>Provee remociones bajas, en el rango de 10 a 50%</p>
<i>Cloruro</i>	<ul style="list-style-type: none"> Desmineralización Ósmosis inversa Intercambio iónico Destilación Separación por congelamiento 		Se trata de un compuesto difícil de remover por sus características fisicoquímicas, y aunque la tecnología está disponible, deberá considerarse la factibilidad económica.
<i>Cromo</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación – Floculación Cloración Ablandamiento con cal Ósmosis inversa 		<p>La utilización de sales de hierro o aluminio permite lograr una remoción de Cr (III) que alcanza el 90%, siendo mayor la eficiencia cuando se utilizan las primeras. También puede aplicarse esta tecnología para la remoción de Cr (IV), aunque con menores resultados, en virtud de la dificultad que se presenta debido a la elevada solubilidad de esta especie. En este caso se utiliza FeSO_4 para el tratamiento de agua de bebida.</p> <p>Permite convertir Cr (III) a Cr (IV).</p> <p>Se utiliza para tratar Cr (III), obteniéndose eficiencias de remoción del 80-90%.</p>
<i>Cobre</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación - Floculación 		La utilización de sales de aluminio permite obtener una remoción del 60 al 90%. Se suele aplicar aireación y ajustar el pH con NaOH para disminuir la solubilidad y mejora el proceso de coagulación – floculación.

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
<i>Cianuro</i>	<ul style="list-style-type: none"> Cloración Ozonización 		Se utiliza cloro o algún hipoclorito que reacciona con el cianuro libre para formar cianato. Se puede mejorar la eficiencia si se trabaja en medio alcalino (pH 8,5 – 9,5). Es importante asegurar la presencia de cloro libre para evitar la presencia de CNCl, altamente tóxico.
<i>Fluoruro</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación – Floculación Ablandamiento con cal Adsorción Intercambio iónico Ósmosis inversa 	1 – 2,2	<p>Requiere aplicación de concentraciones del orden de aluminio de 350 mg/L para obtener niveles de fluoruro de 3,6 mg/L.</p> <p>Es efectivo para la remoción en aguas con elevado contenido de magnesio, y concentraciones bajas de fluoruro.</p> <p>En general se utiliza como medio carbón o alúmina activada, obteniéndose para éste último remociones del 90% o concentraciones menores de 1 mg/L partiendo de 5 a 8 mg/L</p>
<i>Hierro</i>	<ul style="list-style-type: none"> Precipitación Oxidación Complejamiento Aireación Intercambio iónico 	En general todas estas técnicas permiten reducir la concentración de hierro de 5-10 mg/L a valores por debajo de los 0,3 mg/L	<p>Se utiliza cal y puede involucrar etapas posteriores de sedimentación y filtración.</p> <p>Se puede utilizar cloro, ozono o permanganato de potasio</p> <p>Se procede a secuestrar el hierro para minimizar problemas estéticos, a través de la aplicación de silicato o polifosfato de sodio</p>

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
<i>Plomo</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación – Floculación Ablandamiento con cal Intercambio iónico Ósmosis Inversa 		En general, las sales de aluminio permiten obtener remociones de 60 a 80% a valores de pH entre 6,5 y 7, y de más del 90% a pH >9,5. El $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ resulta ser más efectivo para aguas con concentraciones elevadas de plomo y baja turbidez.
<i>Manganeso</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación – Floculación Ablandamiento con cal Oxidación 		<p>El $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ permite obtener remociones de 60 a 90% a valores de pH elevados.</p> <p>Se pueden obtener eficiencias de remoción del 60-90%.</p> <p>Se utiliza ozono, Cl_2 o KMnO_4.</p>
<i>Mercurio</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación – Floculación Ablandamiento con cal Adsorción 		<p>La utilización de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ o de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, permite obtener eficiencias de remoción del 70 al 80% de mercurio inorgánico en aguas crudas con elevada turbidez.</p> <p>Resulta ineficaz para el tratamiento de mercurio orgánico pero pueden obtenerse eficiencias del 50 al 80% para especies inorgánicas.</p> <p>Suele utilizarse para la remoción de especies orgánicas, lográndose remociones mayores del 90%.</p>
<i>Nitrato</i>	<ul style="list-style-type: none"> Intercambio iónico 		Se aplica con éxito para el tratamiento de aguas subterráneas utilizando resinas de intercambio aniónicas y obteniéndose remociones mayores al 50%.
<i>Nitrito</i>	<ul style="list-style-type: none"> Oxidación 		Mediante el empleo de Cl_2 , se produce la oxidación a nitrato.
<i>Selenio</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación Ablandamiento con cal 		<p>El uso de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ permitirá remover de 40 a 80% de Se (IV). En general, las sales de aluminio son menos efectivas.</p> <p>Provee remociones del orden del 50% de Se (IV).</p>

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
	<ul style="list-style-type: none"> Alúmina activada 		<p>Ambas tecnologías no son eficaces para el tratamiento de Se (VI).</p> <p>Se ha aplicado a escala piloto y banco, obteniéndose remociones mayores al 90% de Se (IV) bajo condiciones de pH menores de 8. Para el caso de Se (VI) se obtuvieron buenos resultados trabajando a pH menores de 4.</p>
<i>Plata</i>	<ul style="list-style-type: none"> Sedimentación Coagulación Ablandamiento con cal Intercambio iónico Ósmosis inversa 		<p>Las aguas superficiales que contienen turbidez considerable pueden llegar a perder 50% de plata por sedimentación.</p> <p>La utilización de $AlCl_3$, $FeCl_3$ permite remover plata en el rango de 60 a 80%.</p> <p>Algunos estudios demostraron que esta tecnología permite remociones ligeramente mayores entre el 70 y 90%.</p>
<i>Sulfato</i>	<ul style="list-style-type: none"> Intercambio iónico Ósmosis inversa Electrodialisis Separación por congelamiento 		<p>Se trata de un compuesto difícil de remover por sus características fisicoquímicas, y aunque la tecnología está disponible, deberá considerarse la factibilidad económica.</p>
<i>Sulfuro</i>	<ul style="list-style-type: none"> Aireación Oxidación 	< 0,05 mg/L	<p>Se aplica para la oxidación del sulfuro, o para la expulsión del H_2S disuelto a través de su volatilización.</p> <p>Se utiliza ozono, Cl_2 o $KMnO_4$.</p>
<i>Sólidos Disueltos Totales</i>	<ul style="list-style-type: none"> Ósmosis inversa Destilación Separación por congelamiento 		<p>Aunque la tecnología está disponible, deberá considerarse la factibilidad económica.</p> <p>Puesto que los sólidos disueltos incluye a una serie de iones como por ejemplo bicarbonato, cloruro, sulfato, calcio, magnesio, sodio y potasio, las tecnologías de tratamiento aplicables serán las mismas que posibilitan la remoción de los constituyentes individuales.</p>

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
<i>Uranio</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación Intercambio iónico 		<p>Estudios realizados a escala banco, han demostrado que la adición de cal y MgCO₃ pueden permitir una remoción sustancial de uranio, bajo condiciones óptimas de pH y de concentración de magnesio.</p> <p>La utilización de una resina de intercambio aniónica fuerte, permitió obtener una remoción del 99% a una concentración inicial de 83 µg/L. de uranio.</p>
<i>Zinc</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación Ablandamiento con cal 		<p>La coagulación con sales de aluminio a pH 6,5-7 permite remover menos del 30%.</p> <p>Trabajando a pH 9,5-10, pueden obtenerse remociones del 60 al 90%.</p>
MÉTODOS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS			
<i>Aldrín</i>	<ul style="list-style-type: none"> Aireación Coagulación Ozonización Adsorción 		<p>Por sus características químicas la remoción por aireación es mínima.</p> <p>La efectividad es de sólo el 10%.</p> <p>Las tecnologías especiales de tratamiento son potencialmente más efectivas, aunque no se dispone de suficientes datos.</p>
<i>Clordano</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación – Filtración Adsorción 		<p>Se pueden obtener eficiencias de remoción de 35 a 55%.</p> <p>La adsorción con carbón activado es una tecnología potencialmente efectiva, aunque no se dispone de suficientes datos.</p>
<i>2,4-D</i>	<ul style="list-style-type: none"> Adsorción 	0,1 mg/L	La adsorción con carbón activado es la única tecnología que se ha encontrado efectiva para la remoción de concentraciones del orden de 0,1 a 1,0 mg/L de 2,4-D, con concentraciones de carbón activado de 14 y 31 mg/L respectivamente.
<i>DDT</i>	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación – Filtración Adsorción 	0,001	<p>La utilización de sales de hierro o aluminio permite remover DDT en el rango de 30 a 90%.</p> <p>Aunque los datos de performance son mínimos, la adsorción en carbón activado granular permite obtener valores finales de 1,0 µg/L.</p>

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
<i>Diazinona</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Adsorción 		Se adsorben moderadamente sobre carbón activo granular (50% de remoción) a bajas concentraciones (0,05 – 0,1 µg/L).
<i>Dieldrín</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Aireación ▪ Coagulación ▪ Adsorción 		<p>Se obtienen resultados limitados, en función de sus características fisicoquímicas.</p> <p>La performance de la coagulación ha sido pobre con valores de remoción de 10 a 50%, utilizando alúmina y para bajas concentraciones de dieldrín.</p> <p>Los estudios realizados a escala piloto utilizando carbón activado granular, indican remociones de más del 90% para dieldrín a concentraciones del orden de 4,3 µg/L.</p>
<i>Endrín</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Coagulación – Filtración ▪ Adsorción 	0,0001	<p>Se obtienen remociones del orden del 35% para aguas que contienen de 1 a 10 µg/L de endrín.</p> <p>Se obtuvo este valor en un test de adsorción en carbón activado para el caso de agua de río.</p>
<i>Heptacloro</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Coagulación – Filtración ▪ Adsorción 		<p>La performance de este proceso puede resultar relativamente ineficaz, similar a la encontrada para la remoción de otros ciclodienos.</p> <p>El carbón activado granular tiene una elevada capacidad de adsorción para este tipo de compuestos.</p>
<i>Epóxido de heptacloro</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Coagulación – Filtración ▪ Adsorción 		<p>Presumiblemente, la performance de este proceso puede resultar relativamente ineficaz, similar a la encontrada para la remoción de otros ciclodienos.</p> <p>El carbón activado granular tiene una elevada capacidad de adsorción para este tipo de compuestos.</p>
<i>Lindano</i> ⁽²⁾	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Adsorción 		La utilización conjunta de carbón activado granular y en polvo, es relativamente efectiva, observándose valores de entre el 80 y 90%, dependiendo de la dosis y tipo de carbón, así como de la concentración de lindano.

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
<i>Metoxicloro</i>	▪ Coagulación	0,15	La utilización de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ o de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, permite obtener eficiencias de remoción del 73 al 93% para aguas que contienen de 1 a 10 mg/L de metoxicloro.
	▪ Ablandamiento con cal	0,15	Pueden obtenerse eficiencias del 48 al 97%.
	▪ Adsorción	< 0,01	Suele utilizarse para ensayos a escala de laboratorio con 1 a 10 mg/L.
<i>Metilparatión</i>	No se cuenta con información acerca de la performance de tratamiento para este compuesto en agua. La efectividad del tratamiento podría considerarse similar a la correspondiente para la remoción de paratión.		
<i>(NTA) Ácido nitrilotriacético</i>	▪ Oxidación		Se realizaron ensayos a escala piloto utilizando Cl_2 , ClO_2 y ozono. Los desinfectantes de Cl_2 producen una degradación ligera, mientras que el ozono, en exceso de 4 mg/L provee destrucción completa.
<i>Paratión</i>	▪ Oxidación		Se verificó gran efectividad para dosis elevadas de Cl_2 , aunque puede generarse paraoxona como subproducto.
	▪ Coagulación – Filtración		Pueden obtenerse eficiencias del 20%.
	▪ Ablandamiento		Pueden obtenerse eficiencias del 10%.
	▪ Adsorción		Utilizando carbón activado, pueden obtenerse eficiencias del 90%, aunque puede competir con la remoción de otros hidrocarburos clorados que estén presentes. Algunas experiencias en Holanda indican adsorción moderada (20 a 50%) de pesticidas organofosforados a concentraciones relativamente bajas.
<i>Fenoles</i>	▪ Coagulación – Floculación		La remoción de fenol a través de la coagulación convencional con sales de hierro y aluminio, es menor al 10%.
	▪ Oxidación		Se realizaron ensayos utilizando Cl_2 , ClO_2 y ozono. Es difícil la oxidación con Cl_2 porque pueden producirse clorofenoles. El ClO_2 y el ozono pueden ser razonablemente efectivos,

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
	<ul style="list-style-type: none"> Adsorción 	0,001	<p>aunque requieren aplicaciones de tratamiento especiales.</p> <p>Se pueden tratar concentraciones bajas de fenol (10 µg/L) con un requerimiento de carbón activado razonable (con 18 mg/L de carbón activo granular pueden obtenerse concentración final del orden de 1 µg/L)</p>
2,4,5-TP	<ul style="list-style-type: none"> Oxidación Coagulación – Filtración Adsorción 		<p>Se realizaron ensayos a escala piloto utilizando Cl₂, obteniéndose remociones menores al 10%.</p> <p>Pueden obtenerse eficiencias de alrededor del 63% para aguas que contienen 0,01 mg/L.</p> <p>Utilizando carbón activado, pueden obtenerse eficiencias del 90% de 2,4,5-T. Se obtuvo una respuesta similar para el 2,4,5-TP, aunque los resultados no se han documentado.</p>
Toxafeno	<ul style="list-style-type: none"> Sedimentación 		El toxafeno, que se adsorbe en materia particulada sedimentable o suspendida, puede removerse por sedimentación o filtración, aunque no se dispone de información cuantitativa al respecto.
	<ul style="list-style-type: none"> Coagulación – Filtración 		Esta tecnología puede considerarse ineficiente, ya que se obtienen eficiencias de remoción del 10%.
	<ul style="list-style-type: none"> Oxidación 		Se realizaron ensayos utilizando Cl ₂ o ClO ₂ , verificándose muy baja remoción del compuesto.
	<ul style="list-style-type: none"> Adsorción 		Utilizando carbón activado en polvo, pueden obtenerse eficiencias del 93%.
	<ul style="list-style-type: none"> Desorción 		Puesto que el toxafeno presenta una constante de Henry elevada, puede resultar efectivo su remoción por stripping.
Trihalometanos	Los trihalometanos (u otros compuestos de carbono simple sustituidos por un halógeno) se forman por la reacción de un halógeno, tal como cloro, con un precursor, como puede ser ácido fúlvico o húmico. Existen tres estrategias de control de trihalometanos: remoción de los precursores, remoción de los trihalometanos producidos y el uso de desinfección. El control de los precursores y las consideraciones de desinfección tienen ciertas ventajas. El primero puede		

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
	involucrar procesos tales como control y tratamiento en la fuente, adsorción con carbón activado, coagulación o precipitación/filtración u oxidación con ozono o KMnO_4 .		
METODOS DE TRATAMIENTO FÍSICOS			
Color	<ul style="list-style-type: none">Coagulación – FiltraciónOzonización		Es el mecanismo convencional de remoción de color. La utilización de sales de aluminio es efectiva pero bajo condiciones de pH restringidas, por lo cual pueden emplearse también con éxito algunos polielectrolitos.
Olor	<ul style="list-style-type: none">OxidaciónAdsorciónCoagulación – FloculaciónFiltraciónAireaciónDesinfección		<p>Puede utilizarse como agente químico oxidante Cl_2, ClO_2, O_3 o KMnO_4.</p> <p>La adsorción se realiza con carbón activo.</p>
Turbiedad	<ul style="list-style-type: none">Coagulación		La coagulación seguida de filtración a través de un medio granular, es el procedimiento más ampliamente utilizado para la remoción de sustancias que producen turbiedad en el agua.
	<ul style="list-style-type: none">Filtración		La filtración a través de un medio poroso, como por ejemplo la tierra de diatomeas, también es un método efectivo para la remoción de turbiedad.
METODOS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCION DE COMPUESTOS RADIOACTIVOS			
Radio Tritio Estroncio Cesio Yodo	<ul style="list-style-type: none">Coagulación – FloculaciónPrecipitación		<p>Los procesos convencionales de coagulación-floculación suelen presentar efectividad variable para los isótopos solubles. Para el ^{226}Ra, ^{90}Sr y ^{131}I, se han encontrado remociones del orden del 25%, 15% y 1%, respectivamente.</p> <p>La precipitación química con cal o soda parece ser efectiva para la reducción de ^{226}Ra y de ^{90}Sr. Así se han registrado remociones del 75-96% de ^{226}Ra en plantas de suministro de aguas subterráneas a escala real, con un valor de pH de 10,5 – 11. Para el caso de ^{90}Sr se obtuvieron remociones del 67-96%.</p>

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
	<ul style="list-style-type: none"> Intercambio iónico Ósmosis inversa 		<p>Los estudios realizados en plantas de suministro de aguas subterráneas a escala real utilizando resinas de intercambio catiónico, indican remociones del 70 a 98% para ^{226}Ra y del 95% para ^{90}Sr.</p> <p>Se verificaron remociones del 87 a 98% para ^{226}Ra, del 95 para ^{137}Cs y 95% para ^{131}I.</p>
MÉTODOS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE MICROORGANISMOS MICROBIOLÓGICOS			
Microorganismos	<p>El proceso de tratamiento requerido para producir una agua de bebida de buena calidad dependerá de la fuente de agua cruda. En la actualidad, puede producirse agua potable a partir de agua altamente contaminada mediante la aplicación de tratamientos específicos, sin embargo, es recomendable que el agua de alimentación provenga de la fuente de mejor calidad posible. Los procesos de tratamiento tales como coagulación – floculación, sedimentación, filtración y desinfección proveen múltiples barreras para la remoción de organismos patógenos.</p>		
	Desinfección	<p>La desinfección es un elemento clave en la prevención de ocurrencia de enfermedades de origen hídrico. Los agentes desinfectantes que se utilizan con mayor frecuencia son el Cl_2 y sus compuestos y el ozono.</p>	
	<ul style="list-style-type: none"> * Cloro * Ozono 	<p>El Cl_2, además de ser un germicida efectivo, tiene otros beneficios tales como la remoción de color, control de olor y sabor, supresión del crecimiento de algas y precipitación de hierro y manganeso. Es deseable mantener una concentración de Cl_2 residual en los sistemas de distribución de modo que se mantenga la acción bactericida a través de todo el sistema. Así, la pérdida de Cl_2 residual en un área localizada servirá como indicador de que se produjo un ingreso de material al sistema de distribución. Sin embargo, el uso de Cl_2 tiene algunos inconvenientes, siendo el más importante la formación de compuestos orgánicos halogenados.</p> <p>El ozono puede utilizarse para eliminar olores y sabores, así como trazas de metales pesados. Es un desinfectante poderoso e inactiva además de bacterias, virus, hongos y esporas, los cuales no son susceptibles a la desinfección con Cl_2. Sin embargo, presenta una serie de desventajas entre las que se pueden mencionar: a) se produce en forma eléctrica, por lo cual debe generarse en el sitio de aplicación; b) resulta difícil el ajuste del nivel de tratamiento para cambios en la calidad del agua cruda; c) no pueden mantenerse niveles residuales por largos períodos de tiempo, por lo cual la calidad del agua se deteriora durante su distribución; d) es más caro que el Cl_2.</p>	

Parámetro	Tecnología de tratamiento	Concentración de salida [mg/l]	Observaciones
	* Dióxido de cloro	El ClO ₂ es un poderoso germicida y no reacciona con los compuestos nitrogenados para formar cloraminas, como ocurre con el Cl ₂ . Su principal desventaja es que a dosis equivalentes resulta más caro que el Cl ₂ .	
	* Otros	Otros desinfectantes utilizados, en general, para situaciones específicas, tales como piscinas y suministros industriales, son el I ₂ , Br ₂ , KMnO ₄ , sales de plata y radiaciones ionizantes y ultravioleta.	
	Todos los suministros derivados ya sea de fuentes de agua superficial o subterránea, deben recibir como mínimo tratamiento de desinfección. Los quistes de <i>Giardia lamblia</i> pueden destruirse por ebullición, pero son relativamente resistentes al Cl ₂ y al I ₂ . Los huevos pueden removerse por coagulación-floculación seguido por filtración y desinfección. También puede resultar efectivo el uso de filtros de arena de baja velocidad.		

⁽¹⁾ Expresado como mg/L de As(V)

⁽²⁾ Lindano o Hexaclorociclohexano

Tabla 10. Tecnologías de tratamiento de acuerdo con el parámetro a controlar

2. AGUA TRATADA

2.1. INTRODUCCIÓN

El principal objetivo del establecimiento de criterios de calidad para el agua potable es proteger la salud pública limitando al mínimo aquellos componentes que puedan implicar un riesgo para la salud de los consumidores y el bienestar de la comunidad en general.

Los criterios de calidad para el agua potable son establecidos por organismos nacionales o internacionales y se basan en datos científicos y en la experiencia de expertos, y permiten establecer un listado de contaminantes y las concentraciones que no deben sobrepasarse, sin tener en cuenta aspectos de factibilidad técnica y económica. Los criterios tienen la forma de recomendaciones o sugerencias pero no tienen forma regulatoria.

Las normas de calidad o standard son establecidas sobre la base de los criterios antes mencionados, y tienen fuerza legal.

Por otra parte, podrán existir objetivos de calidad a alcanzar, que son las concentraciones de contaminantes que una agencia o el proveedor del servicio de agua elegirá para poder cumplir en forma consistente con las normas vigentes. Las concentraciones elegidas son más bajas que las exigidas por las normas y pueden incluirse contaminantes que no figuren en ellas. Por ejemplo, si el valor establecido por la norma para la turbiedad es 1 UNT, un servicio puede fijar un valor de 0.5 UNT para asegurar una performance aceptable de la planta de tratamiento, o puede fijarse un objetivo respecto a las concentraciones de carbono orgánico total aunque éste no esté incluido en las normas vigentes.

Aunque esto resulte sencillo de decir y comprender, es un tema muy complejo y muchas veces controvertido en el campo del abastecimiento de agua y se engloba dentro de un gran tema que podríamos denominar regulaciones sobre calidad de agua potable.

Las regulaciones son de vital importancia para los ingenieros que deben diseñar sistemas de abastecimiento de agua, ya que inciden en la selección de las fuentes de agua, en la elección de los procesos de tratamiento, en los parámetros de diseño a adoptar y en los costos. Los ingenieros deben conocer las normas vigentes, sus fundamentos, qué cambios pueden esperarse en el futuro de tal modo que todos los elementos del sistema: captación de aguas, tanques de reserva, cisternas, plantas de tratamiento, red de distribución se diseñen con el objetivo de asegurar un agua de calidad que no comprometa la salud de los consumidores y sea aceptada por los mismos.

En los puntos siguientes, se indican criterios de calidad siguiendo las recomendaciones de las Guías para la Calidad del Agua Potable de la Organización Mundial de la Salud publicadas en 1996, que como es conocido se han elaborado con la idea de que sirvan de base para elaboración de normas nacionales.

Según se establece en las mismas guías, los valores recomendados no son límites obligatorios. Para establecer límites de ese tipo, es necesario considerar esos valores en

el contexto de las condiciones locales o nacionales de carácter ambiental, social económico y cultural.

La principal razón de que no se preconice la adopción de normas internacionales para la calidad del agua potable radica en las ventajas que presenta para el establecimiento de normas y reglamentaciones nacionales la aplicación de un enfoque basado en la relación (cualitativa o cuantitativa) entre riesgos y beneficios, ya que un enfoque de ese tipo permitirá adoptar normas y reglamentos fáciles de aplicar y hacer cumplir. Por ejemplo, la adopción de normas excesivamente estrictas sobre el agua potable podría limitar el abastecimiento disponible, lo cual sería un problema importante en las regiones donde exista escasez.

En el texto se discuten, como se ha indicado, los criterios de calidad siguiendo la siguiente clasificación:

- Aspectos microbiológicos
- Aspectos biológicos
- Aspectos químicos
- Aspectos de aceptabilidad
- Aspectos radiológicos

En la discusión de los parámetros involucrados en cada una de las categorías antes listadas, especialmente las referidas a los contaminantes orgánicos, se hace especial énfasis en aquellos que pueden eliminarse con los tratamientos convencionales de tratamiento y/o con tratamientos especiales a un costo razonable para el consumidor. Se considera que algunos contaminantes, si están presentes en la fuente en concentraciones importantes harán que ésta sea descartada por los costos que implicaría su remoción y por la dificultad que implica su control.

Se presentan los antecedentes en materia de normativa en nuestro país y se comentan las Normas de Calidad del COFES (Consejo Federal de Entidades de Saneamiento) y las normas establecidas en el Código Alimentario Argentino. Es interesante señalar que los criterios de calidad de agua potable y la legislación que se deriva de ellos están en permanente evolución, por la aparición de nueva información científica acerca del efecto sobre la salud de algunos componentes, por el desarrollo de nuevas técnicas analíticas y por la aparición continua de nuevos compuestos químicos tóxicos.

2.2. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

2.2.1. Importancia de la Contaminación Microbiológica

Es tal la gravedad de las posibles consecuencias de la contaminación microbiana que su control deberá ser de primordial importancia. Es necesario evitar especialmente los brotes de enfermedades transmitidos por el agua porque pueden dar lugar a la infección simultánea de gran parte de la comunidad.

Las enfermedades infecciosas causadas por bacterias patógenas, virus, protozoos y helmintos constituyen el riesgo más común y difundido asociado con el agua de bebida. Los organismos patógenos (esto es, organismos que potencialmente pueden causar enfermedades) que pueden ser transmitidos oralmente por el agua de bebida se han listado en la **Tabla 11**. En ella se incluye su significado sanitario, la enfermedad que transmiten, la persistencia en el agua, la resistencia a la cloración, la dosis infectiva y si tienen como reservorio a animales.

Agente patógeno	Importancia para la salud	Persistencia en el agua (a)	Resistencia al cloro (b)	Dosis infecciosa relativa (c)	Reservorio animal importante	Enfermedades transmitidas
Bacterias						
Campylobacter jejuni, C. coli	Considerable	Moderada	Baja	Moderada	Sí	Enteritis, Gastritis Disentería, Diarrea
Escherichia coli patógeno	Considerable	Moderada	Baja	Alta	Sí	Fiebre Tifoidea
Salmonella typhi	Considerable	Moderada	Baja	Alta (d)	No	
Salmonella	Considerable	Prolongada	Baja	Alta	Sí	Diarreas Gastroenteritis
Shigella spp.	Considerable	Breve	Baja	Moderada	No	Disentería
Vibrio cholerae	Considerable	Breve	Baja	Alta	No	Cólera
Yersinia enterocolítica	Considerable	Prolongada	Baja	Alta (?)	Sí	Gastroenteritis Diarrea
Pseudomonas aeruginosa	Moderada	Pueden multiplicarse	Moderada	Alta (?)	No	Otitis, otras infecciones en personas inmunodeprimidas
Aeromonas spp.	Moderada	Pueden multiplicarse	Baja	Alta (?)	No	
Virus						
Adenovirus	Considerable	(?)	Moderada	Baja	No	Gastroenteritis Enf. respiratorias
Enterovirus	Considerable	Prolongada	Moderada	Baja	No	Poliomelitis Meningitis
Hepatitis A	Considerable	(?)	Moderada	Baja	No	Hepatitis A
Hepatitis transmitida por vía entérica, virus de la hepatitis ni A ni B, hepatitis E	Considerable	(?)	(?)	Baja	No	Hepatitis E
Virus de Norwalk	Considerable	(?)	(?)	Baja	No	Diarreas
Rotavirus	Considerable	(?)	(?)	Moderada	No (?)	Gastroenteritis Diarrea
Virus pequeños y redondos	Moderada	(?)	(?)	Baja (?)	No	
Protozoarios						
Entamoeba histolítica	Considerable	Moderada	Alta	Baja	No	Amebiasis
Giardia intestinalis	Considerable	Moderada	Alta	Baja	Sí	Giardiasis
Cryptosporidium parvum	Considerable	Prolongada	Alta	Baja	Sí	Cryptosporidiosis
Helmintos						
Dracunculus medinensis	Considerable	Moderada	Moderada	Baja	Sí	

(?) No conocido o no confirmado

(a) Período de detección de la fase infecciosa en el agua a 20 °C: breve, hasta 1 semana; moderada, de 1 semana a 1 mes; prolongada, más de 1 mes.

(b) Cuando la fase infecciosa se encuentra en estado libre en el agua tratada con dosis y tiempos de contacto tradicionales. Resistencia moderada, el agente puede no quedar completamente destruido; resistencia baja, el agente queda completamente destruido.

(c) La dosis necesaria para causar la infección en el 50% de los voluntarios adultos sanos; en el caso de algunos virus, puede bastar con una unidad infecciosa.

(d) Según los resultados de experimentos con seres humanos voluntarios. La principal vía de infección es el contacto cutáneo, pero los enfermos de cáncer o con inmunosupresión pueden ser infectados por vía oral.

Tabla 11. Organismos patógenos transmitidos por el agua

Se analizan a continuación las principales características de cada uno de los grupos de microorganismos involucrados en forma separada, sin entrar a describir en detalle las enfermedades causadas por cada uno de ellos.

2.2.1.1. Bacterias

Las bacterias son organismos unicelulares cuyos tamaños oscilan entre 0.1 a 10 micras y se multiplican por escisión binaria transversa. Su estructura es simple, poseen una membrana celular y en su interior contienen dos regiones: el citoplasma y el núcleo, ambos de apariencia uniforme.

Las células con estas características son llamadas procariotas. La simple apariencia de las bacterias es engañadora, fisiológicamente son más diversas que cualquier otro grupo biológico y estas dos características hace que sean difíciles de clasificar y generalmente se las identifica por una combinación de características morfológicas y respuestas metabólicas.

Para los ingenieros sanitarios es suficiente referirse al nombre de los organismos de mayor interés y conocer su significado sanitario.

Hay bacterias que son excretadas en las heces humanas y animales, de las cuales las más conocidas son *Shigella dysenteriae*, *Salmonella thypi* y *parathypi* y *Vibrión colérico* y otras que crecen en los sistemas de abastecimiento de agua como *Pseudomonas aeruginosa* y *Aeromonas*.

2.2.1.2. Protozoos

El agua de bebida cumple un importante papel en la diseminación de tres protozoos patógenos para los seres humanos: *Giardia*, el agente etiológico de la giardiasis, *Cryptosporidium*, agente de la *Cryptosporidiosis* y *Entamoeba histolítica* causante de la disentería amebiana. Se describe aquí con más detalle cada uno de estos tres microorganismos porque su control es relativamente nuevo dentro del campo del abastecimiento de agua y aparece con mucha frecuencia en la literatura reciente.

Giardia

Los organismos del género *Giardia* son protozoos flagelados que parasitan el intestino de los seres humanos y animales. Los flagelados poseen dos ciclos de vida consistente en un estado reproductivo de trofozoito y un estado quístico de resistencia ante condiciones adversas del medio ambiente.

Una vez que los quistes son ingeridos por un huésped sensible, se disuelve la envoltura quística y se liberan los trofozoitos que se reproducen y se adhieren a las paredes del intestino. Probablemente en respuesta a presiones poblacionales, los trofozoitos en algún momento abandonan el epitelio intestinal y mientras viajan por el intestino son aparentemente inducidos a enquistarse debido a las sales biliares, el pH alcalino y a los metabolitos bacterianos.

Los quistes que son ovoides y, miden entre 8 y 12 micras de largo y 7 a 10 micras de ancho son excretados con las heces y retornan al medio ambiente. El tiempo que pueden sobrevivir los quistes depende de la temperatura.

Se ha informado que pueden vivir hasta 80 días a 10°C y que por encima de 20°C su inactivación es relativamente rápida. La Giardia están ampliamente distribuidas en la naturaleza y se ha reportado su presencia en más de 40 especies animales incluyendo anfibios, pájaros, y mamíferos.

Las rutas de exposición incluyen la ingestión de agua de bebida contaminada, el contacto con aguas recreacionales contaminadas, la ingestión de alimentos contaminados y el contacto persona a persona. Epidemias de Giardiasis asociadas con aguas de bebida contaminadas han sido reportadas en los países desarrollados en los últimos años y de allí la importancia que se le da actualmente al tema.

En nuestro país es una enfermedad endémica, pero no se han realizado estudios epidemiológicos que puedan determinar la influencia que tiene el agua de bebida en su diseminación.

La infección sintomática puede ser aguda, subaguda o crónica y los síntomas más frecuentemente reportados incluyen diarrea, flatulencia, fatiga, anorexia, náuseas pérdidas de peso y vómitos. La infección en los niños puede interferir con el crecimiento y el desarrollo normales.

Cryptosporidium

Cryptosporidium es un parásito coccideo intracelular del tracto gastrointestinal y del tracto respiratorio de numerosos animales incluyendo los mamíferos, pájaros y peces y tiene amplia distribución en el mundo. Al igual que en la Giardia, la infección ocurre por la ingestión de la fase infectiva que en este caso está constituida por los ooquistes.

Los humanos infectados pueden excretar 10⁹ ooquistes por día y la densidad promedio de los mismos en un líquido cloacal crudo ha sido estimada en 5000 organismos por litro.

La infección se inicia por la ingestión de los ooquistes que tienen cuatro esporozoitos móviles. Estos son liberados de los ooquistes, se adhieren al epitelio del intestino como trofozoitos fijos y luego a través de estado asexuales y sexuales se convierten nuevamente en ooquistes.

La mayoría de los ooquistes se desprenden y esporulan durante el pasaje a través del intestino y cuando son excretados tienen gruesas paredes y son infectivos. Su tamaño oscila entre 4 y 6 micras.

En varios estudios conducidos a través del mundo se encontró personas inmunocompetentes infectadas en 26 países con una prevalencia de 0,6 a 20% en países desarrollados y del 4 al 20% en países en desarrollo. En nuestro país, según informes preliminares, sería una afección con elevados índices de prevalencia.

En un estudio realizado en la ciudad de Santa Fe por Abramovich et al, se detectó la presencia de ooquistes en el agua subterránea que era fuente de provisión de un grupo de viviendas y se demostró su relación con la mayor incidencia de parasitosis en niños de 4 meses a 12 años que consumían ese agua.

Excluyendo a Giardia, Cryptosporidium presenta probablemente el mayor potencial de transmisión de todos los protozoos parásitos, porque está ampliamente distribuido en el medio ambiente y es el más resistente a la acción del cloro.

La infección sintomática produce trastornos gastrointestinales que pueden estar acompañados de enfermedades semejantes a la gripe, vómitos, anorexia y flatulencia. Puede causar la muerte en pacientes con SIDA u otros síndromes de inmunodeficiencia y en pacientes que reciben drogas inmunosupresoras.

Entamoeba histolítica

La E. histolítica está ampliamente distribuida en el mundo y existe en estado de trofozoito y quistes. La infección se produce por la ingestión de los quistes cuyo tamaño oscila entre 10 a 20 micras.

Las fuentes de infección son los pacientes que excretan quistes, aunque puede transmitirse por los alimentos, incluidos las verduras crudas. Aunque la mayoría de las infecciones con E. histolítica son asintomáticas, puede causar la muerte.

La manifestación clínica es la gastroenteritis que puede variar entre una diarrea débil a una disentería fulminante. La patogenicidad aparentemente está relacionada con el estado nutricional de los individuos infectados.

2.2.1.3. Virus

Los virus que tienen mayor importancia en la transmisión de enfermedades infecciosas son aquellos que se multiplican en el intestino humano y son excretados en gran cantidad por los individuos enfermos.

Un virus es un elemento geométrico que contiene DNA (ácido desoxirribonucleico) o bien RNA (ácido ribonucleico) y que está rodeado de una proteína protectora llamada cápside. El tamaño de los virus varía entre 20 y 30 nanómetros.

Los virus no poseen una vida química interna comparable con la célula, por lo que necesitan para vivir y reproducirse de un aparato viviente que pueda cederle la energía necesaria, es decir necesitan de una célula para replicarse y por ello son parásitos.

Aunque los virus no pueden multiplicarse fuera de los huéspedes infectados, algunos virus entéricos poseen la habilidad para sobrevivir en el medio acuático y permanecer infectivos. La descarga de líquidos cloacales constituye la principal causa de su presencia en los cuerpos de agua. Los virus más conocidos son los de la poliomielitis y la hepatitis.

Los procesos de tratamiento de líquidos cloacales pueden reducir el número de virus entre 10 y 1000 veces, dependiendo del tipo y de la extensión del tratamiento pero no los eliminan totalmente y estarán presentes en los lodos de las plantas de tratamiento.

2.2.1.4. Helmintos

Los helmintos son gusanos parásitos que comprenden dos grupos que no tienen relación entre sí: los llamados gusanos planos o Plathelminos y los gusanos redondeados o Nematodes. Las enfermedades producidas por helmintos como la esquistosomiasis, se producen por el contacto de la piel con aguas contaminadas.

La esquistosomiasis es una importante enfermedad parasitaria que existe en las regiones tropicales y subtropicales y se difunde por contacto con el agua durante el baño o el

lavado de la ropa. Es producida por el nematode Schistosoma que debe pasar parte de su vida en un ambiente acuático y debe infectar a un huésped intermediario que es un caracol.

La dinámica de transmisión de la esquistosomiasis está relacionada con el desarrollo de los recursos hídricos y gran parte de la exposición tiene carácter ocupacional aunque se transmite por lavado de ropa y baños en aguas contaminadas. La única enfermedad que se transmite solamente por ingestión de agua es la Filariasis causada por la Filaria o Dracunculus medinensis, un gusano parásito que mide de 30 a 120 cm. Tiene gran incidencia en Africa, India y Paquistán y su erradicación es un objetivo de la OMS.

2.2.1.5. Otros Organismos Patógenos

Existen otros agentes patógenos a los que se le ha atribuido una importancia moderada porque su patogenicidad es baja y sólo provocan enfermedades oportunistas en sujetos de inmunidad reducida o porque la vía de infección primaria es el contacto o la inhalación más que la ingestión.

Un ejemplo es la Pseudomonas aeruginosa, bacteria no esporulada, Gram negativa, que se encuentra comúnmente en las heces, en suelo y en el agua. La mayoría de las enfermedades que puede causar se deben más al contacto con agua contaminada que a su ingestión y en personas sanas son leves: otitis, infecciones de la piel y pústulas.

Por sus escasos requerimientos nutricionales puede sobrevivir por bastante tiempo, encontrándose en aguas almacenadas, por ejemplo, en tanques domiciliarios, que no han sido correctamente desinfectados. Constituye un adecuado indicador para evaluar el estado sanitario de las redes de distribución de agua.

Es probable que el agua contaminada por tierra o por heces pueda ser portadora de otras infecciones parasitarias, como la balantidiasis causada por Balantidium coli u otras infecciones provocadas por helmintos como Ascaris, Trichuris o Taenia. Sin embargo, en la mayor parte de los casos el modo de transmisión es la ingestión de los huevos en alimentos contaminados más que la ingestión de agua contaminada. En general estas enfermedades están relacionadas con un inadecuado manejo de los líquidos cloacales en las viviendas.

2.2.2. Indicadores de la Calidad Microbiológica

El reconocimiento de que las aguas contaminadas con heces son responsables de la diseminación de enfermedades entéricas llevó al desarrollo de métodos para verificar si el agua está libre de contaminación fecal. Aunque la mayoría de los organismos patógenos antes descritos pueden ser detectados en la actualidad, los métodos son laboriosos, demandan tiempo y en general son costosos.

Los patógenos son aportados a las aguas por las personas o los animales enfermos y no es posible examinar el agua para todos los posibles agentes infecciosos que pueden estar presentes. Por tal motivo, se utilizan organismos indicadores de contaminación cloacal, en este caso bacterias. Las características que deben cumplir estos organismos indicadores son las siguientes:

- Deben estar universalmente presentes en las heces humanas y en la de los animales de sangre caliente en grandes cantidades.
- No deben ser habitantes naturales de aguas no contaminadas.
- Deben poder detectarse por métodos relativamente sencillos.
- Su persistencia en el agua y la medida en que pueden ser removidos por los procesos de tratamiento debe ser similar o mayor a la de las bacterias patógenas.

2.2.2.1. Coliformes Totales

Los organismos coliformes han sido reconocidos como un indicador adecuado de la calidad microbiológica porque son fáciles de detectar y enumerar. El término coliformes se refiere a bacterias Gram-negativas, capaces de crecer en presencia de sales biliares y de fermentar la lactosa a 35-37°C con la producción de ácido, gas y aldehído dentro de las 24-48 horas.

Tradicionalmente las bacterias coliformes se consideraban pertenecientes a los géneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* y *Klebsiella*, pero en los modernos métodos taxonómicos, es definido como un grupo heterogéneo que incluye bacterias fermentadoras de la lactosa que pueden ser encontradas en las heces y en el medio ambiente, por ejemplo, aguas ricas en nutrientes, suelos, vegetación en descomposición.

Las bacterias coliformes no deben encontrarse en las aguas tratadas y si se encuentran sugieren un tratamiento inadecuado, una contaminación posterior o excesivos nutrientes. En este sentido, puede usarse para evaluar el funcionamiento de una planta de tratamiento y de lo que ocurre en el sistema de distribución.

2.2.2.2. Coliformes Termotolerantes

Este grupo se define como el grupo de organismos coliformes que son capaces de fermentar la lactosa a 44-45°C. Comprende los géneros *Escherichia* y en menor medida especies de *Klebsiella*, *Enterobacter* y *Citrobacter*. La *Escherichia coli* es una bacteria perteneciente a este grupo.

Las bacterias coliformes termotolerantes antes conocidas como bacterias coliformes fecales, pueden estar presentes, sobre todo en países tropicales y subtropicales en aguas que no tienen ninguna relación con contaminación de origen humano o animal.

Son bacterias indicadoras menos confiables de la contaminación fecal que la *Escherichia coli*, aunque en la mayoría de los casos sus concentraciones están relacionadas a las de esta bacteria, por lo que todavía se las sigue incluyendo en las normas de calidad bacteriológica.

2.2.2.3. Escherichia Coli

Esta bacteria está presente en forma abundante en las heces humanas y en la de animales de sangre caliente, donde puede llegar a valores de 10^9 organismos por gramo de heces. Se encuentra en los líquidos cloacales frescos y en los suelos y aguas naturales sometidas a contaminación fecal reciente.

La identificación completa de esta bacteria es muy complicada para análisis de rutina y por lo tanto se han desarrollado en los últimos años tests que permiten su identificación rápida con un alto grado de seguridad. Algunos de los métodos han sido aceptados por los organismos internacionales y otros están en proceso de evaluación.

2.2.2.4. Clostridia Reductores de Sulfitos

Son bacterias anaeróbicas formadoras de esporas, y la más característica es el *Clostridium perfringens*, bacteria que está presente en las heces humanas pero en menor cantidad que la *Escherichia coli*. Sin embargo, no son exclusivamente de origen fecal y pueden encontrarse en el medio ambiente.

Las esporas pueden sobrevivir en agua más que los organismos coliformes y por eso se las ha tomado para detectar contaminación lejana. En algunas normativas, como por ejemplo la de la Comunidad Económica Europea, se incluye su determinación pero en general sólo se usa como un parámetro complementario.

2.2.2.5. Streptococos Fecales

El término estreptococo fecal se refiere a aquellos estreptococos presentes en las heces humanas y animales.

Los estreptococos fecales rara vez se multiplican en agua contaminada y son más persistentes que la *Escherichia coli* y las bacterias coliformes. Por lo tanto, en los exámenes de la calidad del agua, sirven sobre todo como indicadores suplementarios de la eficiencia de los tratamientos.

Los estreptococos son resistentes al secado y pueden ser útiles para realizar controles sistemáticos después de la colocación de nuevas tuberías o luego de tareas de reparación de los conductos existentes. También se usa como parámetro complementario.

2.2.2.6. Bacterias Aerobias Heterotróficas

Este grupo comprende todas las bacterias aerobias que se desarrollan en medio agar nutritivo a 37 grados durante 24 horas. Puede constituir un indicador complementario para detectar la contaminación de agua sin tratar y tratada, pero no tiene gran significación y se lo ha excluido de los valores guías de la OMS (Organización Mundial de la Salud).

2.2.2.7. Métodos de Detección

Los métodos más usados para la detección de bacterias coliformes totales y fecales son la técnica de fermentación en tubos múltiples y la técnica de membrana filtrante. Ambos métodos están descritos en los Standard Methods de la APHA, AWWA y WEF.

El método de tubos múltiples consiste en sembrar distintas diluciones de la muestra en tubos que contienen un medio de cultivo apropiado e incubarlos durante 24-48 hs. a 35°C luego del cual se observa si se ha producido gas. Si hay tubos positivos, se repican en un

medio selectivo y se incuban durante 24-48 horas a 44°C, para determinar la presencia de bacterias coliformes termotolerantes.

En el caso de la técnica de fermentación de tubos múltiples, los resultados se comunican en términos de Número Más Probable (NMP) de microorganismos por 100 ml. Este número está basado en determinadas fórmulas de probabilidad y es un cálculo de la densidad media de coliformes en la muestra. Un tubo positivo corresponde a 2,2 NMP/100ml, por lo tanto este valor es el límite de detección de la técnica.

El método de membrana filtrante consiste en filtrar la muestra de agua a través de una membrana filtrante estéril de 0,45 micras de tamaño de poro, que retiene las bacterias. El filtro es luego colocado en medios de cultivo altamente selectivos para coliformes totales y fecales y luego se incuba a 35 o 44°C, según corresponda. Luego del período de incubación, se cuentan las colonias de coliformes que se han desarrollado y se determina su número por 100 ml. Cuando se emplea este método y no se desarrolla ninguna colonia se puede informar que existe ausencia de microorganismos.

2.2.3. Criterios de Calidad Microbiológica

Los agentes patógenos tienen propiedades que los distinguen de los contaminantes químicos, entre ellas:

- Los organismos patógenos son partículas discretas y no están disueltos en el agua.
- Los patógenos están frecuentemente adheridos a los sólidos suspendidos en el agua de tal modo que la probabilidad de ingerir una dosis infectiva no puede predecirse por su concentración promedio en el agua.
- La probabilidad de adquirir una enfermedad infecciosa por ingestión de patógenos depende de la invasividad y virulencia del microorganismo así como de la inmunidad del individuo.
- Si la infección se produce, los patógenos se multiplican en el huésped.
- Contrariamente a lo que ocurre en el caso de numerosos contaminantes químicos, la respuesta a una dosis no es acumulativa.

Debido a las propiedades mencionadas en el caso de patógenos no existe un límite inferior tolerable por lo que el agua destinada al consumo, la preparación de bebidas y alimentos y la higiene personal no debe contener ningún agente patógeno para los seres humanos.

Aunque numerosos patógenos pueden detectarse mediante métodos adecuados, es más fácil realizar pruebas para determinar la presencia de bacterias indicadoras específicas de la existencia de contaminación fecal y por lo tanto dichas bacterias no deben estar presentes en el agua destinada al consumo humano.

La ausencia de bacterias indicadoras representa un gran factor de seguridad porque son muy abundantes en las aguas contaminadas y ello se ha confirmado a lo largo de muchos años de experiencia en el control de enfermedades infecciosas.

2.2.3.1. Calidad Bacteriológica

Como ya se indicó, el agua destinada a la bebida y a usos domésticos no debe contener patógenos y como el indicador más numeroso y específico de la contaminación fecal de origen humano y animal son los coliformes termotolerantes y la E. coli, éstos no deben estar presentes en muestras de 100 ml.

Este criterio se puede cumplir fácilmente con un adecuado tratamiento del agua. En casi todas las epidemias de enfermedades transmitidas por el agua, se ha demostrado que la calidad bacteriológica de ésta no era satisfactoria.

2.2.3.2. Calidad Viroológica

El agua para consumo humano debe estar libre de la presencia de virus entéricos para que el riesgo de transmisión de enfermedades virales sea despreciable.

Se supone que cualquier sistema de abastecimiento sujeto a contaminación fecal expone a los consumidores al riesgo de adquirir una enfermedad de este tipo.

Aunque se han realizado progresos en la elaboración de modelos para predecir los riesgos de enfermedad asociados a la ingesta de agua con diferentes concentraciones de virus, su desarrollo no es suficiente como para establecer un criterio cuantitativo. Aún cuando fuera posible establecer una concentración admisible para los virus, no existen métodos rápidos y confiables de detección que puedan utilizarse en forma rutinaria.

Por tal motivo la OMS no establece concentraciones para los virus y sostiene que existen dos caminos para prevenir su presencia en el agua de bebida:

- Utilizar una fuente de provisión no contaminada con líquidos cloacales
- Si la fuente está contaminada, someterla a procesos de tratamiento que aseguren la reducción de los virus a un nivel insignificante.

Tipos de fuente	Tratamiento recomendado
Aguas subterráneas - Pozos profundos protegidos; esencialmente libres de contaminación fecal - Pozos superficiales no protegidos; contaminación fecal	- Desinfección - Filtración y desinfección
Aguas superficiales - Aguas embalsadas protegidas en tierras altas; esencialmente libres de contaminación fecal - Aguas embalsadas o río en tierras altas no protegidos; contaminación fecal - Ríos no protegidos en tierras bajas; contaminación fecal - Cuenca hidrográfica no protegida; contaminación fecal considerable	- Desinfección - Filtración y desinfección - Desinfección previa o almacenamiento, filtración, desinfección - Desinfección previa o almacenamiento, filtración, tratamiento suplementario y desinfección

Tabla 12. Tratamientos recomendados para distintas fuentes a fin de obtener agua con un riesgo insignificante de presencia de virus

En la **Tabla 12** se transcribe un cuadro proporcionado por la OMS con los tratamientos recomendados para distintas fuentes con el fin de obtener agua con un riesgo insignificante de presencia de virus. Cuando se refiere a la filtración, se entiende que podrá ser lenta o rápida según la turbiedad del agua a tratar. En el caso de filtración rápida, existirán los procesos previos de coagulación, floculación y sedimentación.

2.2.3.3. Calidad Parasitológica

Según la OMS no es posible establecer valores guías para los protozoos y helmintos, salvo decir que no deben estar presentes en las aguas de bebida porque sólo unos pocos organismos pueden causar la infección de los seres humanos.

Se están normalizando métodos analíticos para la detección de quistes de *Giardia* y ooquistes de *Cryptosporidium*, pero son laboriosos y consumen gran cantidad de tiempo. Por ese motivo se realizan numerosos trabajos de investigación para encontrar parámetros subrogantes, como el conteo de partículas, el análisis microscópico de partículas, etc., que permitan asegurar la ausencia de parásitos.

Salvo en casos de gran contaminación con parásitos, el cumplimiento de los requisitos de calidad bacteriológica y la aplicación de los tratamientos recomendados para reducir los virus, reducirán a un nivel insignificante el riesgo de transmisión de enfermedades parasitarias por el agua.

2.2.4. Eficiencia de los Distintos Procesos de Tratamiento en la Eliminación de Patógenos

La elección del sistema de tratamiento dependerá del tipo de fuente y de la calidad del agua proveniente de la misma. Si la fuente está contaminada por el aporte de excretas humanas y/o animales, es especialmente importante que el tratamiento oponga barreras múltiples para la remoción de microorganismos patógenos garantizando un alto grado de protección y no dependiendo de un solo proceso.

En general, el tratamiento del agua procedente de fuentes superficiales, que son las más susceptibles de estar contaminadas por organismos patógenos, debe comprender las siguientes etapas o distintas combinaciones de ellas: almacenamiento en depósitos o represas, desinfección previa, coagulación-floculación-sedimentación (o flotación), filtración lenta o rápida y desinfección. Se pueden introducir tratamientos especiales, si la calidad de la fuente lo requiriera como ablandamiento, remoción de hierro y manganeso, arsénico, etc.

La desinfección es la última barrera y protege al agua potable de la contaminación en el sistema de distribución y todo el tratamiento previo tiene por objetivo preparar el agua para una desinfección eficaz. La filtración es la última barrera para la eliminación de quistes de protozoos ya que los mismos no son eliminados durante la cloración con las dosis y los tiempos de contacto que se utilizan normalmente en las plantas de tratamiento.

En las zonas rurales una serie típicamente aplicable, que involucra el concepto de múltiples barreras, podrá comprender la siguiente secuencia: almacenamiento, sedimentación simple, filtración en mantos de grava (dinámica, ascendente, horizontal,

etc.), filtración lenta en arena y desinfección. Es importante señalar que esta línea de tratamiento sólo será aplicable si la turbiedad del agua a tratar es baja o con picos de turbiedad que pueden reducirse fácilmente por sedimentación. Si la turbiedad es de origen coloidal o el agua posee color debido a sustancias húmicas, el uso de la filtración lenta no es aconsejable.

2.2.4.1. Almacenamiento

Durante el embalsamiento en represas o depósitos, la calidad microbiológica del agua mejora debido a procesos de sedimentación, al efecto letal de la luz ultravioleta en las capas superficiales y a la muerte de microorganismos por falta de nutrientes y por predación. La reducción de bacterias indicadoras de contaminación fecal y de enterovirus puede llegar hasta un 99% (2 log), con un máximo en verano, si el tiempo de residencia es de 3 o 4 semanas.

El mayor problema que aparece si los reservorios están expuestos a la luz es la aparición de algas, que deterioran la calidad del agua en otro aspecto y podrán interferir en los procesos de tratamiento posteriores. En algunos casos se utilizan microtamices para la eliminación de algas, pero el efecto de este pretratamiento sobre la calidad bacteriológica del agua es escaso o nulo.

También suele utilizarse desinfección previa para la eliminación de fito y zooplancton, y por supuesto esto provoca la disminución de bacterias indicadoras y patógenas, pero debe evitarse la formación de compuestos orgánicos clorados como los trihalometanos, sobre los que se tratará más adelante.

2.2.4.2. Coagulación, Floculación, Sedimentación

Los procesos de coagulación, floculación y sedimentación que son analizados con detalle en otros capítulos, tienen como finalidad remover las partículas de turbiedad de tamaño coloidal. Durante estos procesos, en el que se agregan sales de aluminio o hierro para desestabilizar las partículas de arcilla negativamente cargadas, se forma un precipitado llamado "flóculo" o "coágulo" al que se adhieren, algas, bacterias y virus.

La eficiencia en remoción de patógenos es muy elevada y puede variar entre 95 a 98% si los flóculos son adecuadamente separados en el proceso de sedimentación. Hay que tener en cuenta que los microorganismos quedarán retenidos en los lodos de los sedimentadores y por lo tanto deberá prestarse especial atención a la disposición final de los mismos.

2.2.4.3. Filtración Rápida y Lenta en Arena

La filtración rápida que es analizada con detalle en otros capítulos tiene por objetivo retener los flóculos que han escapado del proceso de sedimentación y que como se indicó anteriormente contienen gran cantidad de microorganismos. Su eficiencia en la remoción de bacterias coliformes termotolerantes puede llegar al 80% si no se supera una cantidad de 10 bacterias en 100 ml en el agua afluente al mismo.

La eficiencia en la remoción de microorganismos varía mucho durante el período de funcionamiento entre dos lavados sucesivos del filtro. Inmediatamente luego del lavado, cuando el filtro se pone en marcha la remoción es baja y va aumentando

progresivamente mientras se produce la colmatación del lecho filtrante, para disminuir bruscamente en el momento en que se hace necesario un nuevo lavado. Esto pone de relieve la necesidad de supervisar y controlar muy cuidadosamente la operación de filtración rápida.

La filtración lenta en arena, por ser un proceso biológico, es muy eficiente en la remoción de microorganismos patógenos, se ha informado sobre eficiencias de 1 a 3 niveles logarítmicos en la eliminación de bacterias indicadoras y de 2 a 4 log en quistes de parásitos.

2.2.4.4. Desinfección

La desinfección final del agua que se distribuye por cañerías, que también se analiza con detalle en otros capítulos, es la última barrera contra la transmisión de enfermedades infecciosas. La eficacia del proceso de desinfección depende de que se haya conseguido una buena remoción de impurezas en las etapas anteriores de tratamiento, ya que la presencia de materia orgánica y de compuestos fácilmente oxidables neutraliza en cierta forma la acción de los desinfectantes.

Por otra parte, si existen gran cantidad de partículas, ciertos microorganismos pueden quedar adheridos a las mismas y ser protegidos contra la desinfección. Es por eso esencial llegar a esta etapa con turbiedades menores a 1 UNT.

La desinfección por cloro en condiciones normales, o sea con un cloro residual libre mayor a 0,5 mg/l, durante 30 minutos de contacto como mínimo puede reducir en un 100 % las bacterias indicadoras y ciertos virus pero no los quistes u ooquistes de parásitos.

2.3. ASPECTOS BIOLÓGICOS

2.3.1. Introducción

A continuación se analiza un grupo de organismos muy diversos tanto en sus aspectos morfológicos como fisiológicos, que incluye algas, cianobacterias, hongos, invertebrados, actinomicetos y bacterias del hierro y del sulfuro.

Los organismos mencionados forman parte del “plancton”, término que se refiere a aquellas formas microscópicas que tienen poca o ninguna resistencia a las corrientes y viven flotando libremente y suspendidos en las aguas naturales.

El plancton a su vez se divide en fitoplancton, formado por organismos fotosintéticos y en zooplancton que comprende a los organismos animales. Estos organismos pueden causar sabores, color, olor, turbiedad, interferir en los procesos de tratamiento y deteriorar la calidad del agua en la red de distribución.

Además de los problemas mencionados que podrían englobarse dentro de los problemas estéticos y organolépticos, algunos de estos organismos pueden causar problemas sanitarios directa o indirectamente.

Por ejemplo, los invertebrados pueden alojar en su interior microorganismos patógenos y protegerlos de la acción de los desinfectantes, otros, como las cianobacterias, pueden liberar toxinas que afectan la salud humana.

A pesar de que no existen valores límites para estos organismos, en las Guías de la OMS y en la mayoría de las normativas de los distintos países, su control reviste importancia.

2.3.2. Invertebrados

La presencia de invertebrados en las aguas tratadas suele ser un motivo de queja de los consumidores y es común que persistan y sobrevivan en los sistemas de abastecimiento de agua.

Los invertebrados incluyen crustáceos principalmente copépodos, cladóceros, rotíferos, nematodos y larvas de insectos. La mayoría de los mismos son retenidos en los procesos convencionales de tratamiento, pero algunos pueden reproducirse dentro de la planta y liberar organismos juveniles o huevos que eventualmente pueden colonizar distintas partes de los sistemas de abastecimiento de agua.

La presencia de invertebrados debe evitarse por las siguientes razones:

- Constituyen un riesgo para la salud porque podrían alojar o transportar bacterias patógenas y protegerlas de la acción de los desinfectantes.
- Contribuyen a aumentar la carga orgánica que ingresa en el sistema de distribución.
- Disminuyen la efectividad del proceso de cloración aumentando la demanda de cloro.

Algunos investigadores sostienen que el *Vibrio cholerae* 01 tiene un nicho ecológico en aguas marinas o de estuarios, en el cual permanece viable asociado a organismos del zooplancton como copépodos o algas como *Volvox*.

Lupi et al realizaron una investigación en Italia, sobre la presencia de nematodos de vida libre en el agua cruda y tratada de una planta de tratamiento cuya fuente de provisión era un río con características torrenciales y por lo tanto, con variaciones muy bruscas en la turbiedad por arrastre de sólidos.

El río estaba sometido a una importante contaminación de origen cloacal. Se aislaron los nematodos y mediante técnicas apropiadas se procedió a extraer las bacterias contenidas en su tracto alimenticio para su identificación.

Las conclusiones a las que arribaron y que interesa destacar son las siguientes:

- Las especies colectadas tanto en el agua cruda como en la tratada pertenecían a los nematodos de vida libre que se alimentan de bacterias o algas.
- Las bacterias extraídas de los intestinos de los nematodos no eran patógenas a pesar de que la fuente estaba contaminada con descargas cloacales y se habían detectado *Salmonella* y otros indicadores de contaminación fecal.
- Los resultados de la investigación sugieren que los nematodos en agua potable no transportan bacterias patógenas aun si su hábitat de origen es un agua superficial contaminada.

- Al momento de realizar el estudio los nematodos no aparecían mencionados en la legislación italiana ni en las directivas de la Comisión Económica Europea. Esta última sólo menciona que no deben existir animáculos, mientras que la italiana establecía que los helmintos, que comprenden a los nematodos, deben estar ausentes en las aguas de bebida.

2.3.3. Bacterias del Hierro y del Azufre

Las bacterias asociadas con la precipitación del hierro en el agua son designadas con el término general de “bacterias del hierro” pero en realidad comprende diversos grupos de bacterias cuyos tres grupos principales son:

- Las bacterias filamentosas tales como Leptothrix o Crenothrix.
- Las bacterias pedunculadas de las cuales la más común es Gallionella.
- Las bacterias verdaderas o eubacteriales, más difíciles de reconocer y cuyo género dominante es Siderocapsa.

Exceptuando el tercer grupo, todas esas bacterias son fáciles de reconocer en el microscopio. Tienen la capacidad para depositar hidróxido férrico alrededor de sus células y algunas de ellas son capaces de excretar polisacáridos extracelulares de aspecto mucilaginoso. Este material reviste la superficie externa de la pared celular y sirve como sitio de acumulación del hidróxido férrico precipitado.

Las bacterias del hierro pueden encontrarse en los sistemas de abastecimiento de agua cuya fuente de provisión posea hierro y son causantes de graves problemas de ensuciamiento como resultado de la doble capacidad de producir mucilagos extracelulares y precipitar grandes cantidades de hidróxido férrico.

La actividad de estas bacterias otorga color rojizo al agua, sabor y olor desagradables, reducciones de caudal en las perforaciones por obstrucción de los filtros y obstrucción de conductos.

Son agentes indirectos de corrosión en las tuberías porque crean condiciones favorables para el desarrollo de bacterias reductoras de sulfatos como Desulfovibrio. El producto final del metabolismo de estas últimas bacterias es el sulfuro de hidrógeno, altamente corrosivo.

2.3.4. Hongos

Los hongos, que incluyen especies levaduriformes y filamentosas son microorganismos heterótrofos, sin clorofila, que poseen núcleos diferenciados y en general, paredes rígidas.

La investigación respecto de la presencia de hongos en los sistemas de distribución es reciente y los estudios realizados no han sido muy difundidos.

Según Mosto, en los sistemas de agua se encuentran hongos levaduriformes y filamentosos tanto en muestras de agua de perforaciones, como en las redes. En estas

últimas pueden estar presentes en el agua que fluye o en los biofilms que se forman en sus paredes.

En un estudio realizado por la autora citada en un sistema de abastecimiento de agua en una pequeña comunidad de Nueva Jersey, EE.UU., en el año 1994, se detectó la presencia de hongos pero ninguna de las especies halladas pertenecían a hongos patógenos o a especies productoras de aflatoxinas (toxinas producidas por los hongos). La mayor densidad de hongos se encontró en los hidrantes para incendio donde el agua está estancada durante períodos prolongados.

La presencia de hongos puede contribuir al aumento de bacterias heterótrofas dado que las mismas pueden crecer entre la masa celular de los mismos, utilizando productos extracelulares generados por los hongos como sustrato o protegerse de la acción del cloro. Aunque los olores y sabores se asocian a actinomicetos y cianobacterias, los hongos también pueden generarlos. Se ha demostrado que la coagulación química y la sedimentación son mucho más eficaces que la filtración en arena y la desinfección para la remoción de hongos.

2.3.5. Algas

Las algas constituyen un gran grupo de organismos microscópicos morfológica y fisiológicamente diverso, que contienen clorofila mediante la cual realizan el proceso de fotosíntesis. Todas las algas contienen clorofila "a" y además otros pigmentos, por ejemplo, carotenoides, que enmascaran el color verde de la clorofila y otras clorofilas que difieren de la clorofila "a".

La mayor parte de las algas de importancia en los abastecimientos de agua se clasifican en los siguientes grupos:

Bacilarofíceas:

Mejor conocidas como diatomeas, el grupo comprende formas unicelulares o de vida colonial, cuya característica más notable es la de poseer una cubierta pectínica impregnada de silicio, la que está formada por dos mitades o tecas que se unen una a la otra como la tapa y el fondo de una caja.

Cada teca consiste en una valva más o menos aplanada cuyos bordes se unen al cingulo o banda de conexión. Las diatomeas comprenden dos grandes grupos, las Biddulphiales y las Bacillariales. Las Biddulphiales son las diatomeas centrales, tiene simetría radial y pueden formar filamentos, los géneros más comunes con *Cyclotella*, *Stephanodiscus* y *Melosira*.

Las Bacillariales, o diatomeas pennales, tienen una ornamentación bilateral, pueden exhibir simetría bilateral o ser asimétricos en vista valvar. Las pennales más ampliamente representadas en las aguas dulces son los géneros *Nitzschia*, *Navícula*, *Fragilaria*, *Asterionella*, *Synedra*, *Tabellaria* y *Diatoma*. (ver **Figura 5**).

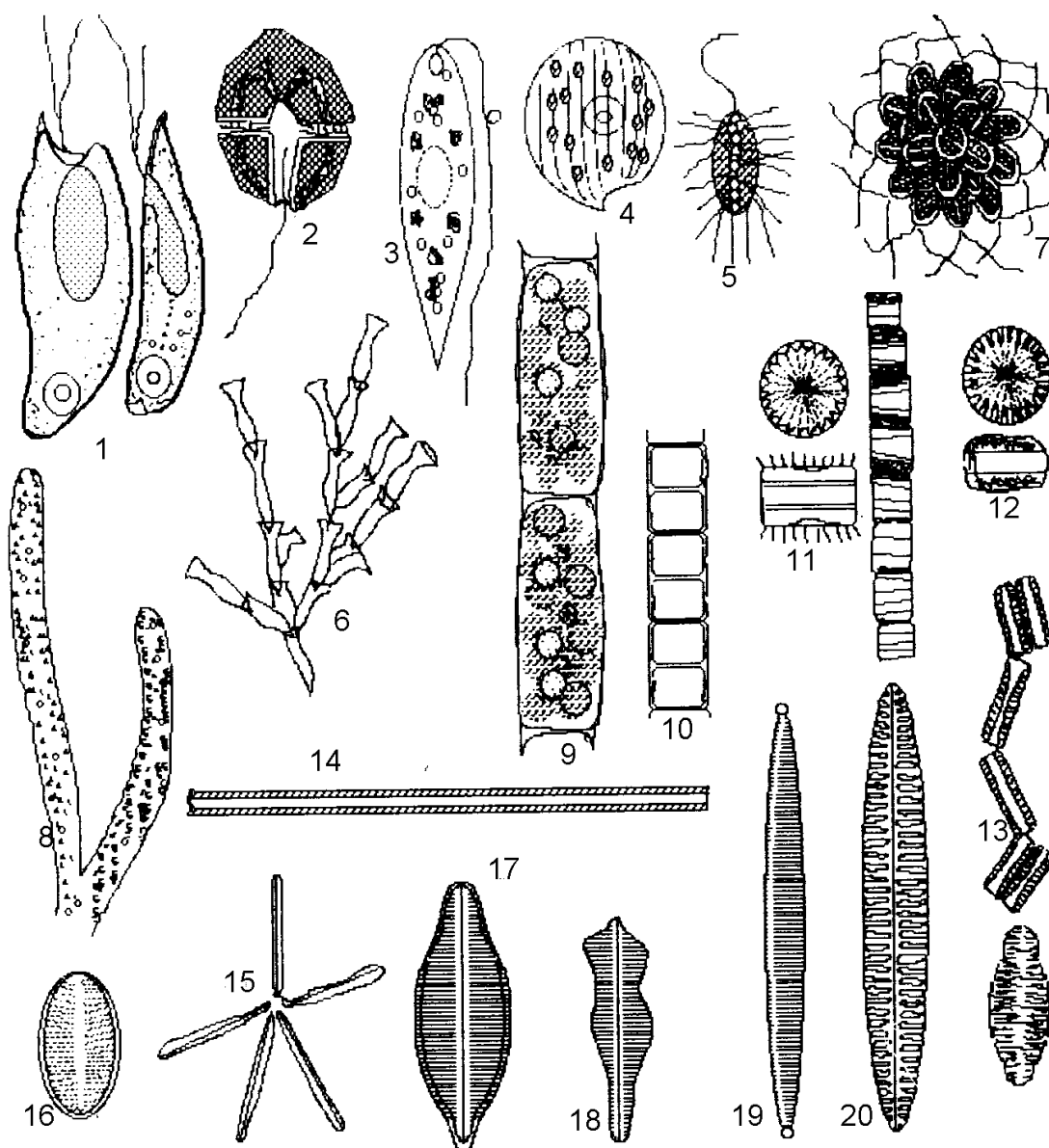
Euglenofíceas:

Son algas con una organización celular compleja. Por lo general son células desnudas y grandes y tienen uno, dos y tres flagelos. En las euglenofíceas la nutrición puede ser autotrófica y facultativamente heterotrófica. Los géneros más frecuentes son *Euglena*, *Phacus*, *Trachelomonas* y *Strombomonas*. (ver **Figura 5**).

Clorofíceas:

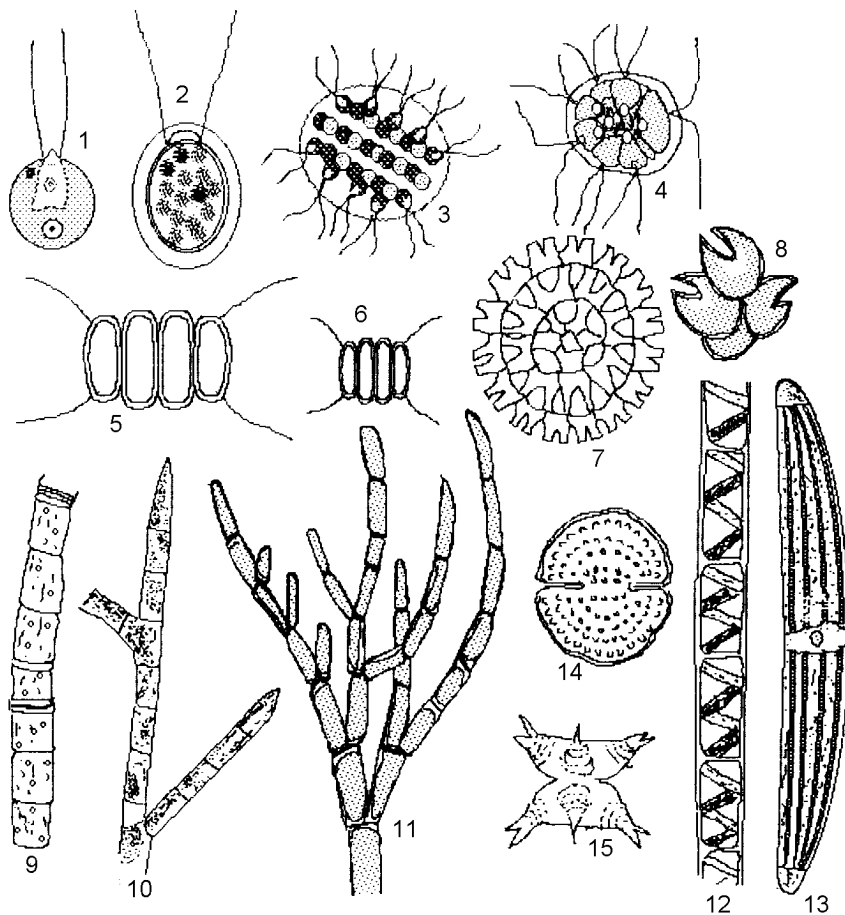
Se denominan también algas verdes. Constituyen un grupo muy amplio y variado de algas unicelulares, de vida colonial y filamentosas. Su color es verde intenso. Los órdenes con mayor número de representantes en el plancton son las Volvocales

(*Chlamydomonas*, *Phacotus*, *Eudorina*, *Pandorina*, *Volvox*) Tetrasporales (*Gloecystis*, *Pulschulzia* y *Pseudosphaerocystis*) Chlorococcales (*Scenedesmus*, *Chlorella*, *Crucigenia*, *Coelastrum*, *Sphaerocystis*) Desmidiaceae (*Staurastrum*, *Cosmarium*, *Closterium*, *Micrasterias*). (ver **Figura 6**).



- | | |
|---------------------------------|---------------------------------------|
| 1 - <i>Cryptomonas</i> sp. | 11 - <i>Cyclotella comta</i> |
| 2 - <i>Peridinium tabulatum</i> | 12 - <i>Stephanodiscus hantzschii</i> |
| 3 - <i>Euglena proxima</i> | 13 - <i>Diatoma vulgare</i> |
| 4 - <i>Phacus acuminatus</i> | 14 - <i>Synedra ulna</i> |
| 5 - <i>Mallomonas elegans</i> | 15 - <i>Asterionella gracillima</i> |
| 6 - <i>Dinobryon sertularia</i> | 16 - <i>Cocconeis placentula</i> |
| 7 - <i>Synura petersinii</i> | 17 - <i>Navicula gastrum</i> |
| 8 - <i>Vaucheria geminata</i> | 18 - <i>Gomphonema acuminatum</i> |
| 9 - <i>Tribonema viride</i> | 19 - <i>Nitzschia palea</i> |
| 10 - <i>Melosira varians</i> | 20 - <i>Surirella biseriata</i> |

Figura 5. Bacilariofíceas y euglenofita



- 1 - *Chlamydomonas simplex*
- 2 - *Gloeomonas ovalis*
- 3 - *Eudorina elegans*
- 4 - *Pandorina morum*
- 5 - *Scenedesmus quadricauda*
- 6 - *Scenedesmus abundans*
- 7 - *Pediastrum biradiatum*
- 8 - *Kirchneriella lumaris*
- 9 - *Oedogonium capillare*

- 10 - *Stigeoclonium* sp.
- 11 - *Cladophora glomerata*
- 12 - *Spirogyra quinina*
- 13 - *Closterium acerosum*
- 14 - *Cosmarium formosulum*
- 15 - *Staurastrum commutatum*

Figura 6. Algas verdes

2.3.5.1. Problemas Causados por las Algas

- Producción de olores y sabores:

Algunas algas son bien conocidas por su capacidad de producir sabores y olores distintivos y específicos mientras que un número mucho mayor producen olores y sabores que varían de acuerdo a las condiciones locales.

Palmer clasifica los olores en cuatro tipos: aromáticos, asociados generalmente a alguna flor o vegetal como geranios, violetas, pepinos, melón; olor a pescado; olor herbáceo, a

césped o heno y olor a tierra que también se relaciona con la presencia de actinomicetos. En la **Tabla 13** se proporciona un listado de algas sápidas y olorosas.

Género algal	Grupo algal	Olor cuando las algas son		Sabor	Sensación lingual
		Pocas	Abundantes		
Actinastrum	Verde		Herbáceo, mohoso	-	-
Anabaena	Verdeazul	Herbáceo, a berros, mohoso	Séptico	-	-
Anabaenopsis	Verdeazul	-	Herbáceo	-	-
Anacystis	Verdeazul	Herbáceo	Séptico	Dulce	-
Aphanizomenon	Verdeazul	Herbáceo, a berros, mohoso	Séptico	Dulce	Seco
Asterionella	Diatomea	A geranio, a especias	A pescado	-	-
Ceratium	Flagelado	A pescado	Séptico	Amargo	-
Chara	Verde	A mofeta, a ajos	A podrido, ajos	-	-
Chlamydomonas	Flagelado	Mohoso, herbáceo	A pescado, séptico	Dulce	Suave
Chlorella	Verde	-	Mohoso	-	-
Chrysosphaerella	Flagelado	-	A pescado	-	-
Cladophora	Verde	-	Séptico	-	-
(Clathrocystis)	ver Anacystis				
Closterium	Verde	-	Herbáceo	-	-
(Coelosphaerium)	ver Gomphosphaeria				
Cosmarium	Verde	-	Herbáceo	-	-
Cryptomonas	Flagelado	Violeta	Violeta	Dulce	-
Clotella	Diatomea	Geranio	A pescado	-	-
Cylindrospermum	Verdeazul	Herbáceo	Séptico	-	-
Diatoma	Diatomea	-	Aromático	-	-
Dictyosphaerium	Verde	Herbáceo, a berros	A pescado	-	-
Dinobryon	Flagelado	Violeta	A pescado	-	-
Eudorina	Flagelado	-	A pescado	-	-
Euglena	Flagelado	-	A pescado	Dulce	-
Fragilaria	Diatomea	Geranio	Mohoso	-	-
Glenodinium	Flagelado	-	A pescado	-	Suave
(Gloeocapsa)	ver Anacystis				
Gloeocystis	Verde	-	Séptico	-	-
Gloeotrichia	Verdeazul	-	Herbáceo	Dulce	-
Gomphosphaeria	Verdeazul	Herbáceo	Herbáceo	Dulce	-
Gonium	Flagelado	-	A pescado	-	-
Hydrodictyon	Verde	-	Séptico	-	-
Mallomonas	Flagelado	Violeta	A pescado	-	-
Melosira	Diatomea	Geranio	Mohoso	-	Suave
Meridion	Diatomea	-	A especias	-	-
(Mycrocystis)	ver Anacystis				
Nitella	Verde	Herbáceo	Herbáceo, séptico	Amargo	-
Nostoc	Verdeazul	Mohoso	Séptico	-	-
Oscillatoria	Verdeazul	Herbáceo	Mohoso, especias	-	-
Pandorina	Flagelado	-	A pescado	-	-
Pediastrum	Verde	-	Herbáceo	-	-
Peridinium	Flagelado	A pepinos	A pescado	-	-
Pleurosigma	Diatomea	-	A pescado	-	-
Rivularia	Verdeazul	Herbáceo	Mohoso	-	-
Scenedesmus	Verde	-	Herbáceo	-	-
Spirogyra	Verde	-	Herbáceo	-	-
Staurastrum	Verde	-	Herbáceo	-	-
Stephanodiscus	Diatomea	Geranio	A pescado	-	Suave
Synedra	Diatomea	Herbáceo	Mohoso	-	Suave
Synura	Flagelado	A pepino, melón, especias	A pescado	Amargo	Seco, metálico, Suave
Tabellaria	Diatomea	Geranio	A pescado	-	-
Tribonema	Verde	-	A pescado	-	-
(Uroglenopsis)	Ver Uroglenopsis				
Uroglenopsis	Flagelado	A pepinos	A pescado	-	Suave
Ulothrix	Verde	-	Herbáceo	-	-
Volvox	Flagelado	A pescado	A pescado	-	-

Tabla 13. Listado de algas sápidas y olorosas

• Obturación de filtros:

Las algas pueden obturar tanto los filtros rápidos de arena como los lentos. Es un problema común en nuestro país en las provincias con clima subtropical, pero en general hay muy pocos datos sobre los géneros que causan los problemas. Di Bernardo proporciona un listado de algas que obturan filtros que se transcribe en la **Tabla 14**.

Grupo	Especie
Algas Verdes (no móviles, Clorofitas)	Chlorella pyrenoidosa, Cladophora aegagropila, Closterium moniliferum, Palmella mucosa, Dichotomosiphon tuberosus, Dictyosphaerium pulchellum, Hydrodictyon reticulatum, Mougeotia sphaerocarpa, Spirogyra porticalis, Tribonema bombycinum, Ulothrix variabilis, Zygnema insigne
Diatomeas (Bacilariofíceas)	Asterionella formosa, Cyclotella meneghiniana, Cymbella ventricosa, Diatoma vulgare, Fragilaria crotonensis, Melosira granulata, Melosira varians, Navicula graciloides, Navicula lanceolata, Nitzschia palea, Stephanodiscus binderanus, Stephanodiscus hantzschii, Synedra acus, Synedra acus var. radians (S. delicatissima), Synedra pulchella, Tabellaria fenestrata, Tabellaria flocculosa

Tabla 14. Algas que comúnmente obstruyen los filtros

• Otros problemas causados por las algas:

- Aumento de la dosis necesaria de coagulante y formación de flóculos livianos de difícil sedimentación.
- Aumento del consumo de cloro y potenciales problemas de formación de compuestos organo-clorados.
- Adhesión a las paredes de los de los sedimentadores, obstrucción de rejillas y tuberías.

2.3.6. Actinomicetos

Los actinomicetos fueron primeramente clasificados como hongos pero posteriores investigaciones revelaron que son en realidad bacterias filamentosas. Están ampliamente distribuidos en la naturaleza y forman parte de los suelos y de los sedimentos de lagos y ríos.

Los actinomicetos han sido reconocidos desde hace mucho tiempo por ser responsables del olor a “tierra” que es un problema frecuente en las plantas con tratamientos convencionales de potabilización.

Se supone que el olor a tierra se debe a los compuestos orgánicos volátiles que se forman durante su desarrollo normal y dos de esos compuestos han sido aislados e identificados como geosmina y 2-metilisoborneol. Ambos compuestos poseen un nivel

umbral de olor por debajo de los microgramos por litro por lo que trazas de los mismos son suficientes para impartir un olor desagradable.

Parece ser que los principales responsables del aporte de los compuestos productores de olor pertenecen al género *Streptomyces*, que es considerado el género más significativo para los abastecimientos de agua.

Existen métodos para su identificación y enumeración y su determinación puede constituir en muchos casos en que se presentan problemas de sabores y olores, parte de la evaluación de la calidad biológica del agua potable.

2.3.7. *Cianobacterias*

Las cianobacterias, antes llamadas algas verde-azules carecen de membranas celulares internas, es decir, no exhiben la estructura celular típica de otras algas en las cuales los cromosomas están incluidos dentro de un núcleo y los plástidos y cromatóforos están rodeados por una membrana.

El grupo es muy diversificado e incluye organismos unicelulares y pluricelulares. Las formas filamentosas predominan en el grupo y aunque en su mayoría son bentónicas, algunos géneros tienen vida libre y forman parte del plancton como *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanizomenon*, *Lyngbia* y *Oscillatoria*. (ver **Figura 7**).

Las formas cocoidales pueden ser células aisladas o estar unidas en colonias de formas variadas. Algunos géneros comunes son: *Microcystis*, *Gomphophaeria*, *Chroococcus* y *Aphanocapsa*. (ver **Figura 7**).

Los florecimientos de cianobacterias son comunes en lagos, lagunas y represas utilizadas como fuentes de provisión de agua. Estas bacterias son capaces de producir toxinas que pueden incluirse dentro de tres categorías:

- Hepatotoxinas producidas por *Microcystis*, *Oscillatoria* y *Anabaena*.
- Neurotoxinas producidas por especies de *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Cylindrospermum* y *Aphanizomenon*.
- Liposacáridos producidas por un número de especies.

Las más comúnmente encontradas son las hepatotoxinas que inducen la muerte por un shock circulatorio como resultado de una hemorragia en el hígado dentro de las 2-24 hs de ser ingerida en grandes cantidades. La toxina más estudiada es la microcystina y se ha demostrado que la dosis letal es de 30 microgramos por kilo de peso corporal para ratones.

Hay trabajos que informan sobre problemas a la salud causados por toxinas de algas en sistemas de abastecimiento de agua pero sus resultados no han sido confirmados. Sin embargo, la evidencia más convincente proviene de un estudio realizado en una comunidad australiana en el cual se observó daños reversibles en el hígado en pacientes que habían bebido agua de un reservorio con un gran desarrollo de *Microcystis aeruginosa*.

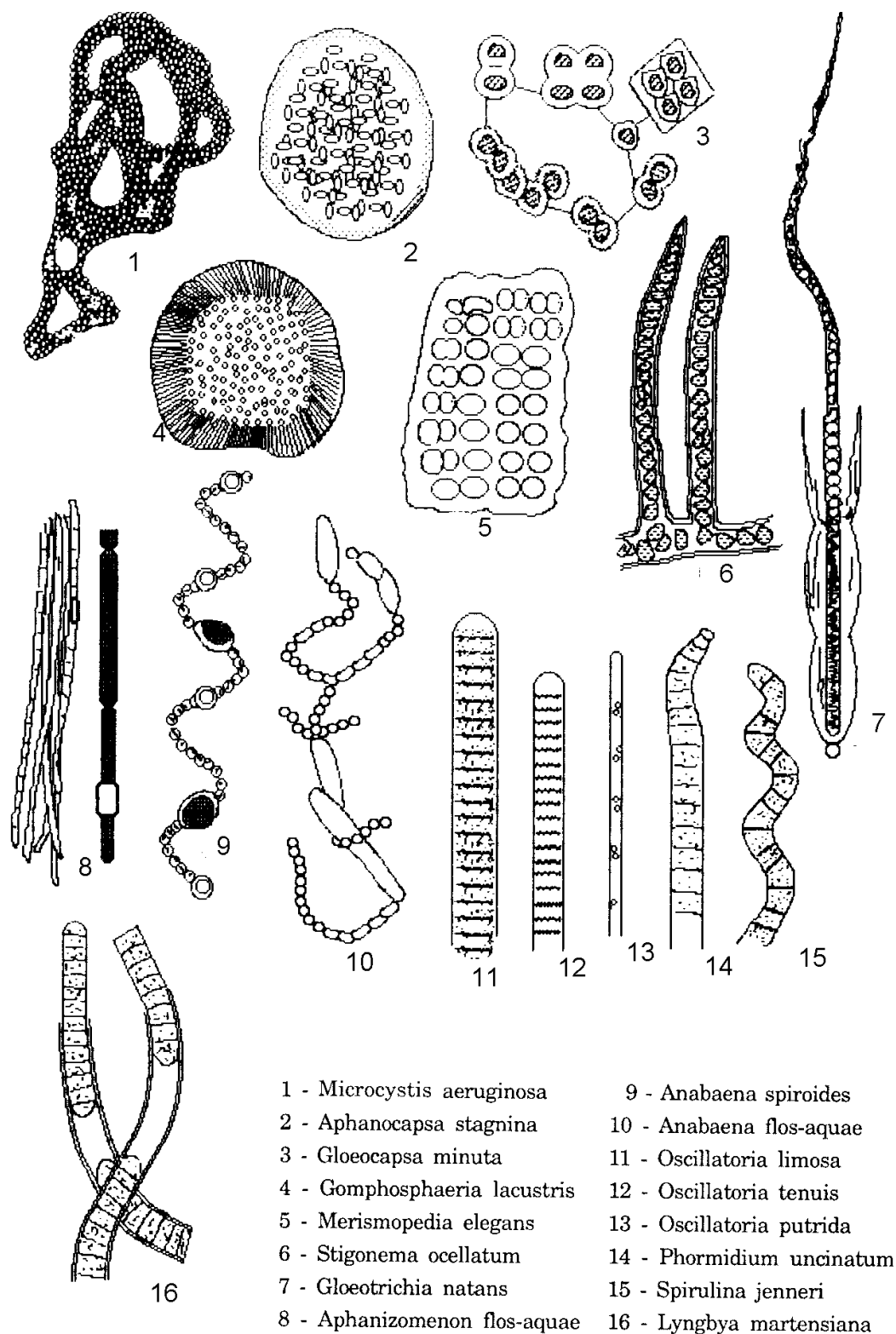


Figura 7. Cianobacterias

Las cianobacterias son también responsables de la aparición de sabores y olores desagradables, porque liberan geosmina y metilisoborneol.

Se ha informado que el carbón activado remueve las microcystinas y una dosis de ozono de 1 a 1,5 mg/l reduce la toxicidad convirtiéndola en una sustancia menos tóxica. El uso de algicidas como sulfato de cobre cuando se produce el florecimiento de las algas no es recomendable porque produce una liberación de las toxinas.

Según afirma la OMS no está claro todavía el riesgo que implica la presencia de toxinas de algas en las aguas de bebida y no existen datos suficientes como para establecer valores límites. Sin embargo, los problemas crecientes de eutroficación de las aguas lleva a la aparición de florecimientos de cianobacterias y esto enfatiza la necesidad de proteger las fuentes, especialmente los lagos, evitando la descarga de aguas ricas en nutrientes.

2.3.8. Criterios de Calidad Biológica

En las Guías para la Calidad del Agua Potable de la OMS del año 1984 los organismos presentes en abastecimientos de agua estaban incluidos en un punto titulado Organismos de Vida Libre y en la parte final se hacía la siguiente recomendación:

- Los organismos de vida libre presentes en los abastecimientos de agua pueden causar efectos adversos sobre la salud, problemas estéticos, olores y sabores y pueden interferir en los procesos de tratamiento. Aunque los organismos que infestan los sistemas de distribución en los países de climas templados no han sido asociados con efectos conocidos sobre la salud, es deseable que su aparición en el agua que llega al consumidor sea minimizada por problemas estéticos.

El presente estado del arte no permite establecer de límites máximos admisibles, pero se recomienda que los organismos de vida libre sean removidos del agua de bebida, siempre que sea posible. Esto puede lograrse protegiendo la fuente, implementando buenas prácticas de tratamiento, realizando drenajes y limpiezas periódicas en los sistemas de distribución y monitoreando la calidad del agua potable.

En las Guías para la Calidad del Agua Potable de la OMS de 1996, se ha incluido un punto referido a Cianobacterias y el resto de los organismos se han incluido en un punto titulado Organismos Molestos. Se señala que no se puede recomendar su monitoreo por la diversidad de su naturaleza y su impredecible ocurrencia y que no resulta practicable establecer valores guías cuantitativos para los organismos considerados.

En las Directivas para la Calidad del Agua Potable de la Comunidad Económica Europea del año 1984 se establece: las aguas no deberán contener ni organismos parásitos, ni algas, ni otros elementos figurados (animáculos).

En las Normas de Agua Potable de la Provincia de Santa Fe incluidas en la Ley N°11220 promulgada en 1994 se establece que debe haber ausencia de zoo y fitoplancton en el agua potable.

Igual criterio se adoptó en las Normas propuestas por el Consejo Federal de Entidades de Saneamiento (COFES) en 1996, pero la exigencia se ha incluido en un punto titulado Parámetros Biológicos Complementarios que no son de vigilancia obligatoria y por lo

tanto, su determinación queda supeditada a las circunstancias y/o necesidades puntuales y/o locales.

La Rand Water que es una de las mayores empresas de abastecimiento de agua de Sudáfrica ha establecido las siguientes normas: para limitar la cantidad de algas en el agua potable se requiere que no contenga más de 1µg/l de clorofila a y con respecto a los invertebrados se han fijado los límites indicados en la Tabla 5:

	Dípteros	Total de organismos
Límite recomendado	1 org/m ³	20 org/m ³
Límite máximo admisible	4 org/m ³	100org/m ³
Límite de crisis	7 org/m ³	250 org/m ³

Tabla 15. Límites para invertebrados en Sudáfrica

Las muestras deben filtrarse por una malla de 50µm para retener los invertebrados. Se ha adoptado un límite más estricto para los dípteros debido a que por su gran tamaño son los responsables de las quejas de los consumidores.

Alvariño y Lazcano, en un trabajo presentado en el XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental proponen un límite obligatorio de 1 org/l y un máximo admisible de 5 org/l para el agua potable. Las muestras deben filtrarse por una malla de 45 µm. No diferencian entre fito y zooplancton.

Como hemos visto se trata de un grupo heterogéneo de organismos, cuyas técnicas de identificación son muy variadas y cuyo significado sanitario no se conoce en profundidad por lo que en general, no son incluidos en las normativas existentes tanto nacionales como internacionales. Sin embargo, existe el consenso generalizado de que debe evitarse su presencia en el agua de bebida para consumo humano y por lo tanto debe procurarse su remoción eligiendo adecuadamente los procesos de tratamiento.

Es evidente que deben realizarse estudios sobre los distintos tipos de organismos que se han descrito ya que su significado sanitario puede ser muy diferente. Por ejemplo, es muy distinto el significado sanitario de la presencia de algas verdes respecto a la presencia de cianobacterias. Por otra parte, deben estandarizarse las técnicas de identificación porque el número de organismos que se encuentren depende en gran medida de la técnica utilizada para su recuperación.

2.3.9. Vigilancia de la Calidad Biológica del Agua de Bebida

La calidad biológica se ha controlado tradicionalmente a través del análisis protistológico que consiste en concentrar el agua a examinar por alguna técnica preestablecida, y luego examinarla al microscopio para contar e identificar los distintos tipos de microorganismos que aparecen. Para el conteo se utilizan cámaras especiales como las de Sedgwick-Rafter, la de Palmer-Maloney o la de Neubauer (también utilizada para contar glóbulos rojos). Aunque en los Métodos Estándar de la APHA-AWWA-WEF, se proporcionan diversas técnicas para conteo de fito y zooplancton, los resultados pueden diferir mucho según la técnica de concentración utilizada.

En los últimos años en los Estados Unidos se ha reconocido la importancia que tiene la vigilancia de la calidad biológica a través del análisis microscópico y se han desarrollado intentos para su normalización, incluyendo el conteo no sólo de organismos sino de otro tipo de partículas inertes. La técnica se conoce con el nombre de Análisis Microscópico de Partículas (MPA en inglés) y se recomienda utilizarlo como complemento del conteo electrónico de partículas.

La metodología que utiliza el Departamento de Control Ambiental del Estado de Pensylvannia es la siguiente:

Se pasan 1200 litros de agua tratada, a través de un filtro de una micra de abertura y en este concentrado se determina la existencia de quistes de Giardia y se realiza el análisis microscópico de partículas. No se identifican todas las partículas sino las pertenecientes a algunas categorías previamente determinadas:

Particulado fino	1 a 5 micras
Partículas del tamaño de Giardia	6 a 19 micras
Partículas grandes	20 a 100 micras
Diatomeas y otras algas	1 a 100 micras
Protozoos	
Nematodos	
Insectos	
Crustáceos	
Rotíferos	

Una vez realizado el conteo en un agua determinada se le asigna un número de acuerdo a la cantidad de partículas contadas de acuerdo con la siguiente clasificación:

Categoría	N° de partículas en un campo a 100 x
0 = nada	0
1 = raro	1 a 50
2 = pocos	51 a 100
3 = moderado	101 a 200
4 = muchos	más de 200

La performance de la planta de tratamiento se califica como:

- Aceptable si las partículas del tamaño de las Giardias, las diatomeas y otras algas están en el nivel 2 o menor. Esto significa que no hay evidencia de que pueda haber picos de turbiedad que indiquen la presencia de Giardia en el efluente.
- No aceptable si las partículas de tamaño de Giardia o mayores están en el nivel 3 o 4, el sistema no provee garantías de remoción de Giardia y por lo tanto es vulnerable. Se requiere realizar cambios operacionales y la planta debe ser reevaluada para determinar si pueden aplicarse medidas correctivas.

Con el objetivo de estandarizar el método la USEPA publicó en abril de 1996 el documento Microscopic Particulate Analysis (MPA) for Filtration Plant Optimization.

En el documento se señala que el conteo electrónico de partículas no proporciona al operador información acerca del tipo y número de organismos encontrados y propone identificar ciertos grupos de microorganismos de 1 a 600 micras, llamados bioindicadores que incluyen: diatomeas, otras algas, rotíferos, residuos de plantas, nematodos, polen, ameba, ciliados, flagelados incoloros, crustáceos, otros artrópodos, otros (incluye bacterias del hierro, esporos de hongos). En este caso se cuentan cada uno de los bioindicadores en el agua cruda y en el agua filtrada y se cuantifica su remoción en niveles logarítmicos (log).

Como puede apreciarse, la vigilancia de la calidad biológica del agua tratada requiere de personal especialmente entrenado y no será una tarea de fácil implementación en las plantas de poblaciones pequeñas y medianas. Sin embargo, es un aspecto muy importante a tener en cuenta y se requiere realizar estudios e investigaciones que permitan establecer y estandarizar técnicas que permitan arribar a resultados reproducibles y comparables.

En nuestro país es especialmente importante el control de algas en todas las provincias con clima subtropical o en aquellas plantas de tratamiento cuya fuente de provisión la constituyen cuerpos cerrados, como lagos, lagunas o represas.

2.4. ASPECTOS QUÍMICOS

2.4.1. Criterios de Evaluación Química de Aguas de Bebida - Introducción

El proceso para establecer una guía o norma para un contaminante químico comienza con una evaluación científica del riesgo a la salud pública derivado de su presencia en el agua potable. Los científicos usualmente evalúan el riesgo basándose en estudios de toxicidad conducidos en animales de experimentación y en estudios de seres humanos expuestos a sustancias químicas en lugares de trabajo.

Los experimentos de toxicidad son realizados en animales (ratones, ratas, hámster, peces, etc.); ocasionalmente se realizan test sobre voluntarios humanos con exposición aguda pero subletal a sustancias químicas.

Los estudios de larga duración a exposiciones químicas directas y efectos crónicos en seres humanos son extremadamente dificultosos y costosos, de modo que para comprobar los efectos crónicos tal como cáncer o defectos de nacimiento se realizan ensayos sobre animales con pequeñas cantidades de sustancias químicas sobre largos períodos de tiempo. Asimismo, para observar si una sustancia química causa cambios genéticos las investigaciones se realizan evaluando el crecimiento de células humanas o animales en laboratorio.

Basados en los estudios de toxicidad, se puede determinar las concentraciones de una sustancia química en el agua de bebida a la cual no se espera que cause problemas de salud.

Hay dos aproximaciones generales para estimar los niveles seguros de contaminantes en el agua de bebida según sean los efectos sobre la salud humana de las sustancias químicas carcinogénicas y no carcinogénicas. Las dos metodologías se originan en

diferentes suposiciones y producen diferentes resultados, dichas metodologías son: el Método de la Ingesta Diaria Aceptable (IDA) utilizado para la mayoría de las sustancias químicas no cancerígenas donde se asume un valor umbral y el Método de la Estimación del Riesgo utilizado para sustancias potencialmente cancerígenas.

2.4.2. El Concepto de Riesgo

Como el concepto del riesgo para la salud humana implica la probabilidad de que una exposición o una serie de exposiciones a una condición determinada puedan dañar la salud de los individuos expuestos, el análisis del riesgo debe llevarse a cabo de manera tal que se entienda la naturaleza y magnitud de las consecuencias no deseadas.

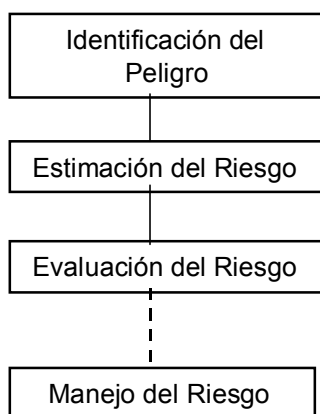


Figura 8. Modelo para evaluación y manejo del riesgo OMS (1985)

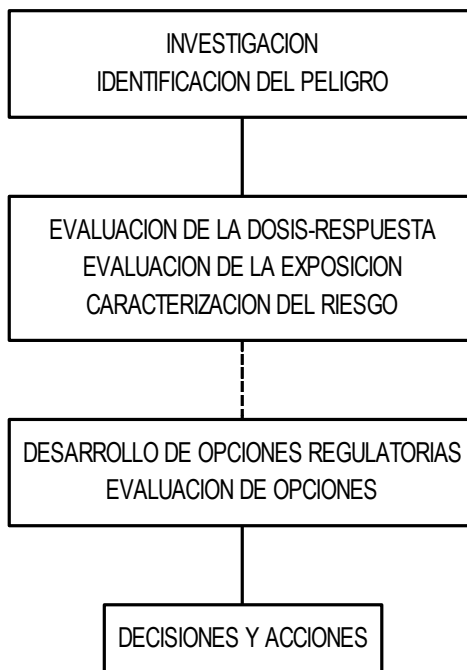


Figura 9. Modelo para evaluación y manejo del riesgo – U.S.EPA (1983)

El análisis del riesgo incluye una serie de pasos, en la **Figura 8** y **Figura 9** se resumen los modelos adoptados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la EPA.

En la **Figura 8** y **Figura 9** la línea punteada indica la división entre Evaluación y Manejo del riesgo.

La evaluación del riesgo ha sido definida como la caracterización de los potenciales efectos adversos para la salud de humanos expuestos a ambientes peligrosos. La información de la evaluación del riesgo es utilizada en el proceso del manejo del riesgo que implica tomar decisiones de cómo proteger la salud pública.

Esencialmente, la evaluación del riesgo provee INFORMACION respecto a los riesgos para la salud, y el manejo del riesgo es la ACCION tomada basada en aquella información.

Una evaluación del riesgo completa incluye las siguientes etapas:

- Identificación del riesgo (el agente causa el efecto adverso?): comprende la recolección y evaluación de datos de los tipos de daños o enfermedades que pueden ser producidos por una sustancia química, y las condiciones de exposición bajo las cuales los daños o enfermedades se producen.
- Evaluación de la dosis-respuesta (Cuál es la relación entre la dosis y la incidencia en los seres humanos?): comprende la descripción de la relación cuantitativa entre la exposición a una sustancia y la prolongación del daño o enfermedad tóxica. Los datos se obtienen de estudios en animales, o menos frecuentemente, de estudios en poblaciones humanas expuestas.
- Evaluación de la exposición (Cuáles son las exposiciones a las que se está expuesto actualmente, o que se pueden anticipar en condiciones diferentes?): comprende la descripción del género y tamaño de la población expuesta a una sustancia, y la magnitud y duración de la exposición. La evaluación podría incluir exposiciones pasadas y actuales, ó exposiciones anticipadas en el futuro.
- Caracterización del riesgo (Cuál es la incidencia estimada del efecto adverso en una población determinada?): generalmente comprende la integración de todos los datos y el análisis de los tres primeros componentes del proceso de evaluación del riesgo (identificación del riesgo, evaluación de la dosis-respuesta, evaluación de la exposición), para determinar la probabilidad de que los seres humanos experimenten alguna de las varias formas de toxicidad asociadas con una sustancia.

2.4.3. Identificación del Peligro

Las sustancias químicas pueden llegar al ambiente acuático por muchas vías. Muchas de estas sustancias químicas son tóxicas, aún cuando se encuentren a nivel de trazas. La estimación del riesgo está relacionada con la recopilación de información sobre:

- La naturaleza y extensión de la fuente.
- La cadena de eventos, rutas y procesos que conectan las causas con los efectos.

- La relación entre las características del impacto (dosis) y los tipos de respuesta (efectos).

Debe hacerse una distinción muy clara entre el “efecto”, siendo esta la reacción biológica en sí, y la “respuesta”, que se refiere al número de personas que reaccionan con un efecto específico.

Las evaluaciones del riesgo, por su naturaleza, son raramente precisas, debido a las incertidumbres inherentes a la información en la que se basan. Por lo tanto, es importante recolectar tanta información como sea posible antes de comenzar el análisis de los peligros potenciales y sus consecuencias.

2.4.4. Relación Entre la Dosis y el Efecto

La información necesaria sobre las propiedades tóxicas de las sustancias químicas para la evaluación de efectos sobre la salud humana se puede obtener de los siguientes tipos de investigaciones:

- Estudios con animales.
- Investigaciones epidemiológicas controladas.
- Estudios clínicos o reportes de casos de seres humanos expuestos.

También se puede encontrar información adicional de estudios experimentales en sistemas distintos a aquellos que emplean la totalidad del animal (por ejemplo, en cultivos de bacterias, en células y tejidos aislados, y en especies animales no mamíferas).

2.4.4.1. Estudios de Toxicidad Animal

La estimación del riesgo frecuentemente incluye el uso de datos derivados de estudios de toxicidad en animales de laboratorio. Tales estudios, de los cuales existen diferentes tipos específicamente diseñados para dilucidar distintas clases de información acerca de toxicidad, pueden ser de gran utilidad en la comprensión de la naturaleza de los efectos inducidos por la sustancia de prueba.

En la **Tabla 16** se describen brevemente algunos procedimientos de las pruebas de toxicidad comúnmente usadas haciendo una referencia particular a su interpretación para la estimación del riesgo.

Tipo de estudio	Período de exposición	Propósito
Toxicidad aguda	Usualmente una dosis simple.	Determinar la dosis letal media que mata el 50% de los organismos (LC50). Identificar órganos que pueden ser objetivos potenciales. Indicar toxicidad comparativa
Toxicidad subcrónica	Dosis repetidas durante varias semanas (10% del tiempo de vida promedio de las especies de prueba).	Identificar órganos o sistemas específicos que puedan ser dañados y el nivel de exposición al cual no se pueden observar efectos adversos.
Toxicidad crónica	Dosis repetidas durante la mayor parte del ciclo de vida (por lo menos dos tercios de la vida media normal).	Identificar anomalías específicas y enfermedades que pueden ser producidas por sustancias químicas y caracterizar las condiciones de exposición y dosis para producir formas específicas de daño o enfermedad.
Estudios metabólicos y farmacocinéticos	Dosis simple o repetida, usualmente durante cortos períodos de tiempo.	Identificar cómo y a qué velocidad penetra una sustancia química en el cuerpo humano, cómo se distribuye y es eliminada del mismo. Identificar cómo es metabolizada la sustancia química en el cuerpo.

Tabla 16. Algunos tipos de estudios de toxicidad animal

De las diferentes pruebas de toxicidad existentes, los estudios crónicos son los que mejor reflejan la situación del ser humano en relación a la contaminación del agua. No obstante lo anterior, los altos costos de los estudios y los largos períodos de duración de las pruebas, han ocasionado que se efectúen estudios de este tipo solamente para un número reducido de sustancias químicas.

2.4.4.2. Observaciones en Seres Humanos

Existen dos problemas principales al usar los resultados de los estudios de toxicidad, realizados en animales de laboratorio, para investigar el riesgo sobre la salud humana:

- La extrapolación al ser humano de los riesgos estimados, determinados en animales experimentales.
- La extrapolación a partir de efectos observados a niveles de dosificación relativamente altos en animales de estudio, realizada bajo rigurosas condiciones de control en el laboratorio, a posibles efectos en poblaciones humanas expuestas a dosis relativamente bajas e incluyendo una heterogeneidad considerable (estado nutricional, incidencia de enfermedades, etc.).

El uso de estudios epidemiológicos en poblaciones que han estado expuestas a bajos niveles de contaminantes parece ser una alternativa atractiva; sin embargo debido a la falta de sensibilidad de tales estudios y a las dificultades en identificar una población adecuada de control, raramente se logran resultados definitivos. A pesar de estas dificultades y limitaciones, existe una necesidad de observaciones en seres humanos expuestos a fin de dilucidar la realidad de los riesgos sobre la salud humana.

2.4.4.3. Dosis-Respuesta

En términos generales, en la medida en que la dosis se incremente también lo hace la toxicidad. Las curvas de dosis-respuesta muestran la relación existente entre la dosis y la proporción de individuos que responden con un efecto cuantificable.

En general las curvas de dosis-respuesta tienen forma de “S” alargada, con la parte superior e inferior de forma asintótica, las cuales usualmente, pero no siempre, corresponden al 100% y 0% respectivamente. En principio, existe una dosis baja frente a la cual nadie responde, y una dosis alta frente a la cual todos lo hacen. La exposición mínima, o la dosis de una sustancia química para provocar un efecto adverso, es la llamada dosis umbral.

Los toxicólogos intentan identificar dos niveles de dosis: uno por encima del umbral, el mismo que corresponde al nivel de dosis más bajo de los probados experimentalmente y al cual se han observado efectos, o LOEL (Lowest observed effect level); y otro que es el nivel de dosis más alto por debajo de LOEL al cual no se han observado efectos, o NOEL (No observed effect level). Este último es usado generalmente como un valor estimado conservativo de la dosis umbral.

Debido a que no todos los efectos observables son necesariamente dañinos o adversos, se hace frecuentemente una distinción entre el nivel de efecto no observado (NOEL) y el nivel al cual no se observa efecto adverso NOAEL (No observed adverse effect level). Similarmente se puede distinguir entre el nivel mínimo al cual se han observado efectos (LOEL) y el nivel mínimo al cual se han observado efectos adversos LOAEL (lowest observed adverse effect level).

La existencia de un umbral para algunos tipos de efecto es, sin embargo, materia de considerable discusión; para agentes cancerígenos y mutagénicos en particular, muchos expertos postulan que una molécula simple de una sustancia química puede ser suficiente para iniciar un proceso que puede conducir finalmente a un efecto dañino observable. En otras palabras, las sustancias químicas cancerígenas y mutagénicas presentan un riesgo finito a todos los niveles de dosificación, por lo tanto se considera que no existe dosis umbral.

2.4.5. Estimación del Riesgo en Seres Humanos

Como ya se citó anteriormente las sustancias bajo determinados niveles no causan efecto o causan efecto en un determinado órgano, o sea existe un umbral bajo el cual se causan efectos. Existen determinadas sustancias donde no existen umbrales, o sea que con muy pequeña dosis ya tenemos un efecto, que es el caso típico de algunas sustancias cancerígenas; por lo tanto se hace necesario diferenciar el análisis de la curva dosis-respuesta de sustancias que tienen umbrales, de aquellas sustancias que no tienen umbrales: son diferentes análisis.

Excepto en aquellas circunstancias en las cuales existe una buena razón para creer que no hay un nivel umbral, el NOEL, determinado en estudios de toxicidad bien diseñados en animales, frecuentemente provee la información más confiable para la estimación del riesgo potencial sobre el ser humano.

2.4.5.1. Método de la Ingesta Diaria Aceptable (Se Supone Umbral)

Este método define una “Ingesta Diaria Aceptable” (IDA) para seres humanos. Los científicos utilizan este método analizando datos de test toxicológicos existentes y determinan las dosis más alta a la cual no se observan efectos adversos para la salud en animales de laboratorio. Ese nivel es luego dividido por un factor de “seguridad” ó “incertidumbre” para encontrar una concentración a la cual los expertos esperan no encontrar efectos adversos para la salud en humanos.

La medida del factor de seguridad depende de la solidez y lo concluyente de los tests de toxicidad, los factores de seguridad comúnmente varían dentro de un rango de 10 a 1000. Generalmente, los resultados de los tests más concluyentes se reflejan en un factor de seguridad más bajo.

Finalmente, se estima la cantidad media de agua que una persona promedio consume en un día, y se calcula la concentración máxima de la sustancia química en el agua que podría resultar en una persona consumiendo la ingesta diaria aceptable.

El cálculo de una IDA incluye la estimación del NOEL a partir de observaciones de poblaciones expuestas o a partir de estudios experimentales en animales de laboratorio.

Para graficar este último concepto se anexa en la **Tabla 17** un ejemplo de un estudio en ratas, indicándose las dosis del elemento estudiado y definiendo los niveles de efecto:

Dosis (mg/kg/día)	Observación	Nivel de efecto
0	Control-Sin efectos adversos observados	-
1	Sin diferencias significativas estadísticamente o biológicamente entre animales tratados y de control	NOEL
5	2% de disminución (*) (no se considera biológicamente significativa) en el peso del cuerpo; incremento de la relación del peso del hígado al peso del cuerpo; elevado niveles de enzimas en el hígado	NOAEL
25	20% de disminución (*) en el peso del cuerpo; incremento (*) de la relación del peso del hígado al peso del cuerpo; incremento (*) en el nivel de enzimas del hígado	LOAEL
(*) Estadísticamente significativo comparado con el control		

Tabla 17. Ejemplo de determinación de los niveles de efecto en un estudio

La IDA es una estimación de la cantidad de una sustancia presente en los alimentos o en el agua potable, expresada en función del peso corporal (mg/kg. o µg/kg. de peso corporal), que se puede ingerir diariamente a lo largo de toda la vida sin riesgo apreciable para la salud.

$$IDA = \frac{NOAEL \text{ ó } LOAEL}{FI}$$

donde:

IDA: ingesta diaria aceptable [$\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{día})$]

LOAEL: mínimo nivel de efecto adverso observado [$\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{día})$]

NOAEL: máximo nivel sin efecto adverso observado [$\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{día})$]

FI: factor de incertidumbre

La determinación del factor de incertidumbre utilizado requiere de un juicio experto y al análisis cuidadoso de los datos científicos.

Frecuentemente, se aplica un factor de 10 a los resultados obtenidos en animales, basado en la suposición de que el ser humano puede ser hasta diez veces más sensible, y se aplica otro factor de 10 para proteger a los miembros más sensibles de la población, cuando se emplean datos de grupos (animales o humanos). Esto conduce a un factor de incertidumbre de 100 ($10 \cdot 10$) que ha sido usado frecuentemente.

El factor de incertidumbre no debe ser superior a 10.000. Si la estimación del riesgo obligara a introducir un factor más elevado, la IDA resultante sería tan imprecisa que carecería de sentido.

Los factores de incertidumbre empleados por el “Department of National Health and Welfare” de Canadá para establecer los criterios para agua de bebida se muestran en la **Tabla 18**.

Fuente de incertidumbre	Factor
Variación entre especies	10
Variación intra especies	10
Naturaleza y severidad de los efectos	1 – 10
Adecuación de los estudios	1 – 10
Efectos interactivos	1 – 5

Tabla 18. Factores de incertidumbre

Por último se obtiene la concentración máxima de la sustancia química en el agua.

$$CMA = \frac{IDA \cdot MC \cdot F}{C}$$

donde:

CMA: concentración máxima admisible [$\mu\text{g}/\text{L}$]

IDA: ingesta diaria aceptable [$\mu\text{g}/(\text{kg}\times\text{día})$]

MC: masa corporal [kg]

F: factor de asignación de la IDA al agua de bebida(porcentaje que se asigna al agua para un determinado componente)

C: consumo diario de agua [L/día]

Consumo diario de agua y masa corporal:

- Los datos mundiales sobre la ingesta de agua son escasos. En estudios realizados en Canadá, los Países Bajos, el Reino Unido y los Estados Unidos se ha llegado a la conclusión de que el consumo medio diario por persona es inferior a 2 litros, pero con considerables variaciones según los individuos. Como es probable que la ingesta de agua varíe con el clima, la actividad física y la cultura, los mencionados estudios, realizados en zonas templadas, sólo pueden proporcionar una visión parcial de las pautas de consumo en todo el mundo.
- En las guías de la OMS se ha tomado para las sustancias químicas potencialmente peligrosas una ingesta diaria por persona de 2 litros para un peso corporal de 60 Kg. Cabe aclarar que esta hipótesis de consumo puede constituir una subestimación del consumo de agua por unidad de peso para poblaciones que viven en climas cálidos.
- Se considera asimismo que los lactantes y los niños ingieren más líquido por unidad de peso que los adultos, de modo que los valores guías se calcularon a partir de una ingesta de 1 litro diario para un niño de 10 Kilos y de 0,75 litros para un lactante de 5 Kilos.

Factor de asignación (F) de la IDA al agua de bebida:

- Por lo general, el agua de bebida no es la única fuente de exposición a las sustancias para las sustancias para las que se han establecido valores límites o guías. En muchas ocasiones, esa ingesta es pequeña en comparación con el aporte de otras fuentes, como los alimentos y el aire.
- En el método de la IDA, se tiene en cuenta la exposición procedente de todas las fuentes, asignando al agua potable un porcentaje de la misma, asegurándose así que la ingesta diaria total de todas las fuentes no sobrepase la IDA.
- La contribución del agua de bebida a la exposición diaria comprende la ingestión directa y algunas vías indirectas, como la inhalación de sustancias volátiles y el contacto cutáneo durante el baño o la ducha.
- Cuando no se disponía de información sobre la proporción de la ingesta total habitualmente ingerida con el agua, la OMS utilizó un factor arbitrario del 10% ($F=0,1$) para el agua, con lo cual se estaría considerando que el 90% restante de la IDA procede de otras vías que no es el agua de bebida, por ejemplo: alimentos.

2.4.5.2. Método de Estimación del Riesgo (No Se Supone Umbral)

La estimación de un riesgo se usa siempre cuando se fija un standard para sustancias cancerígenas, debido a que los científicos coinciden en que no se puede considerar un riesgo cero o un nivel de exposición absolutamente seguro para estas sustancias.

Es así que se concluye un riesgo estimado a partir de los efectos a la salud que se producen cuando se administran altas dosis a animales de laboratorios; luego se estima el riesgo de los efectos en la salud humana para concentraciones mucho más bajas en el agua de bebida. Antes que definir una ingesta diaria aceptable, con este método se llega a estimar diferentes niveles de riesgo a diferentes niveles de contaminación.

La diferencia más importante entre el método de estimación del riesgo y el la ingesta diaria aceptable, es que el método de la ingesta diaria aceptable supone que hay un “umbral” ó “dosis segura” debajo de la cual no habría efectos adversos para la salud. El método de estimación del riesgo supone, en cambio, que a cualquier dosis, no importa cuan pequeña sea algún efecto adverso para la salud es teóricamente posible.

Luego los standard o valores guías para agua de bebida en el método de estimación del riesgo son fijados de modo que durante el período (los años de vida del individuo que consume agua con la dosis adoptada) en que se presente dicho riesgo, el nivel del mismo expresado como probabilidad de ocurrencia de un efecto a la salud, sea aceptablemente bajo (ver Riesgo aceptable pag.85).

Extrapolación a baja dosis:

- El concepto del nivel umbral ha sido cuestionado para algunos compuestos carcinógenos y mutagénicos. Es necesario mencionar, sin embargo, que existe evidencia de la presencia de nivel de umbral para algunos elementos cancerígenos y mutagénicos.
- En ausencia de un nivel umbral, cualquier dosis distinta a cero está asociada con algún grado de riesgo. Por lo tanto, la seguridad completa puede ser asegurada a través de la eliminación total de la exposición; este es un objetivo claramente imposible cuando se trata de contaminantes ambientales.
- Para superar esto se ha desarrollado un principio mediante el cual los riesgos son considerados en términos de su “aceptabilidad”, en vez de en términos de “seguridad” o “inseguridad”.
- El primer paso en la aplicación de este principio es estimar los riesgos asociados con las exposiciones a bajas dosis por extrapolación de las curvas de dosis-respuesta a un rango de dosis por debajo de aquel en que los efectos adversos son normalmente demostrados por medio de estudios toxicológicos, especialmente dentro de aquellos rangos que representan las exposiciones humanas potenciales de fuentes ambientales.
- La **Figura 10** muestra los resultados de un experimento típico en animales (los puntos negros corresponden a los resultados experimentales) en el cual la frecuencia relativa de ocurrencia de un tipo particular de tumor ha sido medida a un número diferente de dosis. Se requiere determinar el rango de valores de la dosis (d) que correspondería a las probabilidades, $P(d)$, asociada con la exposición ambiental.
- Esto se realiza ajustando la curva dosis-respuesta a los resultados experimentales y asumiendo que esta curva es capaz de representar la relación no sólo en el rango de dosis del experimento sino también en el rango desde ahí hasta cero (la curva en trazo continuo corresponde a la curva de ajuste de acuerdo a los datos experimentales, mientras que la curva en líneas de trazo corresponde a la extrapolación de la curva de ajuste de modo que pase por el origen de coordenadas).

- Por lo tanto se debe finalmente seleccionar una curva particular a fin de obtener el mejor ajuste a partir de los datos existentes. A tal fin se han desarrollado una cantidad de modelos matemáticos para relacionar la probabilidad de una respuesta inducida con la dosis correspondiente.
- Una consideración importante es la forma que toma la curva de extrapolación a medida que se aproxima al origen, la cual puede ser postulada como lineal, sublineal o supralineal, dado que ésta tendrá considerable influencia en los estimados derivados del riesgo.
- Un modelo que ha sido utilizado ampliamente por la USEPA y Canadá es el modelo de linealización de multiestados. A bajos niveles de dosis se llega a la siguiente expresión para la extrapolación, donde se observa la adopción de una relación lineal entre el nivel de riesgo y la dosis de exposición:

$$R = q_1^* \cdot D$$

donde:

R : nivel de riesgo individual

q_1^* : factor de potencia carcinogénica [(kg. · día)/μg]

D : exposición diaria promedio [mg/kg./día]

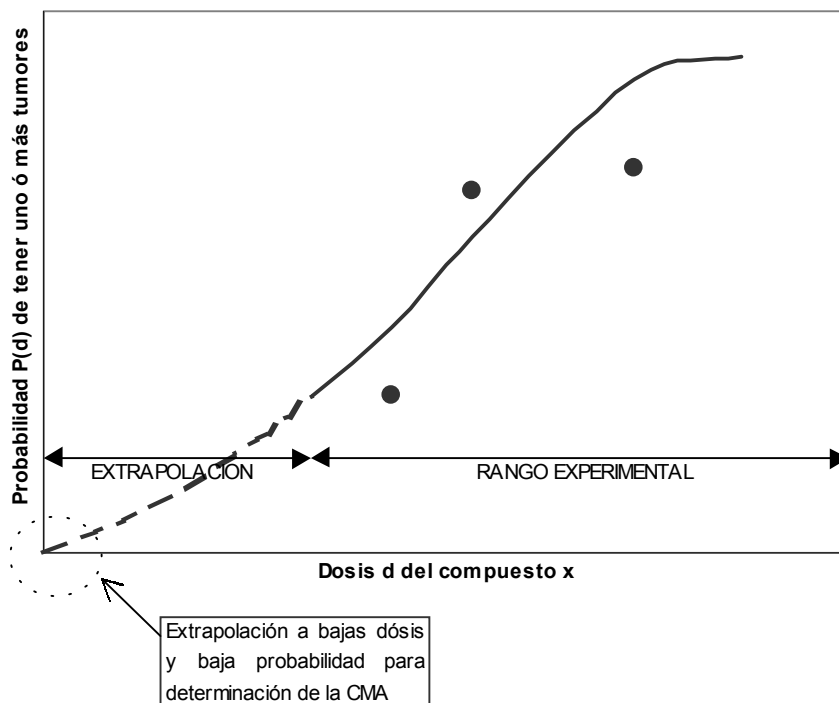


Figura 10. Curva dosis-respuesta, extrapolación a bajas dosis

Finalmente se puede determinar la CMA de la siguiente manera:

$$CMA = \frac{MC \times R}{C \times q_1^*} = (MC \times D) / C$$

donde:

CMA: concentración máxima admisible [$\mu\text{g/L}$]

MC: masa corporal [kg]

R : nivel de riesgo individual

q_1^* : factor de potencia carcinogénica [(kg×día)/ μg] (pendiente de la curva del modelo de extrapolación de la relación dosis-riesgo para sustancias cancerígenas)

C: consumo diario de agua [L/día]

Las técnicas de extrapolación a baja dosis incluyen un número de suposiciones. Estas suposiciones pueden clasificarse en dos tipos:

- 1). Las suposiciones necesarias para superar los vacíos del conocimiento general de los mecanismos biológicos y químicos inherentes al sistema que está siendo modelado.
- 2). Las suposiciones que no son de naturaleza científica, pero que representan políticas imperativas y económicas (por ejemplo, la selección del nivel de riesgo que se estima “aceptable”)

Riesgo aceptable:

- Las autoridades reguladoras, legislativas y legales deberán responder a la forma en que los ciudadanos de cada país entiendan la naturaleza y variedad de los riesgos en el medio ambiente, cómo ellos “clasifican” cada tipo de riesgo con relación a otros, y cómo esperan que las autoridades públicas conduzcan el proceso de manejo del riesgo.
- Puede argumentarse que ningún riesgo es aceptable per se. Los riesgos son juzgados contra los beneficios asociados que pueden acumularse al ser expuestos a ellos y el balance de riesgos y beneficios determina la aceptabilidad. Por lo tanto, no se puede dar una definición simple de riesgo aceptable ya que su significado es muy dependiente del contexto en el cual la decisión sobre aceptabilidad ha sido tomada.
- La OMS determina los valores guías para los compuestos que se consideran carcinógenos genotóxicos (ver punto 2.11 Definiciones y Abreviaturas del presente Capítulo), con un riesgo adicional estimado de cáncer durante toda la vida de 10^{-5} (un caso adicional de cáncer por cada 100.000 personas de la población que ingiere agua que contiene el valor guía de la sustancia durante 70 años). En los casos en que no resultaba práctico utilizar la concentración asociada con un riesgo adicional de cáncer durante toda la vida de 10^{-5} , la OMS estableció un valor guía provisional de concentración que se puede conseguir en la práctica, indicando el riesgo estimado de cáncer que corresponde a esa concentración admisible.

2.4.5.3. Clasificación de las Sustancias Respecto a su Potencial Carcinogénico

La evaluación de la carcinogenicidad potencial de las sustancias químicas se basa, por lo general, en estudios a largo plazo realizados con animales; a veces se dispone de información sobre la carcinogenicidad para los seres humanos, procedente en su mayor parte de estudios sobre la exposición ocupacional. Sobre la base de pruebas disponibles, el IARC (Internacional Agency for Research on Cancer) categorizó las sustancias químicas con respecto a su riesgo potencial carcinogénico en los siguientes grupos:

- **GRUPO 1.** El agente es carcinógeno para los seres humanos

Esta categoría se utiliza cuando existen pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos. Excepcionalmente, un agente puede ser incluido en esta categoría cuando los datos referentes a seres humanos no llegan a ser suficientes, pero existen pruebas suficientes de la carcinogenicidad en experiencias en animales y elementos de juicios sólidos que indican que en los seres humanos expuestos, el agente actúa a través de un mecanismo de carcinogenicidad pertinente.

- **GRUPO 2.**

Esta categoría comprende agentes respecto de los cuales, en un extremo, las pruebas de la carcinogenicidad para los seres humanos son casi suficientes y, en el otro extremo, no se dispone de datos sobre seres humanos pero hay pruebas de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. Los agentes pueden clasificarse en el grupo 2A (probablemente carcinógeno para los seres humanos) o en el grupo 2B (posiblemente carcinógeno para los seres humanos) sobre la base de los datos epidemiológicos y experimentales favorables a la carcinogenicidad y de otros datos pertinentes.

- **GRUPO 2A.** El agente es probablemente carcinógeno para los seres humanos

Esta categoría se utiliza cuando existen pruebas limitadas de la carcinogenicidad para los seres humanos y pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. En algunos casos, se puede clasificar en esta categoría a un agente cuando se dispone de pruebas insuficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos y pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación, así como de elementos de juicio sólidos que indican que, en la carcinogénesis, actúa un mecanismo que también existe en los seres humanos. Excepcionalmente, puede clasificarse en esta categoría un agente únicamente sobre la base de pruebas limitadas de la carcinogenicidad para los seres humanos.

- **GRUPO 2B.** El agente es posiblemente carcinógeno para los seres humanos

Esta categoría comprende los agentes respecto de los cuales existen pruebas limitadas de la carcinogenicidad para los seres humanos y pruebas que no llegan a ser suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. Puede utilizarse también cuando hay pruebas insuficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos pero pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. En algunos casos, pueden clasificarse en este grupo agentes respecto de los cuales existen pruebas insuficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos pero pruebas limitadas de la carcinogenicidad para los animales de experimentación, junto con otros elementos de juicio pertinentes que corroboran las pruebas.

- **GRUPO 3.** El agente no puede clasificarse sobre la base de su carcinogenicidad para los seres humanos

Esta categoría se utiliza sobre todo para los agentes respecto de los cuales las pruebas de la carcinogenicidad son insuficientes para los seres humanos e insuficientes o limitadas para los animales de experimentación.

Excepcionalmente, se pueden clasificar en esta categoría los agentes respecto de los cuales las pruebas de carcinogenicidad son insuficientes para los seres humanos pero suficientes para los animales de experimentación, cuando existen también elementos de juicio sólidos que indican que el mecanismo de acción carcinógena que actúa en los animales de experimentación no existe en los seres humanos.

Se clasifican asimismo en esta categoría los agentes que no quedan incluidos en otro grupo.

- **GRUPO 4.** El agente probablemente no es carcinógeno para los seres humanos

Esta categoría se utiliza sobre todo para los agentes respecto de los cuales las pruebas parecen indicar una falta de carcinogenicidad para los seres humanos y los animales de experimentación. En algunos casos, pueden clasificarse en este grupo los agentes respecto de los cuales se dispone de pruebas insuficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos y de pruebas que parecen indicar una falta de carcinogenicidad para los animales de experimentación, corroboradas en forma firme y consistente por una amplia gama de otros elementos de juicio pertinentes.

En **Tabla 19** se describe la clasificación de sustancias según la evidencia de carcinogenicidad utilizada por otros organismos:

U.S. Environmental Protection Agency U.S. EPA	CANADA - Department of National Health & Welfare
GRUPO A: Carcinógeno humano	GRUPO 1: Carcinógeno humano
GRUPO B: Probable carcinógeno humano	GRUPO 2: Probable carcinógeno humano
GRUPO C: Posible carcinógeno humano	GRUPO 3: Posible carcinógeno humano
GRUPO D: No clasificable para carcinogenicidad en humanos	GRUPO 4: Probable no carcinógeno humano
GRUPO E: Evidencia de no carcinogenicidad en humanos	GRUPO 5: Datos inadecuados para la evaluación

Tabla 19. Clasificación de sustancias según otros organismos

2.4.6. Componentes Químicos Inorgánicos

A continuación se analizarán los distintos componentes inorgánicos que pueden estar presentes en las aguas tratadas.

Ácido Sulfhídrico (sulfuro de hidrógeno)

El ácido sulfhídrico es un gas de olor desagradable, a “huevos podridos”, que se percibe incluso con concentraciones muy bajas, inferiores a $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el aire. No obstante, la concentración de ácido sulfhídrico en el agua de bebida será generalmente reducida porque los sulfuros se oxidan fácilmente en el agua bien aireada.

Aunque no se dispone de datos sobre la toxicidad por vía oral, es poco probable que pueda consumirse una dosis perjudicial de ácido sulfhídrico en el agua de bebida. Por consiguiente, la OMS no propone un valor guía basado en criterios sanitarios.

Se estima que los umbrales de sabor y olor del ácido sulfhídrico oscilan entre 0,05 y 0,1 mg/litro.

El olor a “huevos podridos” de este compuesto se percibe especialmente en algunas aguas subterráneas y en el agua de bebida estancada en el sistema de distribución, de resultas del agotamiento del oxígeno y de la consiguiente reducción de sulfato por acción bacteriana.

Alcalinidad

Representa la demanda de ácido de un volumen dado de agua para alcanzar la neutralización frente a un indicador apropiado. Es impartida por los bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos (OH^-) contenidos en las aguas naturales o tratadas; ocasionalmente pueden contribuir (escasamente) boratos, silicatos, fosfatos.

La alcalinidad es útil en el agua porque proporciona un amortiguamiento para resistir los cambios en el pH: asimismo dado que no tiene un significado sanitario en general no se fijan valores límites.

Como referencia un agua superficial puede tener valores de alcalinidad cercanos a los 35 mg/l (como CaCO_3) y un agua subterránea valores entre 400 y 600 mg/l (como CaCO_3).

Aluminio

El aluminio es un elemento abundante y difundido, que representa alrededor del 8% de la corteza terrestre. En el tratamiento del agua utilizada para el abastecimiento público se usan ampliamente compuestos de aluminio, y la presencia de éste en el agua de bebida se debe con frecuencia a deficiencias del control y el funcionamiento del proceso. La exposición de los seres humanos puede producirse por diversas vías, y probablemente corresponde al agua potable menos del 5% de la ingesta total.

En algunos estudios, se ha observado una relación entre la presencia de aluminio y la aparición de lesiones cerebrales características de la enfermedad de Alzheimer. Son necesarios nuevos estudios, pero, por el momento, el conjunto de los datos epidemiológicos y fisiológicos disponibles no parece corroborar la idea de que el aluminio tiene una función causal en la enfermedad de Alzheimer.

Por lo tanto, la OMS no recomienda un valor guía basado en los efectos sanitarios. La presencia de aluminio en concentraciones superiores a 0,2 mg/litro a menudo provoca quejas de los consumidores, debido a que causa la aparición de depósitos de una masa flocosa de hidróxido aluminico en los sistemas de distribución y acentúa la coloración del agua por el hierro.

Amianto

El amianto presente en el agua procede de la disolución de minerales que lo contienen, de efluentes industriales, de la contaminación atmosférica y de la existencia en el sistema de distribución de tuberías de cemento de amianto.

Se sabe que el amianto absorbido por inhalación es carcinógeno para los seres humanos. Aunque la cuestión se ha examinado a fondo, los estudios epidemiológicos realizados en poblaciones cuyo abastecimiento de agua contiene altas concentraciones de amianto no han proporcionado pruebas convincentes de la carcinogenicidad de esta sustancia por vía de ingestión.

Por consiguiente, no existen pruebas consistentes de que el amianto ingerido sea peligroso para la salud, por lo que la OMS llegó a la conclusión de que no es necesario establecer un valor guía basado en criterios sanitarios para el amianto presente en agua potable.

Amoníaco

El amoníaco que existe en el medio ambiente procede de procesos metabólicos, agrícolas e industriales y de la desinfección con cloramina. Las concentraciones naturalmente existentes en las aguas subterráneas y superficiales se sitúan, por lo común, por debajo de 0,2 mg/litro.

La presencia de amoníaco en el agua es un indicador de una posible contaminación por bacterias, aguas residuales o desechos de origen animal.

El amoníaco presente en el agua potable no tiene una importancia inmediata para la salud, por lo que la OMS no propone un valor guía basado en criterios sanitarios. No obstante, el amoníaco puede poner en peligro la eficacia de la desinfección, dar lugar a la formación de nitritos en los sistemas de distribución, deteriorar los filtros para la eliminación de manganeso y crear problemas de sabor y de olor.

Con un pH alcalino, la concentración umbral del olor a amoníaco es aproximadamente de 1,5 mg/litro.

Antimonio

Las sales de antimonio y los complejos orgánicos de este elemento se hallan habitualmente en los alimentos y en el agua en bajas concentraciones. Las concentraciones observadas en el agua potable son generalmente inferiores a 4 µg/litro.

En su evaluación global basada en la exposición por inhalación, el IARC llegó a la conclusión de que el trióxido de antimonio es posiblemente carcinógeno para los seres humanos (Grupo 2B) y el trisulfuro de antimonio no es clasificable sobre la base de su carcinogenicidad para los seres humanos (Grupo 3).

En un estudio realizado con ratas, los efectos observados fueron un descenso de la longevidad y alteraciones de las concentraciones de glucosa y colesterol en sangre. No se detectaron efectos en la incidencia de tumores benignos o malignos.

A partir de dichos estudios se llega a una CMA de 0,003 mg/litro, que se sitúa en la práctica por debajo del límite del análisis cuantitativo. Por lo tanto, el valor guía provisional ha sido fijado por la OMS en una concentración cuantificable en la práctica de 0,005 mg/litro.

Arsénico

El arsénico está ampliamente distribuido por toda la corteza terrestre y se utiliza comercialmente. El que está presente en el agua puede proceder de la disolución de minerales, de efluentes industriales y de la atmósfera.

Está demostrado que el arsénico inorgánico es carcinógeno para los seres humanos, y el IARC lo ha clasificado en el Grupo 1. En poblaciones que consumen agua con altas concentraciones de arsénico, se ha observado una incidencia relativamente elevada de cáncer de la piel y posiblemente de otros tipos de cáncer, incidencia que aumenta con la dosis y la edad.

En las biovaloraciones limitadas realizadas con especies animales no se ha demostrado que el arsénico sea carcinógeno pero, se han obtenido resultados positivos en estudios encaminados a evaluar el potencial de promoción tumoral.

No se ha comprobado que el arsénico sea mutagénico en valoraciones efectuadas con bacterias y mamíferos, aunque se ha confirmado que provoca aberraciones cromosómicas en diversos tipos de cultivos celulares, en particular de células humanas; esos efectos no se han observado in vivo.

Los datos disponibles sobre la relación entre el cáncer de órganos internos y la ingestión de arsénico en el agua de bebida son insuficientes para realizar una estimación cuantitativa de la relación exposición-respuesta.

Sin embargo, basándose en el incremento de la incidencia de cáncer de piel observada en una población de China (Taiwán), la USEPA ha usado un modelo multietapas para estimar el riesgo de cáncer de piel durante toda la vida asociado con la ingestión de arsénico en agua de bebida. Con este modelo y datos proveniente de seres humanos masculinos, la USEPA estimó las concentraciones de arsénico en agua de bebida asociadas con un riesgo adicional de cáncer de piel durante toda la vida de 10^{-4} , 10^{-5} y 10^{-6} , las que resultaron ser respectivamente de 1,7 µg/l, 0,17 µg/l y 0,017 µg/l.

Sin embargo, debería acotarse que estos valores pueden sobrestimar el riesgo real, debido a la posible contribución de otros factores en la incidencia de esa enfermedad en la población tomada como referencia y a posibles variaciones metabólicas dependientes de la dosis, que no pudieron tenerse en cuenta.

La OMS ha establecido un valor guía provisional (se utiliza esta expresión para los componentes respecto de los cuales algunos elementos de juicio parecen indicar la existencia de un posible riesgo, pero la información disponible sobre los efectos en la salud es limitada) para el arsénico en el agua potable de 0,01 mg/litro, teniendo en cuenta que el riesgo adicional estimado de cáncer de la piel durante toda la vida asociado con la exposición a esa concentración sería de 6×10^{-4} .

Mayor información respecto a límites vigentes en otros países y las incertidumbres involucradas en la fijación de los mismos puede consultarse en el Numeral 6 “Reducción de Arsénico” del Capítulo VIII Tratamientos Especiales de estas Fundamentaciones.

Bario

El bario está presente en varios compuestos que forman parte de la corteza terrestre y se utiliza en aplicaciones industriales muy diversas; el que se encuentra en el agua procede principalmente de fuentes naturales.

En un estudio de corta duración realizado con un pequeño número de voluntarios, no se obtuvieron datos que indicaran consistentemente la aparición de efectos cardiovasculares negativos tras la exposición a concentraciones de bario de hasta 10 mg/litro de agua. No obstante, en ratas expuestas a concentraciones relativamente bajas de bario en el agua de bebida, se observó un aumento de la presión sanguínea sistólica.

A partir de los resultados toxicológicos con especies animales se llega a calcular una CMA de 0,3 mg/litro, tomando una IDA de 51 µg/kg de peso corporal y una asignación del 20% al agua potable.

La OMS adopta un valor guía para el bario en el agua potable de 0,7 mg/litro.

Berilio

El berilio tiene algunos usos de cierta importancia, debido sobre todo a su resistencia al calor. En el agua se encuentra con poca frecuencia y sólo en concentraciones muy bajas, por lo común inferiores a 1 µg/litro.

El IARC lo ha clasificado, junto con sus compuestos, como probable carcinógeno para los seres humanos (Grupo 2A), sobre la base de estudios de la exposición ocupacional y estudios de la inhalación realizados con animales de laboratorio.

No se poseen datos suficientes para determinar si este elemento es carcinógeno por vía oral y tampoco para proporcionar una base toxicológica para la adopción de un valor guía. No obstante, parece poco probable que las bajísimas concentraciones de berilio que suelen hallarse en el agua potable representen un riesgo para los consumidores.

Boro

Los compuestos del boro se usan en algunos detergentes y procesos industriales y llegan al agua en los efluentes industriales y domésticos. Las concentraciones de boro que suelen hallarse en el agua de bebida son inferiores a 1 mg/litro.

Cuando se administra en forma de borato o ácido bórico, el boro se absorbe rápida y casi completamente a través del tracto gastrointestinal. La excreción tiene lugar sobre todo por el riñón.

La exposición prolongada de los seres humanos a compuestos del boro produce irritación gastrointestinal leve. En estudios a corto y largo plazo realizados con animales y en estudios de la reproducción con ratas, se ha observado atrofia testicular.

En diversos sistemas de pruebas in vitro, no se demostró que el ácido bórico y los boratos sean mutagénicos.

A partir de una IDA de 88 µg/kg de peso corporal y una asignación del 10% al agua potable la OMS llega a un valor guía de 0,3 mg/litro.

Debe señalarse que la ingesta de boro procedente de los alimentos no es bien conocida y, al parecer, el tratamiento del agua de bebida no elimina adecuadamente este elemento.

Cadmio

Este metal se utiliza en la industria siderúrgica y en los plásticos. También se usan ampliamente sus compuestos en las pilas. La contaminación del agua de bebida puede deberse asimismo a impurezas del zinc que contienen las tuberías galvanizadas y las soldaduras, así como algunos accesorios de metal, aunque, en el agua potable, las concentraciones son por lo general inferiores a 1µg/litro.

Los alimentos son la principal fuente de exposición cotidiana al cadmio, aún cuando el hábito de fumar es una importante fuente adicional.

Hay pruebas de que el cadmio es carcinógeno por vía de inhalación, y el IARC lo ha clasificado, junto con sus compuestos, en el Grupo 2A. No obstante, no se ha demostrado la carcinogenicidad por vía oral y no existen pruebas claras de la genotoxicidad.

El riñón es el órgano más afectado por la toxicidad del cadmio. La OMS ha establecido un valor guía de 0,003 mg/litro sobre la base de la asignación del 10% al agua potable.

Cianuro

Los cianuros tienen una toxicidad aguda elevada. Pueden hallarse en ciertos alimentos, en particular en algunos países en desarrollo, y ocasionalmente se detectan en el agua de bebida, debido sobre todo a contaminación industrial.

El número de estudios toxicológicos que pueden utilizarse para calcular un valor guía es muy limitado.

La OMS ha establecido un valor guía de 0,07 mg/litro, que se cree ofrece una protección suficiente contra la exposición tanto aguda como prolongada, asignando al agua potable el 20% de la IDA porque la exposición debida a otras fuentes es generalmente reducida y la exposición al cianuro presente en el agua es sólo intermitente.

Cloruro

El cloruro presente en el agua de bebida procede de fuentes naturales, de las aguas residuales y los efluentes industriales, de la escorrentía urbana que contiene sales y de intrusiones salinas.

La principal fuente de exposición humana a este compuesto es la sal agregada a las comidas, cuya ingesta es por lo general mucho mayor que la procedente del agua potable.

La excesiva concentración de cloruro eleva la tasa de corrosión de los metales del sistema de distribución, en función de la alcalinidad del agua, y puede hacer que aumenten las concentraciones de metales en ésta.

La OMS no propone un valor guía basado en criterios sanitarios para el cloruro presente en el agua potable.

Las concentraciones elevadas de cloruro hacen que el agua y las bebidas tengan un sabor desagradable. Los umbrales de sabor del anión cloruro dependen del catión asociado y son del orden de 200 a 300 mg/litro para el cloruro sódico, potásico y cálcico.

Cobre

Las concentraciones de cobre en el agua de bebida son por lo general bajas, de sólo unos microgramos por litro, pero la existencia de tuberías de cobre puede aumentarlas considerablemente, hasta varios miligramos por litro, tras un período de retención del agua en las tuberías.

Contrariamente a lo que ocurre en los adultos, en los lactantes el metabolismo del cobre no está bien desarrollado, habiendo cierta inquietud ante la posible participación del cobre presente en el agua de bebida en la aparición de cirrosis hepática durante la primera infancia en lactantes alimentados a biberón, aunque el temor no se ha confirmado.

La OMS asigna un valor guía basado en criterios sanitarios de 2 mg/litro. Este valor proporciona un margen de seguridad suficiente para los lactantes alimentados a biberón. Dado que sigue habiendo incertidumbre sobre la toxicidad del cobre para los seres humanos, el valor guía propuesto por la OMS se considera provisional.

La presencia de cobre en el agua puede dificultar el uso de ésta para fines domésticos. El cobre en el sistema de abastecimiento público aumenta la corrosión de los accesorios de hierro galvanizado y acero.

Cuando las concentraciones de cobre son superiores a 1 mg/litro, ocasionan la aparición de manchas en la ropa lavada y las instalaciones sanitarias. En concentraciones superiores a 5 mg/litro, el cobre también colorea el agua y le da un sabor amargo poco agradable.

Conductividad Específica o Conductividad Eléctrica (CE)

Es un parámetro relacionado a los Sólidos Disueltos Totales (SDT). La conductividad es actualmente una medición (en microsiemens por centímetro $\mu\text{S}/\text{cm}$) de la actividad iónica de una solución en términos de su capacidad para transmitir corriente.

En soluciones diluidas, las dos mediciones son razonablemente comparables; es decir. $\text{SDT}=0,5 \times \text{CE}$. Sin embargo, a medida que la solución se vuelve mas concentrada ($\text{SDT}>1000\text{mg/l}$, $\text{CE}>2000\mu\text{S}/\text{cm}$), la proximidad en la solución de los iones entre sí, reduce su actividad y consecuentemente su capacidad para transmitir corriente. Luego, la relación de SDT-CE se incrementa y la relación tiende a $\text{SDT}=0,9 \times \text{CE}$.

Estos valores de relación SDT-CE no pueden ser estandarizados y variarán de una muestra de agua a otra, por lo que los valores citados son sólo orientativos.

La importancia de estas dos determinaciones (SDT y CE) radica en sus efectos en la corrosividad del agua y sus efectos en la solubilidad de compuestos ligeramente solubles tales como CaCO_3 .

En general, a medida que los SDT y la CE se incrementan, también se incrementa la corrosividad del agua; además con el incremento de los SDT y la CE, la actividad de los iones individualmente disminuye y ocurre un apareamiento de iones. El apareamiento de iones son interacciones entre iones, mas débiles que las fuerzas intermoleculares, pero suficientemente fuertes para disminuir otras reacciones tales como la formación y

precipitación de carbonato de calcio; siendo el resultado final un incremento de la solubilidad efectiva de potenciales precipitados.

La CEE ubica a la Conductividad como parámetro operacional. Estos parámetros operacionales son de importancia secundaria para la salud y confort del consumidor. Sin embargo, se ha comprobado que estos parámetros son muy útiles en el proceso de preparación y distribución del agua. Por lo expuesto se cree no justificable poner a estos parámetros un límite máximo de concentración.

Para la Conductividad la CEE establece un valor guía de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Cromo

El cromo está ampliamente distribuido en la corteza terrestre, con valencias de +2 a +6. En general, los alimentos parecen ser la principal fuente de la ingesta de este elemento.

En un estudio a largo plazo de la carcinogenicidad, en el que se administró a las ratas cromo (III) por vía oral, no se observó un aumento de la incidencia de tumores. El cromo (VI) es carcinógeno para las ratas por inhalación, aunque los datos limitados con que se cuenta no indican que sea carcinógeno por vía oral.

El IARC ha clasificado el cromo (VI) en el Grupo 1 y el cromo (III) en el Grupo 3. En un principio, se consideró que debían determinarse valores guía distintos para el cromo (III) y el cromo (VI); sin embargo los actuales métodos de análisis favorecen el establecimiento de un solo valor guía para el total de cromo.

Dada la carcinogenicidad del cromo (VI) cuando se absorbe por inhalación y su genotoxicidad, se ha puesto en duda el actual valor guía de la OMS de 0,05 mg/litro (provisional), pero los datos toxicológicos disponibles no parecen justificar el cálculo de un nuevo valor.

Dureza

La dureza del agua es causada por el calcio y, en menor grado, el magnesio, disueltos en ella. Generalmente se expresa por la cantidad equivalente de carbonato cálcico.

El agua de dureza superior a 200 mg/litro puede causar la aparición de incrustaciones en el sistema de distribución, según cual sea la interacción con otros factores, como el pH y la alcalinidad, dando además lugar a un consumo excesivo de jabón y a la consiguiente formación de espuma. Cuando se calientan, las aguas duras causan incrustaciones de carbonato cálcico.

Por otra parte, el agua blanda, cuya dureza es inferior a 100 mg/litro, puede tener una capacidad amortiguante reducida y resultar, por lo tanto, más corrosiva para las tuberías.

La aceptación de la dureza del agua por el público puede ser muy variable según las comunidades, en función de las condiciones locales. El umbral de sabor del ion calcio es del orden de 100 a 300 mg/litro, según el anión asociado, y el umbral de sabor del magnesio es probablemente inferior al del calcio.

En algunos casos, los consumidores toleran una dureza de más de 500 mg/litro.

La OMS no propone un valor guía para la dureza basado en criterios sanitarios.

Estaño

El estaño se utiliza principalmente en los revestimientos que emplea la industria alimentaria. Por lo tanto, los alimentos, en particular los enlatados, representan la principal vía de exposición de los seres humanos a este metal.

Para la población en general, el agua de bebida no es una fuente importante de estaño, ya que las concentraciones superiores a 1 ó 2 µg/litro son excepcionales.

En estudios sobre la carcinogenicidad a largo plazo realizados con ratones y ratas a los que se administró cloruro estañoso no se observó un aumento de la incidencia de tumores.

El principal efecto negativo observado en seres humanos como resultado de concentraciones excesivas de estaño (mayores a 150 mg/kg) en los alimentos, por ejemplo en frutas enlatadas, ha sido irritación gástrica aguda. No existen pruebas de que la exposición crónica al estaño tenga efectos perjudiciales en los seres humanos.

La presencia de estaño en el agua de bebida no representa un riesgo para la salud humana. Por este motivo, la OMS no consideró necesario establecer un valor guía para el estaño inorgánico.

Fluoruro

El flúor representa aproximadamente 0,3 g/kg de la corteza terrestre.

Los niveles de exposición diaria a este compuesto dependen de la zona geográfica. Si el pescado y el té forman parte del régimen de alimentación, la exposición alimentaria puede ser especialmente alta. El uso de pasta de dientes fluorada da lugar a una ingesta adicional.

La exposición al fluoruro presente en el agua de bebida depende considerablemente de circunstancias naturales. En el agua no tratada, las concentraciones son, por lo común, inferiores a 1,5 mg/litro pero en las zonas ricas en minerales que contienen flúor, las aguas subterráneas pueden contener unos 10 mg/litro.

El IARC clasificó los fluoruros inorgánicos en el Grupo 3. Extensos estudios epidemiológicos realizados no han aportado ninguna prueba de que el fluoruro sea carcinógeno para los seres humanos.

La OMS propone un valor guía de 1,5 mg/litro. Las concentraciones superiores a ese valor llevan consigo un riesgo creciente de fluorosis dental (insuficiencia cálcica del esmalte y la dentina de los dientes que produce manchado de los mismos) y concentraciones mucho mayores provocan fluorosis esquelética (modificación en la composición externa de la estructura del hueso, tornándolos frágiles y quebradizos).

El valor guía es superior al recomendado para la fluoración artificial del abastecimiento de agua. Al establecer normas nacionales para el fluoruro, es especialmente importante tener en cuenta las condiciones climáticas, la cantidad de agua consumida y el aporte de fluoruro por otras fuentes.

Sobre la necesidad de agregar y asegurar una buena dosificación de flúor se puede indicar que las caries dentales constituyen una de las enfermedades mas frecuentes que afectan al ser humano, dado que mas del 95% de la población la padece o ha tenido experiencia de ella.

La pérdida múltiple de piezas dentales altera la armonía y el equilibrio entre los maxilares, consecuentemente modifica la oclusión produciendo dolor en los músculos masticadores, alteración de la articulación témporo-mandibular, dolor de cabeza, hipoacusia, etc. Por lo tanto las enfermedades del aparato masticatorio constituyen una grave amenaza para el bienestar de la población demandando un elevado costo económico su recuperación y rehabilitación.

Con la prevención de las caries dental y sus consecuencias, se puede lograr un mejoramiento de la nutrición, mantener naturalmente la armonía cualitativa y cuantitativa del aparato masticatorio y así obtener una mejor calidad de vida.

Considerando que el problema de las caries dentales no puede solucionarse con los recursos odontológicos con que se cuenta al presente, y que el aumento de población tiende a agravarlo, se hace necesario reafirmar la política de fluoración de los sistemas de abastecimiento de agua como un medio eficaz, económico y seguro para la prevención de esta enfermedad.

En el año 1961, la Federación Dental Internacional, en la cual estuvieron representadas 20 naciones, recomendó la fluoruración de las aguas de consumo.

La aplicación de fluoruros puede realizarse de distintas formas, con distintas concentraciones, frecuencia de uso y a través de distintas vías como el agregado al agua potable de consumo, complementación de la dieta con fluoruros, agregado de flúor a la sal de mesa o a la leche.

En algunos países de Centroamérica se utiliza sal fluorada, aunque este sistema de fluoración requiere un riguroso control en la distribución regional de la sal, a fin de evitar que llegue a ser utilizada por poblaciones donde naturalmente las aguas de consumo poseen altas concentraciones de flúor.

En la República Argentina la Ley N°21.172 del 30 de Setiembre de 1975 propicia la fluoración y la defluoración de las aguas de abastecimiento público de todo el país hasta alcanzar el nivel óptimo de ión flúor.

Se transcriben a continuación algunos de los principales Artículos de la Ley 21172:

“Artículo 2º.- El Ministerio de Bienestar Social de la Nación, por intermedio de la Secretaría de Estado de Salud Pública, y a través de la Dirección Nacional de Odontología, formulará un programa nacional de fluoración y defluoración de las aguas de consumo, fijando, de acuerdo a las características del agua analizada, hábitos alimentarios y clima, el contenido óptimo de ion flúor en cada caso.”

“Artículo 3º.- El organismo de aplicación de la presente ley en los aspectos de promoción, normalización y evaluación, será la Secretaría de Estado de Salud Pública, por intermedio de la Dirección Nacional de Odontología.”

“Artículo 4º.- La ejecución del programa nacional de fluoración y defluoración estará a cargo de los organismos responsables de la potabilización del agua de abastecimiento público, cualquiera sea su jurisdicción.”

En la Provincia de Santa Fe en el año 1960 se promulga la ley N°5180 en que dispone la fluoración obligatoria de las aguas corrientes de consumo en las ciudades de Santa Fe y Rosario; en el año 1963 se generaliza a toda la provincia.

Hierro

El hierro es uno de los metales más abundantes en la corteza terrestre. Se encuentra en las aguas corrientes naturales, en concentraciones que varían de 0,5 a 50 mg/litro.

También puede estar presente en el agua de bebida debido a la utilización de coagulantes de hierro o a corrosión de las tuberías de acero y hierro fundido durante el proceso de distribución.

El hierro es un elemento indispensable de la nutrición humana. Las necesidades diarias mínimas de este metal dependen de la edad, el sexo, el estado fisiológico y la biodisponibilidad del hierro y oscilan entre 10 y 50 mg diarios.

Como precaución contra la acumulación de un volumen excesivo de hierro en el organismo, la OMS llega a un valor de unos 2 mg/litro, que no representa un riesgo para la salud. Por lo general, concentraciones inferiores afectan ya al sabor y la apariencia del agua.

Las aguas subterráneas anaeróbicas pueden contener hierro ferroso en concentraciones de hasta varios miligramos por litro sin que el agua, cuando se bombea directamente de un pozo, esté coloreada o turbia. Sin embargo, al quedar expuesto a la atmósfera, el hierro ferroso se oxida, transformándose en hierro férrico, que da al agua un color marrón rojizo desagradable.

El hierro favorece también el desarrollo de bacterias del hierro que obtienen su energía de la oxidación que transforma el hierro ferroso en hierro férrico y, durante el proceso, depositan un revestimiento viscoso en las tuberías.

En concentraciones superiores a 0,3 mg/litro, el hierro mancha la ropa lavada y las instalaciones sanitarias. Cuando la concentración es inferior a 0,3 mg/litro, el sabor no suele ser perceptible, aunque el agua puede enturbiarse y colorearse.

La OMS no propone un valor guía basado en criterios sanitarios para el hierro presente en el agua potable.

Manganeso

El manganeso es uno de los metales más abundantes en la corteza terrestre y, por lo general, se presenta junto con el hierro. Las concentraciones de manganeso disuelto en las aguas subterráneas y superficiales pobres en oxígeno pueden alcanzar varios miligramos por litro.

En presencia de oxígeno, el manganeso formará óxidos insolubles que pueden provocar la aparición de depósitos no deseables y causar problemas de color en los sistemas de

distribución. Una concentración de 0,02 mg/litro ocasiona con frecuencia la aparición en las tuberías de un revestimiento que puede desprenderse en forma de un precipitado negro, además, ciertos organismos de efectos molestos concentran el manganeso, lo cual hace que el agua distribuida presente problemas de sabor, olor y turbiedad.

El manganeso es un oligoelemento indispensable, del que, según las estimaciones, se necesitan diariamente de 30 a 50 µg/kg de peso corporal.

Se ha observado que el manganeso parece ser neurotóxico para los mineros, tras una prolongada exposición a polvo que lo contiene. No hay datos convincentes que indiquen la aparición de efectos tóxicos en los seres humanos debido al consumo de manganeso en el agua de bebida, pero sólo se dispone de estudios limitados.

Teniendo en cuenta que la ingesta de manganeso puede llegar 20 mg diarios sin efectos perjudiciales aparentes se obtiene un valor límite de 0,4 mg/litro. Aunque no existe ningún estudio que permita por sí solo calcular un valor guía, el conjunto de datos obtenidos de estudios realizados con animales de laboratorio, apoya la idea de que un valor guía provisional según la OMS, basado en criterios sanitarios de 0,5 mg/litro debería ser suficiente para proteger la salud pública.

Aunque las concentraciones de manganeso inferiores a 0,1 mg/litro resultan generalmente aceptables para los consumidores, esto puede variar según las circunstancias locales. En concentraciones superiores a 0,1 mg/litro, el manganeso contenido en el agua mancha las instalaciones sanitarias y la ropa lavada, y da a las bebidas un sabor desagradable.

Magnesio

El magnesio es el octavo elemento natural mas abundante.

Las sales de magnesio son más solubles que el calcio; sin embargo, ellas son menos abundantes en las rocas que el calcio y por lo tanto menos disponibles para intervenir en reacciones.

La forma predominante de Magnesio en aguas naturales es el ion libre Mg^{+2} . El Sulfato de Magnesio y el Cloruro de Magnesio se encuentran en solución y pueden derivar ya sea de depósitos naturales o de industrias.

El Magnesio es un mineral esencial para los humanos y no hay evidencia de que tenga efectos adversos a la salud; en altas concentraciones (400 mg/l para personas sensibles, 1000 mg/l para la población normal) las sales de Magnesio pueden tener un efecto laxante.

La mayoría de las aguas naturales duras contienen Calcio y Magnesio juntos. La U.S.EPA y las Normas de Canadá no limitan el contenido de Magnesio en aguas de suministro, aunque la OMS y CEE sugieren que el nivel mas alto deseable es de 30 mg/l y el máximo permisible debería ser de 50 mg/l.

El magnesio es un problema para las industrias en unos pocos casos; como componente de la dureza los tratamientos para los casos mas problemáticos de Calcio también reducirán generalmente las concentraciones de Magnesio a niveles aceptables.

Mercurio

Se encuentra mercurio en su forma inorgánica en las aguas superficiales y subterráneas, en concentraciones generalmente inferiores a 0,5 µg/litro.

El órgano más afectado por el mercurio inorgánico es el riñón; el metilmercurio actúa principalmente sobre el sistema nervioso central.

El valor guía propuesto por la OMS para el total de mercurio es de 0,001 mg/litro.

Molibdeno

La concentración de molibdeno en el agua de bebida es generalmente inferior a 0,01 mg/litro. No obstante, en las zonas próximas a minas, se ha notificado la presencia de concentraciones de hasta 200 µg/litro.

Se considera que el molibdeno es un elemento indispensable, del que los adultos necesitan, según las estimaciones, de 0,1 a 0,3 mg diarios.

No se dispone de datos sobre la carcinogenicidad del molibdeno por vía oral. La OMS propone un valor guía de 0,07 mg/litro.

Níquel

La concentración de este metal en el agua de bebida es generalmente inferior a 0,02 mg/litro. La contribución del níquel liberado por grifos y accesorios puede ser de hasta 1 mg/litro.

La OMS indica un valor guía basado en criterios sanitarios de 0,02 mg/litro, que debería proporcionar protección suficiente para las personas sensibles al níquel.

Nitrato y Nitrito

Los nitratos y nitritos son iones presentes en la naturaleza que forman parte del ciclo del nitrógeno. En las aguas superficiales y subterráneas, las concentraciones de nitratos naturales ascienden generalmente a unos pocos miligramos por litro.

En muchas aguas subterráneas, se ha observado en numerosas ocasiones, debido a la intensificación de las prácticas agrícolas, un aumento de las concentraciones de nitratos, que pueden llegar a varios centenares de miligramos por litro. En algunos países, hasta el 10% de la población puede estar expuesto a concentraciones de nitratos superiores a 50 mg/litro en el agua de bebida.

Por lo común, cuando las concentraciones en el agua potable son inferiores a 10 mg/litro, la principal fuente de la ingesta total de nitratos son las verduras. Cuando las concentraciones son superiores a 50 mg/litro, el agua es la fuente principal.

Los experimentos realizados parecen indicar que ni los nitratos ni los nitritos son directamente carcinógenos para los animales, pero existe cierta inquietud acerca del aumento del riesgo de cáncer en los seres humanos debido a la formación endógena y exógena de compuestos N-nitrosos, muchos de los cuales son carcinógenos para los animales.

En resumen, los datos epidemiológicos favorables a la existencia de una relación entre los nitratos alimentarios y el cáncer son insuficientes, y el valor guía para los nitratos presentes en el agua potable se establece exclusivamente para prevenir la metahemoglobinemia, que depende de la transformación del nitrato en nitrito.

El nitrato es rápidamente distribuido a través de los tejidos. Aproximadamente el 25% del nitrato ingerido es reducido a nitritos en la saliva a través de la microflora oral. La reducción bacteriana de los nitratos puede producirse también en otras partes del tracto intestinal, pero no normalmente en el estómago, salvo en pacientes en los cuales la secreción gástrica es menor que la normal o en los infantes.

La metahemoglobinemia consiste la formación de metahemoglobina a partir de la reacción de los nitritos con la hemoglobina. Los síntomas relacionados con esta enfermedad son similares a los asociados con una anemia funcional y la asfixia, pudiendo llegar a ocasionar la muerte. El signo clínico característico de la metahemoglobinemia es la cianosis que no mejora con el suministro de oxígeno, acompañado de un color achocolatado de la sangre. Aunque el grupo más vulnerable a la metahemoglobinemia son los lactantes menores de tres meses alimentados con biberón, se han notificado ocasionalmente casos en algunas poblaciones adultas.

Como se citó, los lactantes menores de tres meses de edad constituyen el grupo más vulnerable, ya que en ellos coexisten determinados factores que influyen en su mayor susceptibilidad:

- 1). la menor acidez gástrica, lo que permite el desarrollo de microorganismos reductores de nitratos a nitritos.
- 2). el déficit relativo del sistema enzimático reductor de la metahemoglobina
- 3). una ingestión de agua por peso corporal relativamente mayor que en el adulto.

Se dispone de amplia información epidemiológica que apoya el actual valor guía propuesto por la OMS de 10 mg/litro establecido para el nitrógeno en forma de nitrato. No obstante, el valor no debe expresarse sobre esta base sino sobre la del propio nitrato, por lo que se establece un valor guía para el nitrato de 50 mg/litro; además la OMS propone como valor guía provisional para el nitrito de 3 mg/litro.

Oxígeno disuelto

La OMS no recomienda un valor guía basado en criterios sanitarios para el oxígeno disuelto en el agua potable. No obstante, un contenido de oxígeno disuelto considerablemente inferior al nivel de saturación, puede indicar una mala calidad del agua.

En el contenido de oxígeno disuelto influyen la temperatura y la composición del agua no tratada, el tratamiento y los procesos químicos o biológicos que tienen lugar en el sistema de distribución. El agotamiento del oxígeno disuelto puede facilitar la reducción microbiana del nitrato a nitrito y del sulfato a sulfuro, creando problemas de olor. Puede provocar también un aumento de la concentración de hierro ferroso disuelto.

pH

La OMS no propone un valor guía basado en criterios sanitarios para el pH, aunque valores superiores a 11 se han asociado a la irritación ocular y agravación de trastornos cutáneos.

Aunque el pH no tiene, por lo común, efectos directos en los consumidores, es uno de los principales parámetros operativos de la calidad del agua al que se debe prestar gran atención en todas las fases del tratamiento, a fin de que el agua se clarifique y desinfeste satisfactoriamente.

Para que la desinfección con cloro sea eficaz, es preferible que el pH sea inferior a 8. Por otra parte, se debe controlar el pH del agua que llega al sistema de distribución, a fin de reducir al mínimo la corrosión de las tuberías maestras y domésticas.

El pH óptimo varía según la composición del agua y el tipo de materiales de construcción utilizados en el sistema de distribución, pero con frecuencia se sitúa entre 6,5 y 9,5.

Plata

La plata está presente en la naturaleza en forma sobre todo de sulfuros, algunas sales y óxidos muy insolubles y estables. A veces se encuentra en aguas subterráneas y superficiales y en el agua de bebida, en concentraciones superiores a 5 µg/litro.

Existen situaciones especiales en las que pueden utilizarse sales de plata para mantener la calidad bacteriológica del agua. En esos casos, pueden tolerarse concentraciones más altas, de hasta 0,1 mg/litro sin riesgo para la salud.

Cuando se utiliza plata para la desinfección, pueden alcanzarse concentraciones de más de 50 µg/litro en el agua tratada.

Sólo se absorbe un pequeño porcentaje de la plata ingerida; el único signo evidente de la absorción de una cantidad excesiva de plata es la argirosis, trastorno que altera marcadamente el color de la piel y el cabello, debido a la presencia de plata en los tejidos.

La OMS no propone un valor guía basado en criterios sanitarios para la plata presente en el agua potable.

Plomo

El plomo se usa principalmente para producción de acumuladores de plomo-ácido, soldaduras y aleaciones. Los compuestos orgánicos del plomo tetraetilplomo y tetrametilplomo se han utilizado también ampliamente en la gasolina, como agentes antidetonantes y lubricantes, aunque ese uso está desapareciendo en muchos países.

El plomo presente en el agua de los grifos procede, en cierta medida, de fuentes naturales por disolución pero, sobre todo, de los sistemas sanitarios domésticos antiguos, cuyas tuberías, soldaduras y accesorios contienen este elemento. La cantidad de plomo disuelta en el agua proveniente de las instalaciones sanitarias depende de varios factores, en particular del pH, la temperatura, la dureza del agua y el tiempo que ésta permanece en las tuberías; el agua blanda y ácida es la que mejor disuelve el plomo.

Los niños pequeños absorben de 4 a 5 veces más plomo que los adultos, y es posible que la vida biológica de este elemento sea considerablemente más prolongada en la infancia. El plomo es un tóxico general, que se acumula en el esqueleto; los lactantes, los niños hasta los 6 años de edad y las mujeres embarazadas son los más vulnerables a sus efectos negativos para la salud.

El plomo es tóxico para el sistema nervioso, tanto central como periférico, y tiene efectos neurológicos subencefalopáticos y comportamentales.

En animales de experimentación expuestos a elevadas concentraciones de compuestos del plomo en la alimentación se han inducido tumores renales, y el IARC ha clasificado el plomo y sus compuestos inorgánicos en el Grupo 2B. No obstante, los estudios realizados con seres humanos parecen demostrar que concentraciones muy bajas de plomo tienen efectos neurotóxicos perjudiciales distintos del cáncer y que un valor guía calculado sobre esa base protegería también de los efectos carcinógenos.

La OMS propone un valor guía basado en criterios sanitarios de 0,01 mg/litro, calculado para un lactante alimentado a biberón. Como se considera que los lactantes son el subgrupo más sensible, este valor guía protege a los demás grupos de edad.

El plomo representa un problema particular, puesto que la mayor parte del existente en el agua de bebida procede, como se ha indicado, de las instalaciones sanitarias de los edificios, y el remedio consiste principalmente en eliminar las tuberías y accesorios que lo contienen. Como paliativo se suele recomendar dejar correr el agua por las cañerías antes de su uso para ingestión.

Selenio

Las concentraciones de selenio en el agua de bebida son muy variables según la zona geográfica pero, por lo común, se sitúan muy por debajo de 0,01 mg/litro. La principal fuente de selenio para la población en general son los alimentos como los cereales, la carne y el pescado.

El selenio es un elemento indispensable para los seres humanos; su toxicidad parece ser del mismo orden en los seres humanos y los animales de laboratorio.

Los datos experimentales no indican que el selenio sea carcinógeno, salvo en forma de sulfuro de selenio, que no está presente en el agua potable. El IARC ha clasificado el selenio y sus compuestos en el Grupo 3; se ha demostrado la genotoxicidad de esos compuestos en sistemas in vitro con activación metabólica, pero no en los seres humanos.

En los seres humanos, los efectos tóxicos de la exposición prolongada al selenio se manifiestan en las uñas, el pelo y el hígado.

A partir de datos obtenidos en distintos países sobre efectos en seres humanos la OMS propone un valor guía de 0,01 mg/litro basado en criterios sanitarios.

Sodio

Prácticamente todos los alimentos (que son la principal fuente de exposición cotidiana) y el agua de bebida contienen sales de sodio (por ejemplo, cloruro sódico). Aunque las

concentraciones típicas de sodio en el agua consumida son inferiores a 20 mg/litro, en algunos países pueden ser mucho mayores.

Debe señalarse que algunos ablandadores del agua pueden aumentar apreciablemente el contenido de sodio de ésta.

No se ha podido llegar a una conclusión firme sobre la posible relación entre el sodio contenido en el agua potable y la hipertensión. Por lo tanto, la OMS no propone un valor guía basado en criterios sanitarios.

Sin embargo, las concentraciones superiores a 200 mg/litro pueden dar lugar a un sabor inaceptable.

Sulfato

Los sulfatos están presentes en forma natural en numerosos minerales y se utilizan comercialmente, sobre todo en la industria química. Se descargan en el agua a través de los desechos industriales; no obstante, las mayores concentraciones se dan, por lo común, en las aguas subterráneas y proceden de fuentes naturales.

En general, los alimentos son la fuente principal de exposición a los sulfatos, aunque, en las zonas con niveles altos, la ingesta procedente del agua de bebida puede sobrepasar la alimentación.

El sulfato es uno de los aniones menos tóxicos; sin embargo, en grandes concentraciones, se han observado catarsis, deshidratación e irritación gastrointestinal. El sulfato magnésico, se ha utilizado como purgante durante muchos años.

La OMS no propone un valor guía basado en criterios sanitarios para el sulfato. No obstante, dados los efectos gastrointestinales resultantes de la ingestión de agua que lo contiene en elevadas concentraciones, se recomienda que se notifique a las autoridades sanitarias la existencia de fuentes de agua de bebida que contengan concentraciones de sulfato superiores a 500 mg/litro.

La presencia de sulfato en el agua potable puede causar también un sabor perceptible y contribuir a la corrosión de los sistemas de distribución. El deterioro a este respecto es variable, según el tipo de catión asociado; se ha comprobado que los umbrales de sabor oscilan entre 250 mg/litro en el caso de sulfato sódico y 1000 mg/litro en el del sulfato cálcico, considerándose que la alteración del sabor es mínima para concentraciones inferiores a 250 mg/litro.

Total de sólidos disueltos

El total de sólidos disueltos (TSD) en el agua comprende sales inorgánicas (principalmente de calcio, magnesio, potasio y sodio, bicarbonatos, cloruros y sulfatos) y pequeñas cantidades de materia orgánica. El total de sólidos disueltos en el agua potable procede de fuentes naturales, aguas residuales, escorrentías urbanas y desechos industriales.

Las concentraciones del total de sólidos disueltos en el agua varían considerablemente en diferentes regiones geológicas, debido a la distinta solubilidad de los minerales.

No se dispone de datos fiables sobre los posibles efectos en la salud de la ingestión del total de sólidos disueltos en el agua de bebida y la OMS no propone un valor guía basado en criterios sanitarios.

Se considera generalmente que, con concentraciones del total de sólidos disueltos inferiores a 600 mg/litro, el agua tiene un sabor agradable, que se deteriora progresivamente cuando la concentración sobrepasa 1200 mg/litro. El agua con concentraciones del TSD muy reducidas puede resultar inaceptable debido a su insipidez.

La presencia de altas concentraciones del total de sólidos disueltos puede provocar quejas de los consumidores, ya que causa excesivas incrustaciones en las tuberías, calderas y aparatos domésticos.

Uranio

El uranio está presente en la corteza terrestre, sobre todo en su forma hexavalente. Se utiliza principalmente como combustible para las plantas de energía nuclear, y el que llega a los sistemas de abastecimiento de agua procede de la lixiviación de fuentes naturales, de residuos de fábricas, de emisiones de la industria nuclear, de la combustión del carbón y otros combustibles y de los fertilizantes fosfatados.

El uranio se acumula en el riñón, y su principal efecto en seres humanos y animales es la aparición de nefropatías.

No se dispone de estudios adecuados a corto y a largo plazo sobre la toxicidad química del uranio, por lo que la OMS no calculó un valor guía para este elemento en el agua potable. Hasta que se obtenga esa información, la OMS recomienda se utilicen los límites relacionados con las características radiactivas de este elemento; sobre esas bases, el equivalente para el uranio natural se sitúa alrededor de 140 µg/litro.

Zinc

El zinc es un oligoelemento indispensable, que se encuentra prácticamente en todos los alimentos y en el agua de bebida en forma de sales o complejos orgánicos. La principal fuente de zinc es, por lo general, la alimentación.

Aunque las concentraciones de este metal en las aguas superficiales y subterráneas no sobrepasan, por lo común, 0,01 y 0,05 mg/litro, respectivamente, en el agua de los grifos pueden ser mucho más alta debido a la disolución del zinc de las tuberías.

La OMS llegó a la conclusión de que, teniendo en cuenta los estudios recientemente realizados con seres humanos, no es necesario en estos momentos establecer un valor guía basado en criterios sanitarios. No obstante, el agua de bebida que contiene zinc en concentraciones superiores a 3 mg/litro puede no ser aceptable para los consumidores.

El zinc da al agua un sabor astringente desagradable. Las pruebas realizadas indican que la concentración umbral del sabor de este elemento es de 4 mg/litro. El agua que contiene más de 5 mg/litro puede tener una apariencia opalescente y quedar cubierta, al hervir, de una película grasosa, si bien estos efectos también pueden ser perceptibles para concentraciones menores, de hasta 3 mg/litro.

2.4.7. Componentes Químicos Orgánicos

A partir de la década de los setenta, existe un gran interés en el mundo científico debido a la presencia de compuestos orgánicos en el agua potable.

En 1980, habían sido detectados setecientos compuestos de los cuales 458 fueron identificados. Un año después, debido al desarrollo de nuevas técnicas, el número de compuestos aumentó a 1200; desde entonces la lista de compuestos identificados en el agua potable no ha cesado de aumentar.

A los efectos de dar una idea general sobre los efectos de los componentes químicos orgánicos sólo se describen a continuación los efectos que pueden derivar de algunos de ellos.

Tetracloruro de carbono

Se encuentra dentro del grupo de los alcanos clorados, se utiliza principalmente para producir refrigerantes de clorofluorcarbono y se libera en el aire y el agua durante la fabricación y el uso de éstos.

El tetracloruro de carbono ha sido clasificado por el IARC en el Grupo 2B. Se ha demostrado que es causa de tumores hepáticos y de otro tipo en ratas, ratones y hamsters tras la exposición por vía oral o subcutánea o por inhalación. El lapso transcurrido hasta la aparición del primer tumor ha sido en ocasiones muy breve, de 12 a 16 semanas en algunos experimentos.

A partir de la mayor parte de los estudios disponibles, no se han hallado pruebas de la genotoxicidad del tetracloruro de carbono, que posiblemente actúe como carcinógeno no genotóxico.

El valor guía propuesto por la OMS es de 2 µg/litro.

Cloruro de vinilo

Se encuentra dentro del grupo de los etenos clorados. Se utiliza principalmente para la producción de cloruro de polivinilo.

Este compuesto tiene una toxicidad aguda reducida pero es tóxico para el hígado tras la exposición breve o prolongada a concentraciones bajas. Se ha demostrado que es mutagénico en diversos sistemas de pruebas.

Hay suficientes pruebas de la carcinogenicidad del cloruro de vinilo en los seres humanos, obtenidas mediante el estudio de poblaciones industriales expuestas a elevadas concentraciones, y el IARC lo ha clasificado en el Grupo 1. Está suficientemente demostrado que existe una relación causal entre la exposición a él y el angiosarcoma hepático.

Como no se dispone de datos sobre riesgo de carcinogénesis en seres humanos tras la exposición al cloruro de vinilo por vía oral, la estimación de ese riesgo se basó en biovaloraciones de la carcinogenicidad en animales expuestos a esa vía. La OMS calcula un valor guía de 5 µg/litro para un riesgo adicional de angiosarcoma hepático de 10^{-5} .

Benceno

Se encuentra dentro del grupo de los hidrocarburos aromáticos. Se utiliza principalmente para fabricar otros productos químicos orgánicos. Está presente en la gasolina, y las emisiones de los vehículos son la principal fuente del existente en el medio ambiente.

La exposición aguda de seres humanos a elevadas concentraciones de benceno afecta principalmente al sistema nervioso central. Como es carcinógeno para los seres humanos, el IARC lo ha clasificado en el Grupo 1.

En estudios realizados con animales, se demostró que el benceno es carcinógeno, tanto por inhalación como por ingestión. Como no se dispone de datos sobre el riesgo de carcinogénesis para los seres humanos tras la ingestión de benceno, se efectuaron estimaciones de riesgo sobre la base de un estudio realizado con ratas y ratones.

La OMS propone un valor guía de 10 µg/litro para un riesgo adicional de cáncer de 10^{-5} .

Acrilamida

El monómero residual acrilamida está presente en los coagulantes de poliacrilamida que se utilizan para el tratamiento del agua de bebida. En general la dosis máxima autorizada del polímero es de 1 mg/litro.

Debido a la utilización de poliacrilamida en la elaboración de los alimentos, éstos pueden ser una fuente adicional de exposición de los seres humanos.

En un estudio a largo plazo de la carcinogenicidad realizado con ratas expuestas a través del agua de bebida, la acrilamida provocó la aparición de tumores en el escroto, tiroides y glándulas suprarrenales de los machos y en las glándulas mamarias, tiroides y útero de las hembras. El IARC ha clasificado esta sustancia en el Grupo 2B.

A partir de la información disponible, se llegó a la conclusión de que la acrilamida es un carcinógeno genotóxico. Por lo tanto, la evaluación del riesgo no se realizó utilizando el método del umbral.

La OMS propone un valor guía de 0,5 µg/litro con un riesgo adicional de cáncer durante toda la vida de 10^{-5} .

Epiclorhidrina

La epiclorhidrina (ECH) se utiliza en la fabricación de glicerol, resinas epóxido no modificadas y resinas para el tratamiento de agua.

Los principales efectos tóxicos son irritación local y lesiones del sistema nervioso central. La ECH provoca la aparición de carcinomas de las células escamosas de la cavidad nasal por inhalación y de tumores del estómago anterior. Se ha demostrado que es genotóxica, el IARC la ha clasificado en el Grupo 2A.

La OMS propone un valor guía provisional de 0,4 µg/litro.

2.4.7.1. Plaguicidas

Existen gran cantidad de plaguicidas que pueden ser clasificados de distintas maneras, una de ellas se basa en su estructura química: clorados, clorofenoxiácidos, organofosforados, carbamatos y piretroides.

En el grupo de los clorados se incluyen entre los mas difundidos al DDT, dieldrín, lindano, clordano, heptacloro, etc. La mayoría de estos productos que fueron utilizados durante mucho tiempo, se encuentran prohibidos en la actualidad.

El mecanismo por el cual los compuestos organoclorados ejercen efectos sobre los organismos no se conoce con exactitud, pero provocan trastornos neurotóxicos con temblores y convulsiones.

Los clorofenoxiácidos son utilizados como herbicidas siendo los más conocidos el 2,4 D y el 2,4 T.

Los organofosforados son compuestos orgánicos, complejos que contienen fósforo. Son mas tóxicos para el hombre que los clorados, pero se degradan en el ambiente con mayor rapidez. Los más comunes de este grupo son el paratión, malatión, diazinón, disulfotón, etc. El efecto tóxico sobre el hombre de estos compuestos se produce a nivel neurológico, no se acumula en los seres humanos ni en las cadenas tróficas.

Los carbamatos son derivados del ácido carbónico, se emplean como insecticidas, funguicidas y molusquicidas. Los mas conocidos son el Carboril, 1-naftil N-metilcarbonato, 2-exopropoxifenil. En cuanto a la persistencia en el ambiente son similares a los organofosforados. Sus toxicidades oscilan mucho; algunos son menos tóxicos que el DDT y otros son cuatro o cinco veces más tóxicos.

Los piretroides como la deltametrina pueden ser tóxicos para la vida acuática

A continuación se detallan aquellos compuestos cuyos límites se proponen a partir de criterios sanitarios:

Aldrín y Dieldrín

El Aldrín y el Dieldrín son plaguicidas clorados que se utilizan contra plagas que viven en el suelo, para la protección de la madera y, en el caso del dieldrín, contra insectos de importancia para la salud pública.

El aldrín y el dieldrín son muy tóxicos para los animales de experimentación, y se han producido casos de envenenamiento de seres humanos. Ambos ejercen más de un tipo de acción tóxica, los órganos más afectados son el sistema nervioso central y el hígado.

El IARC ha clasificado al aldrín y al dieldrín en el Grupo 3. Toda la información disponible sobre ambos compuestos, incluidos los estudios realizados con seres humanos, corrobora la idea de que, a efectos prácticos, su contribución a la incidencia del cáncer en los seres humanos es escasa o nula; por lo tanto se puede utilizar el método de la IDA para calcular un valor guía.

La OMS propone un valor guía de 0,03 µg/litro para ambas especies.

Clordano

El clordano es un insecticida de amplio espectro que se utiliza desde 1947. En los últimos tiempos su uso se está limitando cada vez más en muchos países, y ahora se emplea sobre todo para destruir termitas mediante inyección subsuperficial en el suelo.

En los animales de experimentación, la exposición prolongada a este compuesto a través de los alimentos causa lesiones hepáticas. El clordano provoca la aparición de tumores hepáticos en los ratones, pero el conjunto de los datos disponibles indica que no es genotóxico.

El IARC reevaluó el clordano en 1991, llegando a la conclusión de que su carcinogenicidad no está suficientemente demostrada en el caso de los seres humanos pero sí en el de los animales, por lo que se lo clasificó en el Grupo 2B. La OMS proporciona un valor guía de 0,2 µg/litro.

DDT

En algunos países el DDT se ha restringido o incluso prohibido su utilización, pero en otros aún se emplea ampliamente, tanto en la agricultura como en la lucha antivectorial. El IARC ha llegado a la conclusión de que la carcinogenicidad del DDT no está suficientemente demostrada en el caso de los seres humanos pero sí en el de los animales de experimentación (Grupo 2B), ya que se ha observado la aparición de tumores hepáticos en ratas y ratones expuestos a él.

La OMS propone un valor guía de 2 µg/litro.

Heptacloro y heptaclorepóxido

El heptacloro es un insecticida de amplio espectro, cuyo uso se ha prohibido o restringido en muchos países; en la actualidad, se utiliza sobre todo para la lucha contra las termitas mediante inyección subsuperficial en el suelo. La exposición prolongada al heptacloro se ha asociado con lesiones hepáticas y efectos tóxicos en el sistema nervioso central.

En 1991, el IARC examinó de nuevo la información disponible sobre este compuesto y llegó a la conclusión de que los datos en favor de la carcinogenicidad eran suficientes en el caso de los animales e insuficientes en el de los seres humanos, por lo que lo clasificó en el Grupo 2B. La OMS ha propuesto un valor guía de 0,03 µg/litro.

Acido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D)

El 2,4-D es un herbicida clorfenóxido ampliamente utilizado para el control de las malezas de hoja ancha. El IARC ha clasificado los herbicidas clorfenoxiacidos en el Grupo 2-B; en el reducido número de estudios realizados, el 2,4-D resultó no genotóxico.

Como los datos sobre el potencial carcinógeno del 2,4-D son insuficientes y no se ha descubierto que este compuesto sea genotóxico, el valor guía propuesto por la OMS para otros resultados tóxicos finales se obtuvo mediante el método de la IDA, llegándose a un valor de 30 µg/litro.

Lindano

El lindano (γ -HCH) es un insecticida utilizado desde hace mucho tiempo. Aparte de sus usos agrícolas con plantas y animales, se emplea también en salud pública y como conservante de la madera.

Cuando se administra a ratones en dosis muy altas, el lindano provoca la aparición de tumores hepáticos, pero existen datos que parecen demostrar que la acción que ejerce es de promoción tumoral. En 1987, el IARC clasificó este compuesto en el Grupo 2B.

La OMS propone un valor guía de 2 $\mu\text{g/litro}$.

Metoxicloro

El metoxicloro es un insecticida utilizado en las hortalizas, las frutas, los árboles, el forraje y los animales de granja.

El potencial genotóxico del metoxicloro parece ser insignificante. En 1979, el IARC lo clasificó en el Grupo 3; la OMS propone un valor guía de 20 $\mu\text{g/litro}$.

Pentaclorofenol

El pentaclorofenol (PCF) se utiliza principalmente como conservante de la madera.

Se ha demostrado que este compuesto es fetotóxico, ya que retrasa el desarrollo de los embriones de rata y reduce el tamaño de las camadas, el peso corporal al nacer, la supervivencia neonatal y el desarrollo de las crías destetadas. No se considera que este compuesto sea teratogénico, además no parece que el PCF puro sea mutagénico.

La OMS propone un valor guía provisional de 9 $\mu\text{g/litro}$.

2.4.8. Subproductos de la Desinfección

La desinfección es incuestionablemente la etapa más importante en el tratamiento de agua para consumo humano y el cloro ha sido y es el producto más ampliamente utilizado en todo el mundo. La problemática de la cloración, desde el punto de vista de la salud pública, estuvo centrada hasta la década del 70 en optimizar la desinfección y en generalizar su aplicación.

A partir de 1974 surge interés por los subproductos (SPD) de la desinfección que pueden originarse durante la cloración especialmente, el cloroformo y otros trihalometanos (THMs) y sus efectos carcinogénicos sobre la salud humana. A la fecha se han identificado más de 400 SPD para el cloro y un solo un reducido número han sido realmente evaluados para determinar si constituyen una amenaza para la salud pública.

A continuación se analizan los productos desinfectantes y los subproductos de la desinfección.

2.4.8.1. Desinfectantes

Cloro

- Es el desinfectante y oxidante más común para el tratamiento de agua de bebida. En el agua se combina para formar ácido hipocloroso e hipoclorito.
- En los seres humanos y los animales expuestos a cloro en el agua de bebida no se han observado efectos adversos. El IARC ha clasificado el hipoclorito en el grupo III.
- Los umbrales de sabor y olor del cloro en el agua destilada son de 5 y 2 mg/l. La mayor parte de las personas perciben el sabor del cloro o de sus productos secundarios (por ejemplo, las cloraminas) en concentraciones inferiores a 5 mg/litro, y algunas incluso en concentraciones mucho más bajas, de hasta 0,3 mg/litro, aunque una concentración de cloro residual de 0,6 a 1,0 mg/litro comenzará, por lo general, a crear problemas de aceptación.
- El valor guía de la OMS de 15 mg/l, adoptado con criterio sanitario, resulta inadmisibles en cuanto al gusto y olor para la mayoría de los consumidores.

Cloraminas

- Se forman por la reacción del cloro con el amoníaco o con las aminas orgánicas pudiendo formarse mono, di y tricloraminas. En el tratamiento de agua, la concentración de cloraminas es generalmente de 0.5 a 2.0 mg/l.
- Para la monocloramina se ha recomendado un valor guía de 3 mg/l no pudiendo establecerse valor guía para la di y tricloraminas compuestos olorosos y no deseables en el tratamiento del agua potable. La monocloramina es entre 2.000 y 100.000 veces menos eficaz que el cloro libre por lo que no puede dependerse de este producto como desinfectante primario, pero se lo considera útil para mantener un desinfectante residual en los sistemas de distribución.

Dióxido de cloro

- Es altamente explosivo, se lo debe elaborar en el lugar donde va a ser utilizado. Este producto cuando reacciona con sustancias húmicas, por lo general, no produce niveles significativos de THMs.
- No se lo recomienda por su rápida descomposición en otros productos. Durante su aplicación puede generar cloritos y cloratos variando la concentración de éstos subproductos entre 0.1 a 3 mg/l.
- Para el Clorito se recomienda un valor guía provisorio de 0.2 mg/l, no disponiéndose de datos para recomendar un valor guía para el clorato. La concentraciones de clorito y clorato en el agua varían de 0.1 a 3.0 mg/l.

Ozono

- La OMS no ha propuesto ningún valor guía porque se descompone muy rápidamente luego de su aplicación. El ozono es el desinfectante más eficaz para todo tipo de microorganismos, pero su principal desventaja es la ausencia de un residual desinfectante, además de elevado costo y limitada información sobre la naturaleza y la toxicidad de sus subproductos.

2.4.8.2. Subproductos de la Desinfección (SPD) de Interés Para la Salud

Durante la cloración se generan, por combinación con la materia orgánica, numerosos compuestos halogenados, siendo los SPD del cloro más comúnmente encontrados los trihalometanos (THMs), los ácidos acéticos halogenados, los acetonitrilos halogenados, el hidrato de cloral y los fenoles clorados encontrándose con menos frecuencia, el cloruro de cianogeno, las cloracetonas y los formaldehidos entre otros:

Trihalometanos

- Los SPD del cloro predominantes son los trihalometanos (THMs), los que representan un 10% de los compuestos halogenados orgánicos totales que se forman durante la cloración. Los trihalometanos son compuestos con un solo átomo de carbono y sustitución de átomos de hidrógeno por halógenos, que responden a la fórmula general CHX_3 , donde X puede ser flúor, cloro, bromo, yodo o una combinación de éstos.
- Los THMs más importantes derivados de la reacción del cloro con las sustancias húmicas o compuestos secretados por las algas son cloroformo, bromoformo, bromodiclorometano, dibromoclorometano. De los estudios efectuados demuestran que:
 - Los valores de THMs son mayores en el agua superficial clorada que en el agua subterránea clorada y tienden a aumentar con el incremento de temperatura, pH y dosificación de cloro.
 - El cloroformo es el compuesto más abundante y representa en general el 90% de la concentración total de THMs.
 - Si en el agua cruda hay cantidades significativas de bromuro, pueden predominar los THMs bromados, incluido el bromoformo.
 - Si se evita la precloración y se recurre a una mayor efectividad en la coagulación, sedimentación y cloración se puede reducir la formación de THMs.

Ácidos acéticos halogenados

- No han sido investigados tan a fondo como los THMs, pero son los principales subproductos de la cloración del agua potable, variando los niveles típicos en los suministros de agua potable entre 0.03 y 0.15 mg/l.

Acetonitrilos halogenados

- Los precursores potenciales para su formación durante la cloración son las algas, las sustancias húmicas y el material proteínico, siendo el más abundante el dicloroacetonitrilo. La concentración media hallada es de 0.005 mg/l y la máxima detectada de 0.04 mg/l en aguas tratadas con cloro.

Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)

- Se forma por la reacción del cloro con sustancias húmicas pudiendo producirse también por descargas industriales. La concentración media hallada en agua potable es de 0.002 mg/l y la máxima de 0.1 mg/l. Este SPD aumenta con la preozonación y disminuye por la cloraminación.

Clorofenoles

- Se forman por la reacción del cloro con compuestos fenólicos como biocidas o productos de la degradación de herbicidas del grupo fenoxi, siendo las concentraciones halladas en el agua potable inferiores a 0.001 mg/l.

Subproductos del dióxido de cloro

- Los subproductos de la reacción del dióxido de cloro con las sustancias orgánicas en el agua potable son los clorofenoles, los ácidos maleico, fumárico y oxálico. El dióxido de cloro es más eficaz que el cloro libre para la inactivación de los quistes de *Giardias* y a diferencia del cloro la eficiencia de la desinfección es independiente del pH y de la presencia de amoníaco.

Subproductos del ozono

- Entre los subproductos de la ozonación se encuentran aldehídos, ácidos carboxílicos, peróxido de hidrógeno, bromato, bromometanos, ácidos acéticos bromados, acetonitrilos bromados y cetonas.

2.4.8.3. Valores Guías de la OMS Para Desinfectantes y Subproductos de la Desinfección

Entre los desinfectantes y los subproductos de la desinfección, las Guías de la OMS sólo evalúa los más utilizados y frecuentes en el agua como el cloro, dióxido de cloro, cloraminas, ozono, yodo y 15 subproductos. No fija valores guías para el ozono por su rápida degradación ni recomienda valores guías para el yodo y sus SPD. Se estima que las Guías previstas para el 2002, incluirán más desinfectantes y sus subproductos.

Los estudios epidemiológicos sobre la relación entre el agua potable y el cáncer han sido, en su mayoría, ecológicos y de casos y controles. En general, los estudios han diferido notablemente en cuanto al diseño, control de sesgos, manejo de factores confusión y evaluación de la exposición al agua clorada y los THMs.

A pesar de las diferencias en diseños y control de variables, hay cierta consistencia en los resultados de los estudios. La mayor parte de los estudios ecológicos han asociado la morbilidad o la mortalidad por cánceres de colon, recto y vejiga con el agua superficial clorada, aunque no se pueden descartar por completo los cánceres en otros órganos.

En algunos estudios de casos y controles, los resultados han indicado una asociación epidemiológica débil o moderada entre los cánceres de colon y de vejiga y el agua clorada, aunque en otros los resultados no han mostrado asociación alguna. Los resultados positivos están relacionados con la exposición prolongada al agua clorada (de 30 a 40 años) y con la edad de las personas expuestas (60 años o más).

Sin embargo, los estudios de casos y controles han proporcionado una base sólida para emprender nuevos estudios del riesgo que puede estar asociado con la exposición a los SPD en el agua potable.

Las principales áreas de interés para los futuros estudios epidemiológicos de cáncer asociado con la cloración del agua deben circunscribirse a: 1) estudio de los órganos afectados con mayor frecuencia, 2) estimación del riesgo a dosis bajas y 3) evaluación cuantitativa de la exposición.

Las evidencias científicas actuales son insuficientes como para aseverar que la cloración del agua representa un riesgo significativo de cáncer. Las incertidumbres que se plantean acerca de la información toxicológica y epidemiológica disponible, limitan la capacidad de evaluar los riesgos para la salud humana que están asociados al agua desinfectada.

Corresponde resaltar que los valores guías recomendados por la OMS para las sustancias químicas potencialmente tóxicas no deben considerarse como cifras exactas dado que resultan de la extrapolación de datos toxicológicos de animales a seres humanos y de dosis altas a bajas, además de hipótesis hechas con respecto a la exposición al agua potable en relación con otras fuentes, a los problemas epidemiológicos, etc.

Para evaluar la toxicidad de los productos químicos en el agua potable, incluidos los desinfectantes y subproductos de la desinfección y formular los valores guías basados en criterios de salud, se considera si tienen o no un umbral. Los valores Guías se establecieron teniendo en cuenta la clasificación del Instituto de Investigación Internacional del Cáncer (IARC), según el detalle de la **Tabla 20**:

Compuesto	NOAEL (mg/kg de peso corp./día)	FI	IDT (%)	VG (mg/l)	Grupo del IARC
Cloro libre	15	100	100	5	3
Cloroformo	-	-	-	0.2 ^a	2B
Bromodiclorometano	-	-	-	0.06 ^a	2B
Dibromoclorometano	21	1000	20	0.1	3
Bromoformo	18	1000	20	0.1	3
Acido dicloroacético	7.6	1000	20	0.05 P	-
Acido tricloroacético	178 (LOAEL)	10000	20	0.1 P	-
Dicloroacetnitrilo	15	1000	20	0.09 P	3
Dibromoacetnitrilo	23	1000	20	0.1 P	3
Tricloroacetnitrilo	1	5000	20	0.001 P	3
Tricloroacetaldehído	16 (LOAEL)	10000	20	0.01 P	-
2,4,6 – Triclorofenol	-	-	-	0.2 ^a	2B
Monocloramina	9	100	100	3	-
Cloruro de cianógeno	1.2 (LOAEL)	100	20	0.07	-
Clorito	1	100	80	0.2 P	3
Bromato	-	-	-	0.025 ^b P	2B
Formaldehído	15	100	20	0.9	2A

^a = Para un riesgo excedente de cáncer de 10^{-5}

^b = Para un riesgo excedente de cáncer de 7×10^{-5}

P = Provisional

Tabla 20. Evaluación del riesgo de determinados desinfectantes y de los subproductos de la desinfección

2.4.8.4. Riesgos Químicos y Microbianos de la Desinfección del Agua y la Prevención de la Transmisión de Enfermedades Hídricas

El cloro, desinfectante empleado en la mayor parte de los sistemas de abastecimiento del mundo ha sido muy importante para prevenir la transmisión de enfermedades infecciosas por el agua. En 1986 el ingeniero sanitaria Abel Wolman pionero en la promoción de la

cloración en todos los sistemas de agua afirmó: “el cloro quizás este salvando más vidas en el mundo que cualquier otro producto químico”.

La formación de cloroformo y otros trihalomeanos como subproductos de la desinfección comenzó a preocupar a la comunidad sanitarista con relación al uso del cloro hace más de veinte años. A la fecha se desconoce buena parte de la importancia sanitaria de los efectos de su exposición y otros SPD quedan aún sin identificar. Cabe señalar que la carcinogénesis ha sido la causa principal de preocupación con respecto a los SPD; para evaluar los riesgos sobre la salud humana se requiere estudios toxicológicos completos.

Es importante señalar que los riesgos se calculan a partir de datos obtenidos en animales de laboratorio sometidos a dosis muy altas y se extrapolan linealmente a dosis muy bajas, careciéndose de información pertinente para evaluar si dicha extrapolación a dosis bajas es adecuada.

Los estudios epidemiológicos presentados que señalan pequeños aumentos en los riesgos de cáncer asociado con el agua clorada no ofrecen pruebas convincentes para declarar que el agua potable clorada cause cáncer de colon, vesical o rectal. Varios de dichos estudios fueron evaluados por el IARC (1991) el cual concluyó que: “El agua potable clorada no puede clasificarse en cuanto a su carcinogenicidad para los seres humanos”.

Cuando las condiciones locales requieren una elección entre el cumplimiento de las guías microbiológicas y el de las establecidas para los desinfectantes o sus productos secundarios, la calidad microbiológica siempre ha de tener preferencia y, en caso de necesidad, se puede adoptar un valor guía químico correspondiente a un mayor nivel de riesgo. La desinfección eficaz *jamás* debe verse comprometida. La prevención de enfermedades infecciosas transmitidas por el agua debe ser prioritario dado que los riesgos para la salud son bien conocidos mientras que los relacionados con los SPD son en su mayoría dudosos.

El interés de los medios de comunicación y del público en general por los productos químicos carcinogénicos, ha disipado en muchas oportunidades la gran amenaza real de las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua y ha influido en la decisión de los organismos reguladores a la hora de fijar límites, no obstante que los riesgos para la salud, que pueden asociarse con el consumo prolongado de agua tratada con cloro son sumamente pequeños e inciertos.

2.4.8.5. Riesgos de la Cloración - Estrategias

Dentro de las estrategias que deben aplicarse, deberán tenerse en cuenta la ponderación de los riesgos microbiológicos y químicos asociados con la desinfección, y subproductos. La mejor manera de garantizar la remoción de patógenos no generando SPD o reduciéndolos al mínimo es a través de la aplicación del concepto de barreras múltiples, que prevé la selección de una fuente adecuada ó la eliminación de buena parte de los organismos patógenos y precursores de los SPD antes del proceso de desinfección.

Selección de la Fuente

- La selección y protección adecuadas de las fuentes tienen una importancia fundamental para el abastecimiento de agua inocua. Proteger el agua de la contaminación siempre es preferible a tratarla cuando ya está contaminada.

- Antes de seleccionar una nueva fuente de agua de bebida, es importante asegurarse de que la calidad es satisfactoria o puede llegar a serlo después del tratamiento y que la cantidad disponible es suficiente para satisfacer la demanda en forma permanente, teniendo en cuenta las variaciones diarias y estacionales y las proyecciones del crecimiento de la comunidad atendida.
- Las fuentes de aguas subterráneas han de situarse y construirse de tal manera que queden protegidas contra el desagüe de aguas superficiales y las inundaciones. Deben erigirse vallas en torno a ellas para impedir el acceso del público y se las debe mantener libres de basura. Se ha de cuidar asimismo de que el terreno esté en pendiente para evitar que se formen charcos cuando llueva. También debe controlarse en esas zonas la ganadería.
- La protección de las aguas superficiales que corren al aire libre plantea problemas. Es posible proteger un depósito contra las actividades humanas que pueden influir negativamente en la calidad del agua pero, en el caso de un río, quizá sólo se pueda proteger una extensión limitada o ni siquiera eso. Con frecuencia, hay que aceptar los usos actuales o tradicionales de un río o un lago y prever el tratamiento en consecuencia.

Selección de los procesos de tratamiento

- La selección de los procesos de tratamiento para atender las exigencias de carácter microbiológico y químico sólo puede efectuarse después de un estudio cuidadoso y detallado de la fuente de agua y la cuenca hidrográfica que incluya la evaluación de las fuentes probables de contaminación. Para facilitar la selección se pueden hacer amplios estudios bacteriológicos, en distintas estaciones y condiciones climáticas.
- Después de la puesta en marcha de la planta de tratamiento, la realización sistemática de exámenes bacteriológicos de la fuente de agua permitirá determinar tendencias de la calidad a largo plazo e indicará el momento en que será necesario revisar el tipo de tratamiento.
- Para las aguas superficiales, el alcance del tratamiento debe basarse en la peor hipótesis de cambio de calidad microbiológica de la fuente, debiendo garantizarse la reducción en 6 unidades logarítmicas para las bacterias, en 4 unidades logarítmicas la reducción de los virus entéricos y en 3 unidades logarítmicas la reducción de quistes de protozoos. Es necesario prestar especial atención a la demanda de cloro y a los cambios imprevistos de la turbiedad si se quiere alcanzar estos objetivos, dado que todas las aguas superficiales deben ser sometidas a desinfección luego del tratamiento de clarificación con filtración incluido.
- La aplicación de barreras múltiples es importante también para las aguas subterráneas, en función de las características de los suelos y de la capacidad de esa barrera para retener los contaminantes microbianos. El concepto de las barreras múltiples aplicado al tratamiento de agua requiere que la eliminación de patógenos, contaminantes y compuestos biodegradables sea lo más completa posible antes de la desinfección final.
- Para que el control de los trihalometanos por coagulación/sedimentación resulte lo más eficaz posible, sólo se debe comenzar a agregar el cloro una vez terminado el proceso, a fin de conseguir la máxima eliminación de precursores antes de la cloración. Se ha informado que, en plantas de tratamiento a gran escala, la reducción de la producción de trihalometanos ha alcanzado un 75% cuando la aplicación inicial de cloro se ha desplazado a un punto situado después del proceso de coagulación/sedimentación.

- La desinfección final del agua antes de ser distribuida por las tuberías a los usuarios tiene una importancia fundamental y es casi universal, ya que constituye la última barrera contra la transmisión de enfermedades bacterianas y víricas por el agua. Los productos que más se utilizan con este fin son el cloro y el hipoclorito, así como las cloraminas y dióxido de cloro que tienen todos un efecto residual. También se pueden emplear ozono y radiaciones ultravioletas como barrera última antes de la entrega a la distribución.

Protección permanente del sistema de distribución

- El componente final de la barrera para proteger la calidad de un abastecimiento de agua potable lo constituye un adecuado control permanente del sistema de distribución.
- Debería tenerse en cuenta el mantenimiento de las instalaciones de almacenamiento, la limpieza y desinfección de las redes cuando son reparadas, el mantenimiento de la presión adecuada y constante para evitar estancamientos e ingreso de agua desde el exterior.
- Si bien actualmente hay una controversia a nivel mundial sobre el tema, la inseguridad sobre el correcto cumplimiento de las medidas indicadas obliga al uso del cloro y al control del cloro residual en todo el sistema de distribución.
- En definitiva, el éxito que puede esperarse en la remoción completa de microorganismos patógenos del agua tratada con ausencia ó mínima formación de SPD depende de la estrategia del manejo de los recursos hídricos, de la calidad de las fuentes, de los diferentes procesos de tratamientos y su adecuada operación y mantenimiento.

2.4.8.6. Recomendaciones

En líneas generales se pueden realizar las siguientes recomendaciones:

- 1). Reducir al mínimo la formación de SPD evitando la precloración y realizar una efectiva coagulación, sedimentación y filtración a fin de disminuir el nivel de precursores orgánicos antes de realizar la desinfección del agua.
- 2). Incorporar la filtración por membranas y la adsorción con carbón activado, cuando la presencia de precursores orgánicos en la fuente lo hagan indispensable.
- 3). Si la desinfección se efectúa con cloro, tratar de alcanzar concentraciones de 0.50 mg/l de cloro residual libre después de media hora de contacto a pH < de 8.
- 4). Evitar la formación de THMs, ya que su remoción es difícil y costosa.

Por otra parte, como los riesgos de los subproductos de la cloración con relación a los microbiológicos son menores y en parte inciertos, las Recomendaciones de la Conferencia Internacional sobre Riesgos Microbiológicos contra los Riesgos de los Subproductos de la Desinfección Química patrocinada por la OPS y realizada en Washington en 1992, resaltan que “la desinfección con cloro o sus subproductos se debe practicar en forma universal, manteniendo una concentración residual y un tiempo de residencia adecuados en todos los puntos de la red de distribución, para que todos puedan disfrutar del beneficio del agua inocua desde el punto de vista microbiológico”.

2.5. ASPECTOS DE ACEPTABILIDAD

2.5.1. Introducción

Los consumidores no tienen medios para comprobar la calidad del agua que reciben en sus domicilios, pero su actitud ante ella se verá influida en gran medida por aspectos que pueden juzgar a través de sus sentidos. El agua para consumo humano debe ser segura pero también agradable, sin sabores ni olores desagradables. Si esto no se cumple se puede inducir a los consumidores a utilizar aguas de otras fuentes, cuya calidad sanitaria no está controlada, o a consumir agua embotellada que es costosa, o a instalar filtros domiciliarios.

En un estudio realizado en los Estados Unidos en 1985, se determinó que existían 325 fabricantes de filtros domiciliarios que abastecían a más de cinco millones de familias y mientras tanto se continúan registrando brotes epidémicos de origen hídrico especialmente cuando hay fuentes de agua contaminadas y los procesos de tratamiento están pobremente diseñados, mal operados o hay deficiencias en la desinfección. Un ejemplo lo constituye el brote en 1993 con más de 400.000 personas afectadas en la ciudad de Milwaukee, Estados Unidos, con síntomas gastrointestinales, debido a la contaminación de su sistema de provisión de agua con *Cryptosporidium* más de 250.000 establecimientos comerciales e industriales y que en muchas ocasiones la calidad microbiológica del agua potable se deterioraba, luego del paso por los mismos.

A continuación se analizan una serie de parámetros físicos y químicos que se relacionan con los aspectos de aceptabilidad.

2.5.2. Parámetros Físicos

2.5.2.1. Sabor y Olor

La presencia de sabores y olores desagradables es la causa más frecuente de quejas de los consumidores. En 1989 la American Water Works Association, AWWA, realizó una encuesta que se envió a las mayores plantas de tratamiento de todo el país, cuyas fuentes eran aguas subterráneas, aguas superficiales o mezclas de ambas, para conocer problemas de olor y sabor y sus causas.

Según los resultados de la encuesta, los problemas de olores y sabores estuvieron asociados en su mayor parte, a la presencia de algas en las fuentes de provisión, a la formación de subproductos durante la desinfección y a problemas en los sistemas de distribución. En cuanto al tipo de olor, los más frecuentes fueron olor a "tierra", a "cloro" y olores medicinales.

Como se indicó en puntos anteriores, los sabores y olores pueden provenir de la presencia de microorganismos como algas, actinomicetos, cianobacterias, la presencia de hidrocarburos, de desinfectantes o sus subproductos. En la **Tabla 21**, tomada de la bibliografía, se proporciona una clasificación de los sabores y olores donde el número indica la frecuencia de aparición.

Clasificación	Descriptor
Grupo 1	Tierra, Moho
Grupo 2	Cloro
Grupo 3	Grasa, madera
Grupo 4	Séptico, a cloaca, a pantano
Grupo 5	Fragante, vegetal o a flores
Grupo 6	Pescado
Grupo 7	Medicinal, fenólico, antiséptico
Grupo 8	Químico, a hidrocarburos, otros

Tabla 21. Clasificación de olores y sabores por grupos y frecuencia

La importancia del sabor y el olor dentro de las propiedades organolépticas del agua potable ha sido reconocida ampliamente y la mayoría de los países incluyen este aspecto en sus normas, aunque muchas veces en forma cualitativa.

La Agencia de Protección Ambiental de EEUU establece una norma basada en el número de valor umbral. Este número representa las veces que el agua a analizar debe ser diluida con agua libre de olor para que el olor no sea perceptible. Este número ha sido fijado en 3.

La Comunidad Económica Europea recomienda un número de dilución cero, pero especifica un máximo admisible de 2 para 12°C y de 3 para 25°C tanto para sabor como para olor. La OMS en la última versión de los Valores Guías señala que el olor y el sabor deben ser aceptables, sin incluir ningún valor guía.

2.5.2.2. Color

El color del agua potable se debe generalmente a la presencia de materia orgánica natural, especialmente ácidos húmicos y fúlvicos, provenientes de la descomposición de los vegetales y que otorgan un color amarillento al agua. El color también puede ser producto de la contaminación de la fuente de provisión con efluentes industriales y por lo tanto, es un buen indicador de una situación potencialmente peligrosa.

La materia orgánica natural es precursora de la formación de subproductos de la desinfección y por lo tanto, en los últimos años se ha prestado especial atención a los métodos adecuados para su remoción.

La OMS no ha fijado valores guías basados en criterios sanitarios y recomienda un valor de 15 UCV (Unidades de Color Verdadero). El color verdadero es el que se determina luego de eliminar la turbiedad del agua, ya sea por filtrado o por centrifugación.

2.5.2.3. Temperatura

El agua fresca es generalmente más agradable que el agua caliente. Las elevadas temperaturas favorecen la proliferación de microorganismos y pueden agravar los problemas de sabor y olor. En general, en las normas existentes tanto a nivel nacional o internacional no se fija un rango de temperatura óptima, con excepción de la Directiva 80/778 de la Comunidad Económica Europea que fija un nivel guía de 12 °C y un valor máximo admisible de 25 °C.

2.5.2.4. Turbiedad

La turbiedad del agua de bebida se debe a la presencia de partículas de tamaño coloidal que no han sido removidas. Ha sido definida como la propiedad óptica del agua que causa la dispersión de la luz y no su transmisión y por lo tanto se mide en equipos que tienen una fuente de luz y un sensor para detectar los rayos dispersados.

Aunque tradicionalmente ha sido considerado un parámetro relacionado con aspectos estéticos, tiene importancia sanitaria por las siguientes razones:

- Se ha demostrado la relación entre los valores de turbiedad y la presencia de Giardia y Cryptosporidium en el agua tratada. Estudios realizados en los Estados Unidos demostraron que existía relación entre la aparición de Giardia en el agua filtrada y los picos de turbiedad y que la concentración de quistes podía incrementarse en 50 veces con sólo un aumento de 0,1 UNT en la turbiedad. Por tal motivo, las agencias regulatorias, recomiendan tener como objetivo mantener una turbiedad de 0,1 UNT en el efluente de cada uno de los filtros.
- La presencia de turbiedad interfiere en el proceso de desinfección, aumentando la demanda de cloro y protegiendo a las bacterias que pudieran quedar adheridas a las superficies de las partículas.

Teniendo en cuenta lo expuesto, los valores establecidos en las distintas Normas para la turbiedad han disminuido desde valores de 5 UNT a 1 o 0,5 UNT. La U.S.EPA lo incluye dentro de los parámetros de significado sanitario y establece un valor de 0,5 UNT, pudiéndose aceptar un valor de hasta 5 sólo en ciertas condiciones.

Puede asegurarse que no es admisible aceptar valores superiores a 1 UNT en el agua potable, sobre todo cuando se trata de fuentes provisión no bien protegidas respecto a la contaminación de origen cloacal.

2.5.3. Componentes Inorgánicos

Los componentes inorgánicos que pueden afectar la aceptabilidad del agua potable son los siguientes: ácido sulfhídrico, aluminio, amoníaco, cloruros, cobre, dureza, hierro, manganeso, oxígeno disuelto, pH, sodio, sulfato, sólidos disueltos y zinc.

Todos ellos fueron analizados en el punto 2.4.6 y para cada uno se señalaron los valores guías correspondientes a factores correspondientes a aspectos de aceptabilidad del agua.

Respecto a los contenidos mínimos necesarios de algunos elementos para que el agua sea considerada apta para el consumo humano (sales, alcalinidad, etc.) no existen muchos datos al respecto. Se puede decir que un agua con extremadamente bajas concentraciones de Sólidos Disueltos Totales puede ser inaceptable por su gusto insípido.

La Comunidad Económica Europea, CEE, únicamente cita como concentraciones mínimas requeridas los parámetros Dureza Total (60 mg/l Ca) y Alcalinidad (30 mg/l HCO₃).

2.5.4. Componentes Orgánicos

Los componentes orgánicos relacionados con la aceptabilidad del agua son los siguientes: tolueno, xileno, etilbenceno, estireno, monoclorbenceno, diclorobenceno, triclorobenceno y detergentes sintéticos.

En muchos casos el umbral de olor para los mismos es inferior al valor guía establecido por la OMS según criterios sanitarios. Por ejemplo, para el tolueno, la OMS indica que las concentraciones que pueden originar quejas de los consumidores varían entre 24 y 170 µg/l mientras que el valor guía según criterios sanitarios es de 700µg/l.

2.5.5. Desinfectantes y sus Productos Secundarios

Han sido analizados en el punto 2.4.8 tanto desde el punto de vista sanitario como organoléptico.

2.6. ASPECTOS RADIOLÓGICOS

2.6.1. Exposición a la Radiación Ambiental

Los radionucleidos son átomos radioactivos que se desintegran y liberan energía. La energía es liberada en tres formas principales: radiación alfa, consistente en núcleos de helio cargados positivamente, radiación beta consistente en electrones o positrones y radiación gama, consistente en ondas electromagnéticas similares a los rayos X.

Cada una de esas formas tiene distinto significado sanitario. Las partículas alfa viajan a velocidades mayores a 10 millones m/seg. y cuando son ingeridas pueden causar mucho daño.

Las partículas beta viajan a la velocidad de la luz, su pequeña masa puede favorecer su penetración, pero causan menos daño que las partículas alfa. La radiación gama tiene gran poder de penetración, pero tiene limitado efecto a bajas dosis.

La radioactividad en el agua puede ser natural o provenir de la acción del hombre. La radioactividad natural puede provenir del bombardeo cósmico o de los elementos naturales que componen la tierra. Se ha estimado que la exposición debida a fuentes naturales contribuye con más del 98% a la radiación total que recibe la población, excluidas las fuentes de exposición médica.

La contribución del agua potable a la exposición total es muy pequeña y se debe principalmente a la ocurrencia natural de radionucleidos de la serie de decaimiento del torio y del uranio. Sin embargo, los niveles naturales pueden ser incrementados por una serie de actividades humanas.

Los radionucleidos provenientes del ciclo de combustibles nucleares y del uso médico de materiales radioactivos pueden ingresar al agua, pero la contribución está limitada por el control regulatorio especial que se ejerce sobre dichas actividades y es en el marco de

esas reglamentaciones en el que deberán adoptarse las medidas de protección y prevención, si hay peligro de contaminación de las aguas.

2.6.2. Potenciales Efectos Sobre la Salud de la Exposición a Radiaciones

La exposición a la radiación tanto natural como artificial, puede causar dos tipos de efectos sobre la salud: efectos para los cuales existe un nivel umbral de exposición; y efectos relacionados con la producción de cáncer, para los cuales el valor umbral no existe.

En condiciones normales, la dosis resultante de la radioactividad natural y de la exposición habitual debida a prácticas reglamentadas se sitúa por debajo del umbral, por lo que los valores guías recomendados por la OMS no se refieren a las mismas.

Como los diferentes tipos de radiación producen diferentes efectos biológicos y los diferentes tejidos y órganos humanos tienen distinta sensibilidad a la radiación, la Comisión Internacional de Protección Radiológica (CIPR) ha introducido factores de ponderación según el tipo de radiación y el tipo de tejido, que permiten establecer medidas de efecto equivalente. La suma de la dosis doblemente ponderada recibida por todos los tejidos y órganos del cuerpo da una medida del daño total y es la llamada dosis efectiva.

Como los radionucleidos pueden persistir en el organismo y en algunos casos por meses o años, la dosis efectiva concertada es la dosis efectiva total recibida durante todo el transcurso de la vida, luego de haber ingerido un radionucleido y se expresa en Sieverts.

El Sievert (Sv) es la unidad de dosis de radiación actualmente utilizada y reemplaza a la antigua unidad, el rem ($1\text{rem} = 0,01\text{Sv}$)

2.6.3. Valores Guías de la OMS

La OMS recomienda que el nivel de referencia para dosis efectiva concertada es de 0,1 mSv para un año de consumo de agua potable. Por debajo de este valor de referencia, el agua de bebida es aceptable para el consumo humano y no se requiere ninguna acción para reducir la radioactividad.

Para fines prácticos el valor guía recomendado para la actividad es de 0,1 Bq/l para la radiación alfa y 1 Bq/l para la radiación beta; si alguno de estos valores fuera superado, debe determinarse la concentración individual de radionucleidos y calcular la dosis efectiva concertada total. Si ésta última supera el valor de 0,1 mSv, deberá considerarse la adopción de medidas de remediación.

El Becquerel (Bq) es la unidad de actividad de una sustancia radioactiva o la velocidad a la cual se producen las transformaciones. 1 Becquerel es igual a una transformación por segundo y es aproximadamente igual a 27 picocuries (pCi).

2.7. NORMAS INTERNACIONALES

En los puntos anteriores se ha hecho referencia a las normas de la OMS, que como es conocido establece valores guías que sirvan de base para la elaboración de las normas nacionales.

En este punto comentaremos brevemente otras Normas que son frecuentemente tomadas como antecedentes como las normas de la U.S.EPA (United States Environmental Protection Agency), de la CEE (Comunidad Económica Europea) y las de Canadá.

A los fines comparativos en la **Tabla 22** se han listado los valores de las tres normas para los parámetros físico-químicos y se ha incluido el valor guía de la OMS.

2.7.1. Canadá

Las Normas de Canadá de abril de 1998 están divididas en tres secciones, en la primera se proporcionan valores para los parámetros microbiológicos, en la segunda se dan valores para parámetros físico-químicos sin establecer ninguna clasificación entre ellos y en la tercera se consideran los parámetros radiológicos.

Para los parámetros físico-químicos existen tres valores, una concentración máxima aceptable, una concentración aceptable interina y un valor correspondiente a objetivos estéticos.

Por ejemplo para turbiedad se establece una concentración máxima aceptable de 1 UNT (unidad nefelométrica de turbiedad) y por objetivos estéticos no debe sobrepasarse un valor igual a 5 UTN en el punto de consumo.

Es interesante señalar que se proporciona una tabla de parámetros sin valores guías numéricos. Las razones son las siguientes:

- Los datos disponibles indican que no existen riesgos para la salud ni problemas estéticos, por ejemplo, el calcio.
- Los datos indican que el compuesto no está registrado por su uso en Canadá o no es probable que se encuentre en el agua de bebida a niveles que impliquen un riesgo, por ejemplo, la plata.
- El parámetro está compuesto por muchos compuestos individuales para los que se requiere establecer valores individuales. Por ejemplo, pesticidas totales.

Parámetros	U.S.EPA Máximo nivel de contaminación	Canadá Máxima concentración admisible	CEE Máxima concentración admisible	OMS Guías
Aluminio	0.05-0.2 mg/l		0.2 mg/l	0.2 mg/l
Amonio			0.5 mg/l	1.5 mg/l
Antimonio	0.006 mg/l		0.01 mg/l	0.005 mg/l
Arsénico	0.05 mg/l	0.025 mg/l	0.05 mg/l	0.01 mg/l
Bario	2.0 mg/l	1.0 mg/l	NS	0.7 mg/l
Boro		5.0 mg/l	1.0 mg/l	0.3 mg/l
Cadmio	0.005 mg/l	0.005 mg/l	0.005 mg/l	0.003 mg/l
Cloruros	250 mg/l	250 mg/l	25 mg/l	250 mg/l
Cromo	0.1 mg/l	0.05 mg/l	0.05 mg/l	0.05 mg/l
Coliformes (totales)	<5% positivo	0	0 o MPN <1	0
Coliformes (E coli)	0	0	0	0
Color	15 cu	15 cu	20 mg Pt-co/L	15 cu
Cobre	1.0 mg/l	1.0 mg/l	NS	1-2 mg/l
Cianuros	0.2 mg/l	0.2 mg/l	0.05 mg/l	0.07 mg/l
Flúor	2.0-4.0 mg/l	1.5 mg/l	0.7-1.5 mg/l	1.5 mg/l
Dureza			50 mg/l	
Hierro	0.3 mg/l	0.3 mg/l	0.2 mg/l	0.3 mg/l
Plomo	0.015 mg/l	0.01 mg/l	0.05 mg/l	0.01 mg/l
Manganeso	0.05 mg/l	0.05 mg/l	0.2 mg/l	0.1-0.5 mg/l
Mercurio	0.002 mg/l	0.001 mg/l	0.001 mg/l	0.001 mg/l
Molibdeno				0.07 mg/l
Níquel	0.1 mg/l		0.05 mg/l	0.02 mg/l
Nitratos/Nitritos (totales)	10.0 mg/l (como N)			
Nitratos	10.0 mg/l (como N)	10.0 mg/l (como N)	50 mg/l	50.0 mg/l (como NO)
Nitritos	1 mg/l (como N)	3.2 mg/l	0.1 mg/l	3 mg/l (como NO)
Olor	3 TON (Threshold Odor Number)		2 dilution no. 12 °C 3 dilution no. 25 °C	
pH	6.5-8.5	6.5-8.5	6.2-8.5	6.5-8.5
Fósforo			5 mg/l	
Fenoles		0.002 mg/l	0.5 µg/l C ₆ H ₅ OH	
Potasio			12 mg/l	
Selenio	0.05 mg/l	0.01 mg/l	0.01 mg/l	0.01 mg/l
Silica Dioxide			10 mg/l	
Plata	0.1 mg/l	0.05 mg/l	0.01 mg/l	NS
Sólidos disueltos totales	500 mg/l	500 mg/l	NS	1000 mg/l
Sodio	20 mg/l		75-150 mg/l	200 mg/l
Sulfatos	250 mg/l	500 mg/l	NS	250 mg/l
Turbiedad	0.5-5 NTU	1 NTU	4 JTU	5 NTU
Zinc	5 mg/l	5.0 mg/l	NS	3.0 mg/l

Tabla 22. Tabla comparativa de distintas normas internacionales de agua potable

2.7.2. Comunidad Económica Europea

La Directiva 80/778 de la Comunidad Europea para la Calidad del Agua Potable fue desarrollada a comienzos de los años 70 y ha sido implementada por los países miembros en los años subsiguientes. Se proporcionan niveles guías (que deben ser tenidos en cuenta por los países en el establecimiento de las normas nacionales) y concentraciones máximas admisibles, de cumplimiento obligatorio.

Para algunos parámetros se dan los dos valores y para otros sólo uno de ellos. Los parámetros regulados son 60 y se han dividido en seis grupos:

- 1). Parámetros organolépticos (4)
- 2). Parámetros físico-químicos (15)
- 3). Parámetros correspondientes a sustancias indeseables en cantidades excesivas (24)
- 4). Parámetros correspondientes a sustancias tóxicas (13)
- 5). Parámetros microbiológicos (4)

Recientemente, la Unión Nacional de Asociaciones de Proveedores de Agua de los países de la Comunidad, EUREAU, realizó un estudio de la Directiva y publicó una propuesta para su modificación.

Sostienen que la misma requiere una revisión y que los desarrollos recientes técnicos y científicos, así como la experiencia práctica de su implementación llevada a cabo tanto por las empresas como por los organismos de control, son los argumentos principales para tal modificación.

Entre otros puntos, proponen modificar la clasificación de los parámetros; proporcionan una lista de parámetros que deben ser excluidos; proponen eliminar los valores guías porque causan confusión en los consumidores y dan recomendaciones acerca de los criterios para el cumplimiento y para la elaboración de los programas de vigilancia.

2.7.3. U.S.EPA

En 1974 el Acta para un Agua de Bebida Segura, promulgada por el Congreso de los Estados Unidos autorizó a la U.S.EPA a establecer regulaciones para el agua potable. El número de contaminantes regulados se ha ido incrementando desde entonces y en la actualidad son 136.

En 1996, se introdujeron modificaciones en el Acta que impusieron nuevos requerimientos para la U.S.EPA y que significaron cambios en el proceso regulatorio.

La U.S.EPA está facultada para establecer niveles máximos admisibles para los contaminantes que considere necesario y a publicar Regulaciones Primarias y Secundarias para el Agua Potable. Las regulaciones secundarias están relacionadas a parámetros estéticos.

En 1996 se publicaron las nuevas normas en la que se establecen dos valores: un valor recomendado de nivel máximo de contaminante (Maximum Contaminant Level Goal, MCLG) que no es obligatorio y un nivel de concentración máxima admisible que es obligatorio (Maximum Contaminant Level, MCL).

Los MCL deben ser fijados tan próximos a los MCLG como sea factible. "Factible" significa que es posible de alcanzar con el uso de la mejor tecnología, técnicas de tratamiento y otros medios, incluyendo consideraciones de costo. La U.S.EPA debe examinar las tecnologías de tratamiento y otros medios bajo condiciones de campo y no sólo de laboratorio para determinar su factibilidad.

El carbón activo granular, por ejemplo, es considerado factible para el control de los productos químicos orgánicos sintéticos y cualquier otra tecnología que sea designada como "factible" para el control de esas sustancias deberá ser por los menos tan efectiva como el carbón.

Para algunos contaminantes no se fijan valores numéricos sino que se indica que se exigirán técnicas de tratamiento que permitan asegurar que no existan riesgos para la salud. Esto se aplica a aquellos casos en que se considere que el monitoreo del contaminante no es económicamente o técnicamente posible.

La disponibilidad técnica de métodos analíticos para un determinado contaminante influye en la decisión de establecer un MCL o una técnica de tratamiento para ese contaminante.

2.8. NORMAS VIGENTES EN EL PAÍS

2.8.1. Antecedentes

Durante muchos años y dada la existencia de un organismo prestador de los servicios a nivel nacional como Obras Sanitarias de la Nación, la calidad del agua se especificó sobre la base de tablas que estaban en uso en dicha empresa.

En el 2º Congreso Argentino de Saneamiento que se realizó en 1968, se recomendó la constitución de una "Comisión Permanente de Normas de Calidad de Agua de Bebida" coordinada por Obras Sanitarias de la Nación y con la participación de entidades relacionadas con el tema.

Dicha Comisión fue la encargada de elaborar las Normas de Calidad de Agua de Bebida (conocidas como las "Normas de 1973") basadas en las normas establecidas por el Servicio de Salud Pública de los Estados Unidos y en las de la Organización Mundial de la Salud de 1972. Fijaba límites para 26 parámetros divididos en características físicas, químicas y microbiológicas y al igual que en las normas de la época no fijaba límites para sustancias orgánicas.

En 1991, durante el 7º Congreso Argentino de Saneamiento, un grupo de jefes de laboratorio de las diferentes empresas de Obras Sanitarias del país, presentó una moción que incluía la revisión de las Normas de 1973.

El Consejo Federal de Entidades de Servicios de Saneamiento (COFES) se hizo eco del pedido y organizó una serie de reuniones que dieron como resultado la publicación en

1993, del Documento Técnico No. 2 del COFES “Normas de Calidad de Aguas de Bebida”. La selección de los componentes del agua a normatizar y los valores correspondientes para cada uno de ellos, se realizó teniendo en cuenta distintos aspectos:

- Requerimientos de salud
- Las características de los recursos hídricos del país
- Los requisitos para la protección y mantenimiento de las instalaciones, sistema de distribución e instalaciones domiciliarias.
- La aceptabilidad por parte de la mayoría de los usuarios sobre la base de las características organolépticas del agua.

Los valores propuestos se fundamentaron en los lineamientos enumerados y se tomó como referencia las Guías de la OMS de 1984. La norma se elaboró con la intención de sirviera de base o referencia para los socios del COFES y para las autoridades de Salud. Este documento fue tomado en cuenta para la elaboración de las normas para agua potable incluidas en el Código Alimentario Argentino (ver el próximo párrafo).

En el año 1996, el COFES publica el Documento Técnico N° 3 Norma de Calidad para el Agua de Bebida de Suministro Público, con una versión actualizada de la misma, basada en las Guías de la OMS de 1993 y en las condiciones locales.

2.8.2. Código Alimentario Argentino

El Código Alimentario Argentino (CAA) se declaró vigente en todo el territorio de la República Argentina mediante la Ley 18284, promulgada el 18 de julio de 1969 y reglamentada por el Decreto 2126 del 30 de junio de 1971.

En su artículo 20 la Ley 18284 establece que el Poder Ejecutivo Nacional mantendrá actualizadas las normas técnicas del CAA y a tal fin la autoridad sanitaria nacional podrá disponer la formación de grupos de trabajo de la más alta experiencia científica y técnica y tomar en cuenta la opinión de las autoridades sanitarias provinciales, de otros organismos oficiales competentes y/o de entidades científicas, agropecuarias, industriales y comerciales más representativas, según la materia de que trate.

La vigilancia del cumplimiento del CAA está a cargo del Instituto Nacional de Alimentos (INAL) que forma parte de la Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica (ANMAT) que a su vez forma parte del Ministerio de Salud y Acción Social de la Nación.

La ANMAT tiene por objetivo controlar la calidad de todos los productos que hacen a la salud humana, entre ellos los alimentos acondicionados, incluyendo los insumos específicos, aditivos, colorantes, edulcorantes e ingredientes utilizados en la alimentación humana, como también de los productos de uso doméstico y de los materiales en contacto con los alimentos.

Desde la promulgación del CAA se hicieron innumerables modificaciones. Una de ellas, efectivizada a través de la Resolución del Ministerio de Salud y Acción Social N°494 del 7 de julio de 1994, modificó el artículo 982 del Capítulo XII titulado Bebidas Hídricas,

referido a las características físicas, químicas y bacteriológicas que debe cumplimentar el agua potable de suministro público y el agua potable de uso domiciliario.

Las modificaciones se introdujeron luego de un período de estudio y análisis de cinco años en el que intervino el INAL así como la COPAGUA, comisión constituida al efecto e integrada por profesionales del INAL, Obras Sanitarias de la Nación y del Ministerio de Salud y Acción Social. Para las modificaciones se tuvo en cuenta en gran parte, la propuesta realizada por el COFES en 1993.

De acuerdo al Pacto Federal para la Fiscalización y Registración Alimentaria, de fecha 26/03/96, las provincias que adhirieron al mismo deben cumplir con las exigencias establecidas en el CAA.

En el mencionado art. 982 del Capítulo XII del CAA, se fijan valores para turbiedad, color, olor, pH, para 19 componentes inorgánicos, para el cloro residual, y para 26 componentes orgánicos entre los que se incluyen los pesticidas.

Asimismo se establece que la autoridad sanitaria competente podrá admitir valores distintos si la composición normal del agua de la zona y la imposibilidad de aplicar tecnologías de corrección lo hicieran necesario.

2.8.3. Normas del COFES de 1996

Conforme a las Normas del COFES, todas las aguas destinadas al consumo humano, salvo las minerales y las aguas embotelladas, es decir, las aguas distribuidas a la población a partir de sistemas centralizados, cualquiera sea su origen, deben satisfacer los criterios de calidad, los modelos de frecuencia de análisis y número mínimo de muestras, y utilizarse los métodos analíticos de referencia recomendados en la misma.

Los parámetros normatizados han sido divididos de la siguiente forma:

- Componentes microbiológicos básicos. Se incluyen coliformes totales y *E. coli* o coliformes termotolerantes
- Componentes que afectan la salud, que a su vez se dividen en: componentes inorgánicos, componentes orgánicos, pesticidas, desinfectantes y subproductos de la desinfección. En este rubro se han incluido los componentes que se consideraron más importantes y sobre los que se disponía información sobre su existencia en fuentes de agua de nuestro país.
- Componentes o características que afectan la aceptabilidad del agua por parte del consumidor. Se incluyen color, olor, turbiedad, sabor, aluminio, zinc, cloruro, hierro, pH, sodio, sulfato, sólidos disueltos totales y detergente sintéticos.
- Parámetros biológicos complementarios. Estos parámetros no son de vigilancia obligatoria y su determinación queda supeditada a las circunstancias y/o necesidades puntuales y/o locales. Se incluyen en esta categoría las Bacterias Aerobias Heterótrofas, *Pseudomonas aeruginosa*, *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium*, Fitoplancton y Zooplancton.
- Componentes que afectan la salud y cuya presencia se recomienda evaluar en las aguas de bebida de suministro público del país. Estos componentes no son de

vigilancia obligatoria, pero se recomienda determinar su presencia tanto en las fuentes de agua como en el agua de bebida a fin de establecer su ubicuidad local. Determinada ésta, se evaluará la necesidad regulatoria en función del riesgo que implique para la población.

- Componentes que pueden afectar la aceptabilidad del agua por parte del consumidor cuya presencia se recomienda evaluar en las aguas de bebida de suministro público del país. Estos componentes no son de vigilancia obligatoria, pero se recomienda determinarlos porque pueden ser perjudiciales para el consumidor. Se incluyen los clorofenoles.

Para los componentes incluidos en 1,2 y 3 se fijan límites tolerables (que son los que se han incluido en las Tablas del ítem siguiente) y para los incluidos en 4,5 y 6 valores guías no se incluyeron valores respecto a la radioactividad, por considerar que no constituye un problema serio en nuestro país y porque no existe además la infraestructura necesaria para su monitoreo y control.

La propuesta de Normas elaborada por el COFES en 1996 fue elevada al INAL para su consideración y eventual revisión de los límites establecidos en el CAA, pero no pudieron ser tenidas en cuenta en la modificación de éste último ya que fue promulgada en 1994.

2.8.4. Comentarios y Recomendaciones Sobre las Normas Existentes

En las **Tablas 23 a 28** se indican los valores guías propuestos por la OMS y el COFES para agua potable, y los valores establecidos por el CAA, que es la única norma legal de aplicación nacional que existe en el país. Existen diferencias entre el número de parámetros regulados y los límites establecidos. Los valores adoptados por el COFES son en su gran mayoría, similares a los de la OMS pero el número de parámetros para los que se fijan valores obligatorios son menores ya que se tuvieron en cuenta, como ya se indicó, las condiciones locales en cuanto a antecedentes disponibles de calidad de aguas y la capacidad instalada de laboratorios. En cuanto a las diferencias entre los valores de las normas del COFES y las del CAA, se deben a que en éste último, como ya se explicó, se tuvo en cuenta la propuesta de 1993.

Muchas provincias tienen sus propias normas, en muchos casos muy semejantes a las del COFES. En la Pcia. de Santa Fe, por ejemplo, las normas están incluidas en la Ley 11.220 que regula la prestación de los servicios de agua potable y cloacas en el ámbito provincial.

A nivel nacional se debe respetar la normativa del CAA. No obstante ello, se considera que pueden admitirse valores más estrictos en algunos parámetros si así lo exigieran las normas provinciales y las tecnologías aplicadas permitieran alcanzarlos.

Por otra parte, podrán admitirse valores mayores que los límites establecidos para algunos parámetros si se asegura que la instalación de una planta de tratamiento mejorará sustancialmente la calidad del agua que consume actualmente la población.

Un caso especial lo representa la turbiedad ya que el valor admisible que establece el CAA de 3 UNT se considera elevado si se tiene en cuenta lo expresado en el punto 2.5.2.4 y los valores establecidos en las normas internacionales más recientes. Se considera que el valor máximo admisible de turbiedad debe ser de 1 UNT y que un valor

de turbiedad de 0,5 UNT es un objetivo posible de alcanzar con los tratamientos convencionales de tratamiento.

Parámetro	OMS (1993)	COFES (a) (1996)	Código Alimentario Argentino (1994)
Componentes Inorgánicos y físicos (mg / litro)			
Amoníaco	1,5 (*)	-	0.2
Aluminio Residual	0,2	-	0.2
Antimonio	0.005	-	-
Arsénico	0.01 (P)	0.05	0.05
Bario	0.7	-	-
Boro	0.3	-	-
Cadmio	0.003	0.003	0.005
Cromo	0.05	0.05	0.05
Cobre	2 (P)	2	1.00
Cianuro	0.07	0.07	0.1
Cinc	3.0 (*)	3.0	5.0
Cloruro	250 (*)	250	350
Dureza Total	-	-	400
Flúor	1.5	1.5	(b)
Hierro	0,3 (*)	0.3	0.3
Manganeso	0.1 (*)	0.5	0.1
Mercurio	0.001	0.001	0.001
Molibdeno	0.07	-	-
Níquel	0.02	-	-
Nitratos	50	50	45
Nitritos	3	3	0.10
Selenio	0.01	0.01	-
Sólidos disueltos	1000 (*)	1500	1500
Sulfatos	250 (*)	250	400
Plata	-	-	0.05
Plomo	0.01	0.01	0.05
pH	-	6.5 - 8.5	6.5 - 8.5
Sodio	200	200	-
Turbiedad	5 UNT	2 UNT	3 UNT
Olor			NOU 3
Color	15 UCV	15 UC	5 esc. Pt-Co

(a) Sólo se han incluido los parámetros cuyo control es obligatorio

(b) Se han establecidos valores en función de la temperatura que varían entre 1.7 mg/l para 10-12°C y 0.8 mg/l para 26-32°C

(*) Concentraciones que probablemente provoquen quejas de los consumidores

NOU Número de Olor Umbral

(P) Provisorio

Tabla 23. Componentes inorgánicos y físicos

Componentes Orgánicos (µg / litro)			
1,2 – Dicloroetano	30	30	10
Tetracloruro de carbono	2	2	3.00
1,1 – Dicloroetano	30	30	30
Tricloroetano	70	70	-
Tetracloroetano	40	40	10
Benceno	10	10	10
Benzo (a) pireno	0.7	0.7	0.01
Diclorometano	20	-	-
1,1,1-Tricloroetano	2000	-	-
Cloruro de vinilo	5	-	2.00
1,2-Dicloroetano	50	-	-
Tolueno	700	-	-
Xilenos	500	-	-
Etilbenceno	300	-	-
Estireno	20	-	-
Monoclorobenceno	300	-	3.0
1,2-Diclorobenceno	1000	-	0.5
1,4-Diclorobenceno	300	-	0.4
Triclorobencenos	20	-	-
Adipato de di (2-etilhexilo)	80	-	-
Ftalato de di (2-etilhexilo)	8	-	-
Acrilamida	0.5	-	-
Epiclorhidina	0.4	-	-
Hexaclorobutadieno	0.6	-	-
Acido edético (EDTA)	200	-	-
Acido nitrilotriacético	200	-	-
Oxido de tributilestaño	2	-	-
Detergentes	-	0,2 mg/l	0.5 mg/l
Tricloroetileno	-	-	30
Metil Paratión	-	-	7
Paratión	-	-	35
Malatión	-	-	35

Tabla 24. Componentes orgánicos

Plaguicidas (µg / litro)			
Acloro	20	-	-
Aldicarb	10	-	-
Aldrina/dieldrina	0.03	0.03	0.03
Atrazina	2	-	-
Bentazona	30	-	-
Carbofurano	5	-	-
Clordano	0.2	0.2	0.30
Ciortolurón	30	-	-
DDT	2	2	1.00
3-Cloropropano	1	-	-
2,4-D	30	-	100
1,2-Dicloropropano	20	-	-
1,3-Dicloropropeno	20	-	-
Heptacloro y Heptacloropóxido	0.03	0.03	0.1
Hexaclorobenceno	1	1	0.01
Isoproturón	9	-	-
Lindano	2	2	3.00
MCPA	2	-	-
Metoxicloro	20	20	30.0
Metolaclo	10	-	-
Molinato	6	-	-
Pendimetalina	20	-	-
Pentaclorofenol	9	9	10
Permetrina	20	-	-
Propanil	20	-	-
Piridato	100	-	-
Simazina	2	-	-
Trifluralina	20	-	-
2,4-DB	90	-	-
Dicloroprop	100	-	-
Fenoprop	9	-	-
Mecoprop	10	-	-
2,4,5-T	9	-	-

Tabla 25. Plaguicidas

Desinfectantes (mg / litro)			
Monocloramina	3		
Cloro libre residual	5	5	0.2

Tabla 26. Desinfectantes

Subproductos de la Desinfección (µg / litro)			
Bromato	25	-	-
Clorito	200	-	-
2,4,6-Triclorofenol	200	200	10
Formaldehído	900	-	-
Broformo	100	100	-
Dibromoclorometano	100	100	-
Bromodiclorometano	60	60	-
Cloroformo	200	200	-
Acido dicloacético	50	-	-
Acido tricloroacético	100	-	-
Tricloroacetaldehído	10	-	-
Dicloroacetoniitrilo	90	-	-
Dibromoacetoniitrilo	100	-	-
Tricloroacetoniitrilo	1	-	-
Cloruro de Cianógeno	70	-	-
Trihalometanos	-	-	100

Tabla 27. Subproductos de la desinfección

Organismos	OMS	COFES	Código Alimentario Argentino
Calidad Microbiológica			
Toda el agua de bebida			Bacterias Coliformes: NMP a 37 °C - 48hs. en 100 ml: igual ó menor de 3
E. coli o bacterias coliformes termorresistentes	No deben ser detectables en ninguna muestra de 100 ml		
Agua tratada que llega al sistema de distribución			Escherichia coli: ausencia en 100 ml
E. coli o bacterias coliformes termorresistentes	No deben ser detectables en ninguna muestra de 100 ml	<2.2 NMP/100 ml Ausencia en 100ml *	
Total de bacterias coliformes	No deben ser detectables en ninguna muestra de 100 ml	<2.2 NMP/100 ml Ausencia en 100ml *	Pseudomonas aeruginosa: ausencia en 100 ml
Agua tratada que se halla en el sistema de distribución			
E. coli o bacterias coliformes termorresistentes	No deben ser detectables en ninguna muestra de 100 ml		
Total de bacterias coliformes	No deben ser detectables en ninguna muestra de 100 ml. En el caso de los grandes sistemas de abastecimiento, cuando se examinen suficientes muestras, deberán estar ausentes en el 95% de las muestras tomadas durante cualquier período de 12 meses		

* Cuando se utiliza el método de membrana filtrante

Tabla 28.Calidad microbiológica

2.9. VIGILANCIA DE LA CALIDAD MICROBIOLÓGICA Y FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA

2.9.1. Introducción

Una vez que se han fijado las normas de calidad del agua potable a cumplir, en todo sistema de abastecimiento de agua potable debe existir un sistema de vigilancia que permita comprobar si los límites fijados se cumplen. Si tal sistema no existe, no tiene sentido que existan las normas.

La vigilancia de un abastecimiento de agua, debe asegurar que cada componente del sistema funcione sin riesgo y permitir adoptar medidas correctivas si se detectan anomalías.

El agua puede contaminarse en las diferentes etapas del proceso por lo que es necesaria una vigilancia constante.

Deben evaluarse las posibles fuentes de riesgo antes de programar la modalidad de control y deben también adoptarse planes de contingencia para afrontar emergencias.

Tanto el proveedor del agua como la inspección reguladora deberán contar con laboratorios adecuadamente equipados y dotados de personal formado y calificado con medios para mantener el nivel de vigilancia regular y con capacidad para realizar análisis suplementarios.

La vigilancia debe ampliarse progresivamente adaptando su nivel a la situación local y a los recursos económicos disponibles aplicando gradualmente los programas que se establezcan en las metas de control.

La garantía y seguridad de la prestación de un servicio de agua potable depende del cumplimiento de obligaciones y responsabilidades que las Normas, Reglamentos o Leyes le asignen al prestador y al organismo de Regulación y Control con relación a las características, frecuencia y sistematización de los controles de calidad de fuentes de provisión y agua tratada.

Un programa de vigilancia de la calidad del agua se compone de tres elementos fundamentales:

- Programas de muestreo.
- Métodos de análisis.
- Informe de los resultado.

En los próximos puntos se aborda en forma especial el primero de ellos; los demás se tratan en el Capítulo Laboratorios Tipo.

2.9.2. Programas de Muestreo

El programa de muestreo debe estar diseñado de tal forma que permita incluir tanto las variaciones aleatorias como las sistemáticas en la calidad del agua suministrada a los consumidores y debe garantizar que las muestras tomadas sean representativas de todo el sistema de distribución.

La frecuencia de la toma de muestras debe ser lo bastante elevada para que se pueda obtener información útil, pero a la vez ahorrar tiempo y esfuerzos tanto en el muestreo como en los análisis.

Existe un gran número de consideraciones a tener en cuenta para especificar los requerimientos que debe cumplir un programa de muestreo.

Cada servicio de abastecimiento de agua deberá diseñar el programa de muestreo y contar con un Manual donde se detallen todos los aspectos involucrados, los que tendrán relación con lo exigido por las principales normativas vigentes y con las particulares condiciones de cada sistema.

El diseño del programa de muestreo puede efectuarse en base a las recomendaciones de las normas de la Organización Internacional de Normatización. A continuación se presenta un listado de las normas que proporcionan orientaciones para el muestreo.

Nº de norma de la ISO	Título (calidad del agua)
5667-1:1980	Muestreo – Parte 1: Orientaciones sobre el diseño de programas de muestreo
5667-2:1982	Muestreo – Parte 2: Orientaciones sobre técnicas de muestreo
5667-3:1985	Muestreo - Parte 3: Orientaciones sobre conservación y manipulación de muestras
5667-4:1987	Muestreo – Parte 5: Orientaciones sobre toma de muestras de agua de bebida o utilizada para la preparación de alimentos y bebidas
5667-5:1991	

2.9.2.1. Sitios de Muestreo

La extracción de muestras debe realizarse en la fuente, durante el tratamiento y a la salida de la planta y en puntos fijos seleccionados al azar en todo el sistema de distribución. La frecuencia del muestreo debe aumentarse cuando se detectan brotes epidémicos, inundaciones, operaciones de emergencia, etc.

Cuando lo que interesa es evaluar la calidad química, las sustancias a estudiar se pueden clasificar en dos grupos principales:

- Tipo I: Sustancias cuya concentración difícilmente varía durante la distribución. Su concentración está gobernada en gran parte por la existente en el agua que entra en el sistema de abastecimiento. Las sustancias no sufren ninguna reacción dentro de la red de distribución. Son ejemplos de éstas sustancias el arsénico, cloruros, fluoruros, plaguicidas, el sodio y los SDT.
- Tipo II: Sustancias cuya concentración puede variar durante la distribución. Comprende:

- Sustancias cuya concentración durante la distribución depende principalmente de la existente en el agua que entra en el sistema de abastecimiento, pero que pueden reaccionar en su trayecto en la red de distribución. Son ejemplos el, aluminio, el cloroformo, el hierro, el manganeso y el ion hidrógeno.
- Sustancias cuya fuente principal es el sistema de distribución como el cobre, el plomo, el zinc y el benzo-a-pireno.

No es conveniente generalizar recomendaciones sobre todo los sitios de extracción; dada la complejidad de la elección es preferible basarse en la información local sobre problemas específicos.

En el caso de las sustancias del tipo I, por lo general basta con tomar muestras del agua que entra en el sistema de abastecimiento; cuando dos o más fuentes de agua que tienen distintas concentraciones de una sustancia del tipo I alimentan la misma red de distribución, puede requerirse la toma de muestras de algunos otros puntos dentro del sistema.

Es probable que las concentraciones de sustancias del tipo II se modifiquen entre los puntos de abastecimiento y las conexiones domiciliarias de los consumidores. Pueden producirse muchos procesos interdependientes (por ejemplo, corrosión de tuberías, acumulación de sólidos, reacciones entre sustancias existentes en el agua), que exigen la toma de muestras en las conexiones domiciliarias.

La selección de éstas no puede hacerse sobre una base general; es preciso tener en cuenta las circunstancias particulares. No obstante, se pueden distinguir dos estrategias extremas de muestreo:

- seleccionar las conexiones domiciliarias en forma absolutamente aleatoria
- seleccionarlas sistemáticamente sobre la base del conocimiento de factores relacionados con la sustancia en cuestión.

La naturaleza y la magnitud de las variaciones de la calidad según la ubicación física del punto de muestreo y los objetivos de la vigilancia determinarán cuál de esos métodos (o combinación de ellos) es el más apropiado.

La toma de muestras al azar por lo general es conveniente cuando las variaciones de la calidad según el lugar del muestreo son totalmente aleatorias, pero puede no ser el método ideal cuando existen diferencias sistemáticas en cuanto a calidad en distintas partes de la red de distribución.

Es el caso del plomo aportado por el sistema de distribución, por ejemplo, en el que sólo el 1% de las tuberías domésticas y de servicio estén hechas de plomo. Por otra parte, quizá no sea apropiado confiar totalmente en el muestreo sistemático.

Si se opta por la toma de muestras al azar, es importante que los puntos de muestreo se seleccionen con un criterio estrictamente aleatorio, evitando que se tomen muestras con regularidad en ciertos lugares por comodidad o facilidad de acceso.

En el caso de la existencia de tanques domiciliarios, si los mismos no son adecuadamente mantenidos, pueden producirse alteraciones en la calidad del agua que quedan bajo la responsabilidad de los usuarios.

2.9.2.2. Momentos de Muestreo

La calidad del agua natural, la eficiencia de los procesos de tratamiento y los efectos del sistema de distribución sobre la calidad del agua de bebida son todos elementos que varían con el tiempo.

En el caso de las sustancias del tipo I, el análisis del agua que entra en el sistema de abastecimiento por lo general proporciona una base adecuada para la vigilancia. Los principales factores que determinan los momentos y la frecuencia de la toma de muestras son, en consecuencia, la concentración de la sustancia de interés, sus variaciones y la medida en que influye en ella el tratamiento, cuando esto sucede.

Las concentraciones de las sustancias del tipo II son afectadas por muchos procesos y, por consiguiente, tienden a presentar variaciones complejas y erráticas con el transcurso del tiempo.

Cada situación (sustancia, sistema de distribución, necesidad de información) requiere un examen por separado. Los objetivos que persigue la vigilancia influyen considerablemente en la elección de los momentos de muestreo.

Si las variaciones temporales son completamente aleatorias, el momento del muestreo no tiene importancia. En principio, en esos casos puede hacerse una estimación estadística del número de muestras que se tomarán de un grifo en particular durante un determinado período, pero surgen problemas si existen variaciones sistemáticas.

Cuando se producen cambios rápidos en la calidad del agua, el lapso real durante el cual se tomó la muestra puede afectar significativamente los resultados del análisis. Una muestra compuesta, que se tarda un cierto tiempo en recoger, proporcionará un valor medio ponderado en el tiempo, mientras que una muestra única dará valores muy dependientes de las variaciones aleatorias y cíclicas.

Los dispositivos de vigilancia continua suelen ser útiles, pero generalmente no se cuenta con ellos para medir todas las variables de interés. Los lugares y los momentos en que se realiza el muestreo deben escogerse en forma conjunta ya que la cantidad de muestras y análisis que pueden efectuarse tiene un límite.

Dos estrategias extremas consisten en:

- 1). tomar muestras de muchas conexiones domiciliarias, una sola vez o en unas pocas ocasiones, y
- 2). tomar muestras de un pequeño número de conexiones domiciliarias, pero con mayor frecuencia en cada uno. Es preciso señalar que el muestreo demasiado frecuente producirá datos innecesarios y aumentará considerablemente el costo.

Las magnitudes relativas de las variaciones temporales y del lugar del muestreo son sin duda un factor importante para escoger la estrategia. Cuando predominen las variaciones entre punto y punto de muestreo, por lo general la elección se orientará más hacia la estrategia 1) que hacia la 2), y viceversa.

2.9.2.3. Frecuencia del Muestreo

El muestreo y el examen frecuentes son necesarios en el caso de los componentes microbiológicos, pero cuando se trata de compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en el agua que están relacionados con la salud, se requieren tomas de muestras y análisis menos frecuentes.

Debe realizarse un examen completo cuando se pone en servicio una fuente nueva de agua e inmediatamente después de cualquier modificación importante de los procesos de tratamiento.

Más adelante, es preciso analizar periódicamente muestras con una frecuencia dependiente de las condiciones locales.

Además, es importante la información local sobre los cambios ocurridos en la zona de captación (en particular actividades agrícolas e industriales), que puede usarse para pronosticar posibles problemas de contaminación y, por consiguiente, determinar la necesidad de vigilar con más frecuencia la presencia de compuestos específicos.

No se puede generalizar en lo tocante a la frecuencia con que ha de examinarse el agua potable para evaluar sus características organolépticas. Algunos componentes, por ejemplo el sodio o el cloruro, se encuentran en el agua de la fuente, mientras que otros se agregan durante los procesos de tratamiento.

Otras características y componentes, como el sabor, el hierro, el zinc, etc., pueden variar considerablemente debido a otros factores o según el tipo de sistema de distribución y la prevalencia de los problemas de corrosión.

Es obvio que, en el caso de algunos componentes y parámetros, el examen deberá ser bastante frecuente, mientras que con otros, cuyas concentraciones varían poco, será suficiente una menor frecuencia.

Las frecuencias mínimas recomendadas por la OMS para vigilar la calidad química de las aguas tratadas son:

- Semanal para aguas tratadas de fuentes superficiales
- Quincenal para aguas tratadas de origen subterráneo

El muestreo se incrementa cuando se abastece a un gran número de usuarios. En la **Tabla 29** se indican las frecuencias mínimas de la toma de muestras del agua de bebida para vigilar la calidad microbiológica en el sistema de distribución, recomendadas por la OMS.

Población abastecida	N° de muestras mensuales
Menos de 5000	1 muestra
5000 - 10.000	1 muestra por 5000 usuarios
Más de 100.000	1 muestra por 10.000 usuarios, más 10 muestras adicionales

Tabla 29. Frecuencias mínimas de la toma de muestras del agua de bebida en el sistema de distribución

2.9.2.4. Tipos o Procedimientos de Muestreos

Los muestreos deben ser representativos del agua que se investiga. La extracción debe ser efectuada por personal idóneo debidamente entrenado.

Las muestras deben rotularse y conservarse según la sustancia que se va a investigar; si lo que interesa conocer es la calidad microbiológica debe eliminarse con tiosulfato de sodio el bactericida presente.

Cuando la muestra se destina a exámenes microbiológicos, debe evitarse la acción bactericida de la luz y mantenerla entre 4 y 10°C. No congelarla. En lo posible iniciar la investigación antes de las 2 hs. y no superar las 24 hs. si se pretende reducir al mínimo cambios en la población bacteriana.

2.9.3. Vigilancia del Cumplimiento de las Normas

Los límites establecidos por las Normas para los distintos parámetros pueden aplicarse como:

- Un valor absoluto que no debe excederse en ningún momento o lugar.
- Un porcentaje, o sea se define un porcentaje de muestras tomadas en un período que deben cumplirlo.
- Un promedio; el valor promedio de un determinado número de muestras tomadas durante un período debe ser igual o inferior al valor establecido.

Si los límites establecidos en la legislación nacional para las sustancias del tipo II se consideran concentraciones que no deben sobrepasarse en ningún momento o lugar, resulta en extremo difícil diseñar un programa de muestreo.

En el caso de las sustancias del tipo I, para las cuales quizá sólo sea necesario vigilar un lugar o un pequeño número de ellos, las dificultades son menores, pero también se presentan algunos problemas.

Como generalmente no es posible ejercer una vigilancia continua, es preciso tomar una serie de muestras e inferir la calidad en otros momentos mediante cálculos estadísticos basados en los resultados de los análisis.

No obstante, es difícil estimar valores máximos sobre la base de esos datos (en particular, porque a menudo no se conoce el tipo de distribución estadística de las concentraciones), y los valores estimados estarán sujetos a incertidumbres relativamente considerables.

En estas circunstancias, se deberá aplicar alguno de los otros criterios mencionados para juzgar el cumplimiento. Por ejemplo, el criterio de cumplimiento podría definirse de la siguiente manera: "que el x% de todas las muestras posibles (es decir, el x% de la población estadística) no sobrepase el límite".

Sin embargo, como sólo se contará con un número limitado de resultados, es preciso reconocer las incertidumbres de la estimación de ese porcentaje. El riesgo de llegar a conclusiones falsas debe reducirse a un nivel aceptable mediante la elección de un número adecuado de muestras y de límites apropiados en cuanto a errores analíticos.

También podría utilizarse el criterio, por ejemplo, de la concentración media de las sustancias, pero para ello es preciso prestar especial atención a la elección de los momentos de muestreo y de los puntos de toma de las muestras para las sustancias del tipo II.

Dicha elección deberá basarse en los datos que se dispongan sobre el comportamiento de la sustancia en particular en la red de distribución.

Por ejemplo, para el caso del plomo, pueden extraerse distintos tipos de muestras: luego de un período de estancamiento, a primeras horas de la mañana, muestras diurnas aleatorias una vez que ya se ha comenzado a usar el grifo (muestras de descarga) más constantes pero reflejan la exposición mínima del agua al plomo.

Las muestras diurnas aleatorias, si bien reflejan con mayor fidelidad las características del agua que bebe el consumidor, contienen las concentraciones más variables y, por consiguiente, es necesario tomar más muestras para determinar la concentración media las sustancias del tipo II, aunque, por supuesto, es probable que las variaciones espaciales y temporales obedezcan a patrones diferentes para cada una de ellas.

Por último, al considerar los criterios para juzgar si se respeta un límite, es preciso tener en cuenta la zona y el intervalo de tiempo durante el cual se efectuará la estimación del cumplimiento.

Generalmente la zona debe abarcar un sistema de abastecimiento, si bien la subdivisión de los sistemas puede ser útil cuando los materiales de que están hechas las tuberías de distribución difieren notablemente en distintas partes de éstos.

En ciertas circunstancias, tal vez sea conveniente aumentar el número de muestras proporcionalmente al tamaño de la población abastecida para evitar el riesgo de llegar a conclusiones falsas sobre el cumplimiento de las Normas.

2.9.4. *Parámetros y Frecuencias de Muestreo Propuestos por el COFES*

En las Normas del CAA no se dan recomendaciones sobre las frecuencias y los sitios de muestreo por lo que se considera conveniente transcribir las que están incluidas en las normas propuestas por el COFES, tanto para el agua que sale de la planta como para el agua en la red de distribución.

Para el control analítico de la calidad del agua se establecen tres tipos de análisis :

Análisis básico

Incluye las siguientes determinaciones:

- Componentes microbiológicos:
 - Coliformes totales
 - E. coli o Coliformes termotolerantes
- Componentes/características físico-químicas:
 - Turbiedad
 - pH
 - Cloro residual libre

Análisis completos

El análisis completo incluye todos los parámetros correspondientes al análisis básico más los parámetros de control obligatorio, que son los incluidos en 1, 2 y 3 del punto anterior.

Las frecuencias propuestas para cada uno de los análisis mencionados se indican en los puntos siguientes.

2.9.4.1. Agua Sometida a Tratamiento Antes del Ingreso a la Red de Distribución

Análisis Bacteriológico y Químico básico

Población Servida habitantes	Intervalo recomendado entre tomas sucesivas	Nº Mínimo Muestras por mes
Componentes Microbiológicos		
<10.000	1 mes	1
10.000 - 100.000	1 semana	4
>100.000	1 día	30
Componentes / características físico – químicas		
<10.000	1 día	30
10.000 - 100.000	6-8 horas (1)	90 – 120
>100.000	=<2 horas (2)	360
(1) Una muestra por turno de 6 u 8 horas		
(2) Una muestra cada dos horas o, preferentemente en forma continua		

Tabla 30. Numero Mínimo de muestras y frecuencia de muestreo para análisis bacteriológico y químico sumario en el agua tratada antes del ingreso a la red

Análisis Completo

Población Servida (habitantes)	Intervalo recomendado entre tomas sucesivas		N° Mínimo Muestras por año	
	Agua Subterránea	Agua Superficial	Agua Subterránea	Agua Superficial
Componentes Básicos				
Componentes / características físico – químicas				
Componentes prioritarios: Arsénico:				
Flúor(1): Nitrato(2)				
<10.000	2 años	1 año	1 cada 2 años	1
10.000 - 100.000	1 año	6 meses	1	2
>100.000	6 meses	4 meses	2	3
Metales pesados: CN (3)				
<10.000	3 años	2 años	1 cada 3 años	1 cada 2 años
10.000 - 100.000	2 años	1 año	1 cada 2 años	1
>100.000	1 año	6 meses	1	2
Compuestos orgánicos volátiles:				
Pesticidas: Comp. Orgánicos Sintéticos				
<10.000	1año		1	1
10.000 - 100.000	6 meses		2	2
>100.000	3 meses		4	4

(1) Si la concentración de Arsénico y Flúor determinada al cabo de dos años es inferior al límite tolerable se podrá autorizar la reducción de la frecuencia de muestreo a la establecida para metales pesados. Si se practica la fluoración de las aguas o la corrección de tenores excesivos de Arsénico y Flúor, éstos dos componentes deberán controlarse con la misma frecuencia que los otros parámetros indicadores de la eficiencia de tratamiento.

Cuando el contenido de Flúor del agua supera el Límite Tolerable, deberá comunicarse a la población.

(2) Si la concentración de nitratos determinada en el agua subterránea o superficial es > 50% Límite Tolerable, se incrementará la frecuencia de los análisis según lo indicado por el Ente Regulador sobre las bases de las condiciones locales y la vulnerabilidad de la fuente.

(3) Si la concentración de alguno de estos componentes supera el Límite Tolerable, se deberán controlar con la misma frecuencia que los componentes mayoritarios. Cuando los valores de los resultados del análisis de estos componentes sean, durante los dos años anteriores, constantes y significativamente mejores que los límites previstos en los Cuadros 2 y 3 y siempre que no se haya detectado ningún factor que pueda empeorar la calidad del agua, el número de dichos análisis podrá ser reducido a la mitad, para las aguas superficiales y a la cuarta parte para las aguas subterráneas.

(4) Periodicidad durante los primeros dos años. Si al cabo de los mismos no se han detectados estos componentes, y siempre que no se haya detectado ningún factor que pueda empeorar la calidad del agua, se podrá pasar a frecuencia anual, bianual o cada tres años, según que la población servida sea mayor de 100.000, entre 10.000 y 100.000, o menor de 10.000, respectivamente.

Tabla 31. Numero Mínimo de muestras y frecuencia de muestreo para análisis completo en el agua tratada antes del ingreso a la red de distribución

2.9.4.2. Agua en la Red de Distribución

Aún cuando el agua a la salida de la planta de tratamiento reúna las condiciones necesarias de potabilidad, la calidad del agua puede deteriorarse en el sistema de distribución, antes de llegar a los consumidores; este desmejoramiento de la calidad puede producirse porque el agua se contamina a causa de conexiones cruzadas, retorsifonaje, fugas en las conexiones domiciliarias, durante el almacenamiento, por tomas de agua deterioradas o durante la colocación y reparación de tuberías. En la **Tabla 32** se resumen las frecuencias y número mínimos de muestras a analizar, recomendadas para los exámenes bacteriológicos:

Población Total (habitantes)	Nº Mínimo de Muestras de la Red de Distribución por mes	Máximo entre extracciones sucesivas	Población Total (habitantes)	Nº Mínimo de Muestras de la Red de Distribución por mes	Máximo entre extracciones sucesivas
Hasta 5000	1	1 mes	550.001 a 600.000	60	1 día
5.001 a 10.000	2	1 mes	600.001 a 650.000	65	1 día
10.001 a 15.000	3	1 mes	650.001 a 700.000	70	1 día
15.001 a 20.000	4	1 mes	700.001 a 750.000	75	1 día
20.001 a 25.000	5	2 semanas	750.001 a 800.000	80	1 día
25.001 a 30.000	6	2 semanas	800.001 a 850.000	85	1 día
30.001 a 35.000	7	2 semanas	850.001 a 900.000	90	1 día
35.001 a 40.000	8	2 semanas	900.001 a 950.000	95	1 día
40.001 a 45.000	9	2 semanas	950.001 a 1.000.000	100	1 día
45.001 a 50.000	10	4 días	1.000.001 a 1.100.000	110	1 día
50.001 a 55.000	11	4 días	1.100.001 a 1.200.000	120	1 día
55.001 a 60.000	12	4 días	1.200.001 a 1.300.000	130	1 día
60.001 a 65.000	13	4 días	1.300.001 a 1.400.000	140	1 día
65.001 a 70.000	14	4 días	1.400.001 a 1.500.000	150	1 día
70.001 a 75.000	15	4 días	1.500.001 a 1.600.000	160	1 día
75.001 a 80.000	16	4 días	1.600.001 a 1.700.000	170	1 día
80.001 a 85.000	17	4 días	1.700.001 a 1.800.000	180	1 día
85.001 a 90.000	18	4 días	1.800.001 a 1.900.000	190	1 día
90.001 a 95.000	19	4 días	1.900.001 a 2.000.000	200	1 día
95.001 a 100.000	20	4 días	2.000.001 a 2.200.000	220	1 día
100.001 a 120.000	21	2 días	2.200.001 a 2.400.000	240	1 día
120.001 a 140.000	22	2 días	2.400.001 a 2.600.000	260	1 día
140.001 a 160.000	23	2 días	2.600.001 a 2.800.000	280	1 día
160.001 a 180.000	24	2 días	2.800.001 a 3.000.000	300	1 día
180.001 a 200.000	25	2 días	3.000.001 a 3.500.000	350	1 día
200.001 a 220.000	26	2 días	3.500.001 a 4.000.000	400	1 día
220.001 a 240.000	27	2 días	4.000.001 a 4.500.000	450	1 día
240.001 a 260.000	28	2 días	4.500.001 a 5.000.000	500	1 día
260.001 a 280.000	29	2 días	5.000.001 a 5.500.000	550	1 día
280.001 a 300.000	30	2 días	5.500.001 a 6.000.000	600	1 día
300.001 a 320.000	32	1 día	6.000.001 a 6.500.000	650	1 día
320.001 a 340.000	34	1 día	6.500.001 a 7.000.000	700	1 día
340.001 a 360.000	36	1 día	7.000.001 a 7.500.000	750	1 día
360.001 a 380.000	38	1 día	7.500.001 a 8.000.000	800	1 día
380.001 a 400.000	40	1 día	8.000.001 a 8.500.000	850	1 día
400.001 a 420.000	42	1 día	8.500.001 a 9.000.000	900	1 día
420.001 a 440.000	44	1 día	9.000.001 a 9.500.000	950	1 día
440.001 a 460.000	46	1 día	9.500.001 a 10.000.000	1000	1 día
460.001 a 480.000	48	1 día	10.000.001 a 11.000.000	1100	1 día
480.001 a 500.000	50	1 día	11.000.001 a 12.000.000	1200	1 día
500.001 a 550.000	55	1 día			

Fuente de información: Ministerio Salud Pública de los Estados Unidos de Norteamérica

Se deberán redondear el número de muestras mensuales, que corresponde a una determinada población, de acuerdo con la siguiente regla:

Para población inferior a 25.000 habitantes aproximación a 1

Para población de 25.001 a 100.000 habitantes aproximación a 5

Para población de 100.001 a 2.000.000 de habitantes aproximación a 10

Para población de más de 2.000.001 aproximación a 25

Tabla 32. Número mínimo de muestras y frecuencia de muestreo para análisis microbiológico en el agua en la red de distribución

Conjuntamente con las muestras destinadas al examen microbiológico se deben extraer otras para el análisis de los otros parámetros con los que se podrá evaluar la eficacia del tratamiento al que se ha sometido el agua. Además, se debe determinar, in-situ, en todos los puntos de extracción, la concentración de desinfectante residual (cloro, etc.).

Los análisis físico-químicos a efectuar dependerán del origen del agua o de la calidad de la fuente de provisión, de la eficacia del tratamiento a que se ha sometido la misma, etc. Cualquiera sea el caso, se deberá efectuar, en forma rutinaria, la determinación de desinfectante residual, pH y turbiedad.

El operador del servicio, por decisión propia o por disposición del ente regulador, podrá incluir otros componentes del agua que sean relevantes para la calidad de la misma y del servicio.

2.10. MÉTODOS PARA LAS DETERMINACIONES DE LABORATORIO

En el Documento Técnico N° 3 Norma de Calidad para el Agua de Bebida de Suministro Público del COFES, se indican los métodos analíticos de referencia para los distintos parámetros a analizar. Se aconseja tomar en cuenta las últimas ediciones de los documentos indicados, cuando corresponda. Las referencias principales son las siguientes:

- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - APHA - AWWA - WEF, 18 th Edition, 1992.
- Métodos de Análisis para Agua de Bebida y Agua de Fuente de Provisión-U.S.EPA Serie 500, 1994.
- Manual Métodos de Análisis para Agua Potable - OSN, 1958.

Por descartado se aconseja tomar en cuenta en la práctica las últimas ediciones de estos textos, cuando corresponda.

En el punto Laboratorio Tipo se proporciona mayor información acerca de los métodos analíticos para las determinaciones de laboratorio.

2.11. DEFINICIONES Y ABREVIATURAS

Cancerígeno (Carcinógeno): Causante de un crecimiento incontrolado de células (neoplasma), con tendencia invasiva y difusiva (metastasis). En algunos casos los neoplasmas pueden ser benignos. o de lento desarrollo, no invasivos y localizados.

Genotóxico: Cancerígenos cuya acción se inicia a nivel del ADN genético.

q_1^* : Factor de potencia carcinogénica (pendiente de la curva del modelo de extrapolación de la relación dosis-riesgo para sustancias cancerígenas).

Patógeno: Organismos que potencialmente pueden causar enfermedades.

AWWA- American Water Works Association

APHA-American Public Health Association

CAA-Código Alimentario Argentino

CEE-Comunidad Económica Europea

CMA- Concentración Máxima Admisible

COFES-Consejo Federal de Entidades de Saneamiento

U.S.EPA-U.S.Environmental Protection Agency de los EE.UU.

FI- Factor de incertidumbre

IARC- Internacional Agency for Research on Cancer

IDA- Ingesta Diaria Aceptable

IDT-Ingesta Diaria Tolerable

OMS-Organización Mundial de la Salud

OSN- Obras Sanitarias de la Nación

SPD- Subproductos de la desinfección

THMs- Trihalometanos

TSD-Total de Sólidos Disueltos

VG- Valor Guía

WEF-Water Environment Federation

3. BIBLIOGRAFÍA

- Abramovich B., Carrera E., Lurá M.C., Haye M.; Cryptosporidium y Agua: Estudio de una asociación riesgosa- Ingeniería Sanitaria y Ambiental N°36-Enero-Febrero 1998
- Adam,K, Heath,R.G.M., Seynberg, M.C; Invertebrates as biomonitors of sand-filter efficiency, Water SA,Vol24 No.1,January 1998
- Alvaríño Flores, Lazcano Carreño; Aspectos Hidrobiológicos de Calidad de Aguas,XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambienta, Lima, Perú, noviembre 1998.
- Anvaria O., Normas de Calidad en Nuestro País, Revista Ingeniería Sanitaria y Ambiental N°9-Diciembre de 1992.
- Apuntes correspondientes al “IX Curso Internacional de Contaminación de Acuíferos”, México, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ingeniería, División de Educación Continua, 1997.
- AWWA, Frederick W. Pontius, editor técnico, Water Quality and Treatment, A handbook of Community Water Supplies, 4th Edition, McGraw Hill, 1990.
- AWWA-APHA-WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition, 1995.
- Bruchet A., Hochereau C.; Tastes and Odors in Natural Drinking Waters: Analytical and Monitoring Tools, Seminario Internacional sobre Identificación de Olores y Sabores en la Producción de Agua Potable, AIDIS, Córdoba, Argentina, 1998.
- Canadian Council of Resource and Environment Ministers, Canadian Water Quality Guidelines (1992).
- Código Alimentario Argentino Actualizado- De La Canal y Asociados S.R.L-1994.
- Deborah Chapman, editor, Water Quality Assessments, A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring, UNESCO, World Health Organization, United Nations Environment Programme, Chapman & Hall, 1992.
- EPA, Drinking Water Regulations and Health Advisories, EPA 822-R-96-001, February 1996.
- EUREAU, Drinking Water Directive 80/778/EC, Proposals for modification views of Eureau, JWater SRT-Aqua Vol 41,No.2,1992.
- Feachem R., Bradley D., Garelick H., Mara D.; Sanitation and Disease-Health Aspects of Excreta and Wastewater Management-World Bank-John Wiley and Sons, 1983.
- Fernícola N.; Criterios de Calidad para Agua, Aire y Alimento, Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, 1985.
- Gariboglio, M.A. Diagnóstico de biocorrosión e incrustación microbiológica en pozos. Ingeniería Sanitaria y Ambiental No. 28- Octubre de 1996.

- Geldreich E.E., Reasoner D.J.; Home Treatment Devices and Water Quality Drinking Water Microbiology, Editor Gordon A., Mc. Feters, Springer-Verlag, NewYork,1990.
- Gonzalez Infante A.; El Plancton de Las Aguas Continentales, Secretaría General Organización de Estados Americanos, Washington D.D, 1988.
- Hickman R., Thomann R., Manual de Evaluación y Manejo de Sustancias Tóxicas en Aguas Superficiales – CEPIS/OMS, 1990.
- Holmes G., Singh B.R., Theodore L., Handbook of Environmental Management & Technology, John Wiley & Sons, Inc., 1993.
- Hydes,O. Monitoring gor Compliance, The Blue Pages, IWSA/AIDE,October 1998
- Imhoff R.R., Koppe P. y Nusch E.A., Principios para el manejo de sustancias tóxicas derivados de la experiencia con la gestión de la calidad del agua en la cuenca del Río Ruhr, Directrices para la Gestión de Lagos, Volumen 4, Gestión de las Sustancias Tóxicas en Lagos y Embalses, Capítulo 8, International Lake Environment Committee, PNUMA, 1997.
- Kazunori Kawakita, Tokyo's modern water system, Journal AWWA, Vol 90 N°11, Noviembre 1998.
- Levy Richard; Invertebrates and Associated Bacteria in Drinking Water Distribution Lines, Drinking Water Microbiology, Edited by Gordon A. Mc Feters, Springer- Verlag, N.York, 1990.
- Levy Richard; Ocurrance and Public Health Significance of Invertebrates in Drinking Water Systems , JAWWA, Sept. 1986.
- Lupi E., Ricci V. and Burrini D.; Recovery of bacteria in nematodes isolated from a drinking water supply, J. Water SRT-Aqua, Vol. 44, N°5, 1995.
- Mc Junkin Eugene, Agua y Salud Humana, OPS, Editorial Limusa, 1988.
- Metcalf & Eddy Inc. Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, and Reuse, Mc Graw-Hill (1991)
- Montgomery James, Water Treatment Principles and Design, John Wiley and Sons, Inc.1985,USA
- Mosto, Patricia , Presencia de hongos en sistemas de distribución de agua potable- revista Ingeniería Sanitaria y Ambiental N° 28 - Octubre 1996.
- Outwater, A., Water: A Natural History. Basic Books, Boston (1996).
- Palmer Mervin; Algas en los Abastecimientos de Agua, Editorial Interamericana S.A, 1962.
- Pedersen D.W., Luitweiler J.P., Torbin M., Working with the USDA to protect source water, Journal AWWA, Vol 90 N°11, Noviembre 1998.
- Pontius,F.W. Future Directions in water quality regulations, Journal AWWA, March 1997.
- Stuetz R.M., White M., Fenner R.A; Use of an electronic nose to detect tainting compounds in raw and treated potable water, J Water SRT-Aqua Vol. 47 N° 5, 1998.

- Suffet I.H, Mallevialle J.; Taste and Odor Problems in Raw and Finished Drinking Water, Seminario Internacional sobre Identificación de Olores y Sabores en la Producción de Agua Potable, AIDIS, Argentina, Córdoba, 1998.
- Swedish Environmental Protection Agency, Quality Criteria for Lakes and Watercourses, 1991.
- Thomann R., Mueller John A., Principles of Surface Water Quality Modeling and Control, Harper Collins Publishers, 1987.
- U.S. EPA; Integrated Risk Information System (IRIS), dirección de internet www.epa.gov, 1999.
- United States Agency For International Development, U S Army Corps Of Engineers, U S Department Of Agriculture, Us Environmental Protection Agency, Us Geological Survey, Protection Of The Quality And Supply Of Freshwater Resources, Country Report, International Conference on Water and the Environment, Development issues for the 21st Century, 1992.
- U.S.EPA, Water Quality Standards Handbook: Second Edition, Appendix A, Water Quality Standards Regulation, 1994.
- Vazquez Helio P.; Microbiología de Aguas. Apuntes de la Cátedra de Ingeniería Sanitaria. Facultad de Ciencias Exactas e Ingeniería, 1986.
- WHO, Guidelines for drinking-water quality- Second Edition- Volume 2- Health criteria and other supporting information, Geneva, 1996
- WHO, Guidelines for drinking-water quality, Second Edition, Volume 1 - Recommendations, Geneva 1996.