

Riesgos biológicos y subproductos de la desinfección en el agua de bebida

Danilo Rios



El presente trabajo se deriva de la tesis elaborada por el Ing. Danilo Ríos, para la obtención del grado de Magíster en Ingeniería Ambiental, de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de la República Oriental del Uruguay, titulada: «**Balance entre Riesgos Biológicos y Químicos Generados en la Desinfección del Agua de Bebida**», tutelada por el Ing. Juan Pablo Schifini

Agradecimientos:

A mi director de tesis Ing. Juan Pablo Schifini, por el apoyo académico recibido, y por el tiempo invertido desinteresadamente, durante casi de dos años en la preparación de este trabajo

A la Administración de las Obras Sanitarias del Estado (OSE) y a la Facultad de Ingeniería de la Universidad de la República Oriental del Uruguay, por haberme dado la oportunidad de trabajar en el campo del agua potable

Danilo Ríos

PROLOGO

A partir del descubrimiento por el químico holandés Rook en 1974 de la interacción entre el cloro residual libre y la materia orgánica, una serie de cambios en el enfoque del tratamiento de agua se produjo en el mundo.

El color, que en las décadas anteriores se consideraba como un parámetro puramente estético, se convirtió en un contaminante de consideración, razón por la cual se buscó la manera de removerlo a límites muy bajos por medio de coagulación avanzada o súper coagulación, como método mandatario para los casos de alto contenido de orgánicos, ya que estos no sólo interfieren con el proceso de aglutinación de partículas, en especial en presencia de coloides hidrofóbicos provenientes de los ácidos no-húmicos de los desagües domésticos e industriales, sino también en el transporte del agua, al crear biopelículas dentro de las tuberías de las redes urbanas, capaces de albergar microorganismos patógenos y disminuir el flujo normal en ellos.

Este problema se hizo más complejo con el hallazgo de parásitos y virus en el agua, hasta cien veces más resistentes a los desinfectantes que las bacterias; lo cual forzó a bajar los límites permitidos sobre turbiedad del filtrado en las plantas de tratamiento muy por debajo de 1.0 UNT, en vista de la correlación directa existente entre número de partículas orgánicas y número de partículas inorgánicas.

Esta correlación llevó a los investigadores a descubrir que no es posible conseguir una remoción significativa del contenido de virus y parásitos, sino cuando se alcanzaban turbiedades del orden de 0.3 UNT o menos; y aún así, no se podía garantizar la eliminación total de dichos patógenos, cuya presencia se ha detectado en efluentes de plantas bien operadas con valores inferiores a 0.1 UNT de turbiedad.

Tal hecho hizo recaer en el proceso de desinfección, la mayor parte de la responsabilidad en la inactivación de esos microorganismos, los cuales en el caso del cloro, sólo se consiguen eliminar con un residual libre a pH bajo, a fin de obtener en el agua suficiente concentración de ácido hipocloroso, el único germicida capaz de hacer su trabajo en un tiempo de contacto relativamente razonable, tiempo que debe proveerse en cámaras de contacto apropiadas, a

fin de darle suficiente permanencia en el agua, antes de proceder a la alcalinización del efluente.

De lo anterior se deduce que las plantas de tratamiento actuales deben contar con un enfoque distinto al prevalente en las décadas pasadas. Este enfoque es sin duda más sofisticado y posiblemente más costoso que el tradicional y requiere de una operación más cuidadosa.

Sin embargo, la mayoría de los países con alto grado de desarrollo económico y social ya lo tienen implementado; no así la América Latina, donde todavía, en algunos casos, perviven conceptos abolidos que conducen a conservar parámetros de calidad riesgosos para la salud, pues con ellos no se puede producir agua verdaderamente potable dentro de los estándares actuales.

De aquí la importancia del presente libro del Ingeniero Danilo Ríos, quién no ha ahorrado esfuerzos en recopilar una valiosa información que le ha servido para presentar un amplio panorama de los avances e investigaciones realizadas en el mundo, en el campo del tratamiento de agua durante las últimas décadas, poniendo así al alcance del público latinoamericano un enjundioso acopio de conocimientos de la mayor utilidad para quienes nos interesamos en el tema, y queremos que la población de nuestro continente reciba el agua que se merece.

El presente texto debe, por eso, ser de lectura obligada para diseñadores, estudiantes, profesores, legisladores, funcionarios encargados de la vigilancia u operación de los servicios públicos y demás personal con un interés específico en la calidad del agua, ya que está escrito en una forma clara, concisa y asequible a un amplio público.

Todos quedamos en deuda con el Ingeniero Danilo Ríos, y con su director de tesis Ingeniero Juan Pablo Schifini por esta contribución al progreso social y sanitario de nuestro continente.

Ing. Jorge Arboleda Valencia

INDICE

1 INTRODUCCIÓN	15
2 OBJETIVOS DEL TRABAJO	19
3 GUÍAS Y NORMAS DE CALIDAD DEL AGUA	21
3.1 Guías para la calidad del agua de bebida de la Organización Mundial de la Salud	21
3.2 Reglamentos y Estándares de calidad del agua de bebida	24
4 IDENTIFICACIÓN DE RIESGOS BIOLÓGICOS	25
4.1 Los riesgos biológicos en el agua de bebida	25
4.2 Bacterias	29
4.2.1 Aeromonas	32
4.2.2 Acinetobacter	33
4.2.3 Campylobacter	35
4.2.4 Escherichia coli	36
4.2.5 Legionella	38
4.2.6 Pseudomona	41
4.2.7 Salmonella	43
4.2.8 Shigella	45
4.2.9 Vibrio Cholerae	46
4.3 Virus	48
4.3.1 Enterovirus	49
4.3.2 Rotavirus	51
4.3.3 Virus de la Hepatitis «A»	53
4.3.4 Virus de Norwalk	55
4.4 Protozoarios	56
4.4.1 Cryptosporidium	58
4.4.2 Entamoeba Histolytica	64
4.4.3 Giardia	67
4.5 Helmintos	70
4.6 Persistencia de los patógenos en el agua	72
4.7 Indicadores de la contaminación microbiana del agua	74
4.7.1 Escherichia coli	74
4.7.2 Bacterias coliformes termo resistentes	74
4.7.3 Bacterias coliformes totales	75

4.7.4	Conteo de Heterotróficos	75
4.7.5	Estreptococos fecales	76
4.7.6	Colifagos	76
5	REDUCCIÓN DE RIESGOS BIOLÓGICOS	77
5.1	Remoción / inactivación de patógenos	77
5.2	Remoción de patógenos	81
5.2.1	Efectividad de los procesos convencionales de potabilización en la remoción de Patógenos	81
5.2.2	Relación entre remoción de Turbiedad vs. Patógenos	84
5.3	Inactivación de patógenos por medios físicos	87
5.3.1	Desinfección con luz ultravioleta	87
5.3.2	Desinfección con Luz Solar	94
5.3.3	Calor	95
5.4	Inactivación de patógenos con agentes químicos	96
5.4.1	Principales condiciones que deben cumplir los desinfectantes ..	97
5.4.2	Otras aplicaciones de los desinfectantes químicos	97
5.4.3	Cinética de la desinfección	98
5.4.4	Tiempo de contacto durante la desinfección	101
5.4.5	Desinfección con cloro	103
5.4.6	Desinfección con cloraminas	115
5.4.7	Desinfección con ozono	118
5.4.8	Desinfección con dióxido de cloro	125
5.5	Guías y Reglamentos para Riesgos Biológicos	128
5.5.1	Aspectos microbianos en las Guías de Calidad de Aguas de la Organización Mundial de la Salud	129
5.5.2	Regulaciones primarias de la EPA relativas a contaminantes microbiológicos	129
5.5.3	Reglamentos de la calidad microbiológica del agua en Uruguay	130
5.5.4	Reglamentos de la calidad microbiológica del agua en algunos países de América	133
6	IDENTIFICACIÓN DE RIESGOS QUÍMICOS ASOCIADOS A LA DESINFECCIÓN	135
6.1	Los riesgos químicos asociados a la desinfección en el agua de bebida	135
6.2	Trihalometanos	138
6.3	Ácidos Acéticos Halogenados	139

6.4 Efecto de los precursores en la formación de subproductos	140
6.4.1 Efecto de la Materia Orgánica Natural en la formación de subproductos de la desinfección	140
6.4.2 Efecto de las Algas en la formación de subproductos	143
6.4.3 Efecto del ion bromuro en la formación de subproductos	143
6.4.4 Efecto de los parámetros de calidad de aguas en la formación de subproductos	144
6.5 Modelación matemática de subproductos de la desinfección	146
6.5.1 Factores que afectan la formación de DBPs	146
6.5.2 Modelos matemáticos para predicción de trihalometanos	146
6.5.3 Modelos matemáticos para predicción de HAAs	149
6.5.4 Modelos para predicción de subproductos de la ozonización	150
7 REDUCCIÓN DE LOS RIESGOS QUÍMICOS	153
7.1 Aspectos Generales	153
7.2 Remoción de precursores mediante procesos convencionales	153
7.3 Coagulación acentuada	155
7.4 Preoxidación	160
7.5 Adsorción en carbón activado	162
7.6 Biofiltración	167
7.7 Filtración en membranas	172
7.8 Guías y Reglamentos para Riesgos Químicos	176
7.8.1 Subproductos de la Desinfección en las Guías de Calidad de Aguas de la Organización Mundial de la Salud	176
7.8.2 Regulaciones primarias de la EPA relativas a Subproductos de la Desinfección	177
7.8.3 Reglamentos para Subproductos de la Desinfección en Uruguay	177
7.8.4 Reglamentación de Subproductos de la Desinfección en algunos países de América	178
8 CONCLUSIONES	179
9 REFERENCIAS	183

INDICE DE TABLAS

Tabla 4.1.1	<i>Principales características de los tres grupos de organismos responsables de los Riesgos Biológicos.</i>	26
Tabla 4.1.2	<i>Casos de enfermedad en Estados Unidos en el período 1991-1998, según etiología de los brotes epidémicos.</i>	27
Tabla 4.1.3	<i>Causas de enfermedades transmitidas por el agua en los EEUU.</i>	27
Tabla 4.2.1	<i>Enfermedades causadas por Bacterias.</i>	30
Tabla 4.2.2	<i>Efecto de la temperatura sobre la actividad de Legionella.</i>	40
Tabla 4.4.1	<i>Especies de Cryptosporidium.</i>	58
Tabla 4.4.2	<i>Brotos y casos de Cryptosporidiosis en Inglaterra y Gales de 1983 a 1997</i>	62
Tabla 4.5.1	<i>Enfermedades causadas por Helmintos</i>	71
Tabla 4.6.1	<i>Características de infecciocidad y persistencia en el agua de los Microorganismos.</i>	73
Tabla 5.1.1	<i>Requerimientos de SWTR para remoción / inactivación de Giardia y Virus en los sistemas de tratamiento.</i>	79
Tabla 5.1.2	<i>Eficiencia requeridas en remoción de Giardia y Virus en Sistemas de Tratamiento, que cumplen con el criterio de remoción de turbiedad</i>	79
Tabla 5.1.3	<i>Criterios de turbiedad del agua filtrada en sistemas de tratamiento.</i>	80
Tabla 5.1.4	<i>Remoción/inactivación de Cryptosporidium.</i>	81
Tabla 5.2.1	<i>Remoción de Giardia y Virus mediante los procesos de Tratamiento.</i>	82
Tabla 5.2.2	<i>Reducción de microorganismos patógenos en distintos procesos de Tratamiento.</i>	83
Tabla 5.2.3	<i>Reducción acumulada de Coliformes fecales en una planta potabilizadora convencional de filtración rápida.</i>	84
Tabla 5.2.4	<i>Brotos de criptosporidiosis vs. Turbiedad del agua filtrada</i>	85
Tabla 5.3.1	<i>Absorbancia y transmitancia para distintas fuentes de agua bruta.</i>	90
Tabla 5.3.2	<i>Resistencia térmica de microorganismos.</i>	95
Tabla 5.4.1	<i>Coeficientes de Baffle.</i>	102
Tabla 5.4.2	<i>Constante de ionización del cloro.</i>	106
Tabla 5.4.3	<i>Distribución de OCl⁻ y HOCl en función del pH del agua</i>	106
Tabla 5.4.4	<i>Eficiencia desinfectante relativa de las distintas especies de cloro residual.</i>	111
Tabla 5.4.5	<i>Valores de C*T para inactivación de virus con cloro libre.</i>	114
Tabla 5.4.6	<i>Valores de C*T para 99,9 % (3-log) de inactivación de quistes de Giardia a 15°C.</i>	114
Tabla 5.4.7	<i>Valores de C*T (mg/l*min), para inactivación de Virus con cloraminas.</i>	117

Tabla 5.4.8	Valores de C*T (mg/l*min), para inactivación de quistes de <i>Giardia</i> con cloraminas, pH 6-9.	118
Tabla 5.4.9	Principales aplicaciones del ozono.	121
Tabla 5.4.10	Valores de C*T para inactivación de Virus con Ozono	123
Tabla 5.4.11	Valores de C*T para inactivación de <i>Giardia</i> con Ozono... ..	124
Tabla 5.4.12	Requerimientos de ozonización para 2-log de inactivación de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	124
Tabla 5.4.13	Valores de C*T para inactivación de Virus con Dióxido de Cloro, pH 6-9.....	127
Tabla 5.4.14	Valores de C*T para inactivación de <i>Giardia</i> con Dióxido de Cloro, pH 6-9	128
Tabla 5.5.1	Valores Guía para verificación de la calidad microbiológica... ..	129
Tabla 5.5.2	Regulaciones primarias de la EPA relativas a Contaminantes Microbiológicos	130
Tabla 5.5.3	Resumen mensual de análisis bacteriológicos en el Uruguay, enero – diciembre de 2004	132
Tabla 5.5.4	Lista de países que adoptan las Guías de la OMS como reglamento de calidad del agua de bebida	133
Tabla 5.5.5	Comparación entre Reglamentos de Calidad Microbiológica del Agua para consumo humano en algunos países de América	133
Tabla 5.5.6	Portaria Nº 1469 del Ministerio de Salud de Brasil.....	134
Tabla 6.1.1	Subproductos de la desinfección.	137
Tabla 6.4.1	Efecto del TOC en la formación de THM	142
Tabla 6.4.2	Efecto del pH en la formación de subproductos	144
Tabla 6.4.3	Efecto del pH y el tiempo de reacción en la formación de subproductos en dos sistemas que utilizan cloraminas	145
Tabla 6.5.1	Coeficientes para predicción de trihalometanos según modelo de Amy y col.	149
Tabla 7.2.1	Remoción de Carbono Orgánico Total en la Planta de Aguas Corrientes	155
Tabla 7.3.1	Remoción requerida de TOC por «coagulación acentuada» para sistemas convencionales de aguas superficiales	156
Tabla 7.3.2	Valores de pH de referencia.	157
Tabla 7.3.3	Dosis equivalente «a sulfato de aluminio» de coagulantes metálicos	157
Tabla 7.4.1	Efecto de la precloración en la formación de THM	160
Tabla 7.4.2	Resultado de ensayo de Jarras con permanganato de potasio como ayudante de coagulación	161
Tabla 7.5.1	Remoción de precursores de THMs en columna de GAC... ..	164
Tabla 7.5.2	Efecto del Tiempo de Contacto de Lecho Vacío (EBCT) en las curvas de traspaso de THMFP.. ..	166
Tabla 7.5.3	Incremento en la remoción de THMFP con la dosificación de PAC en distintas etapas del proceso, respecto a la remoción sin dosificar PAC.....	166

Tabla 7.6.1	<i>Efecto de la ozonización en la remoción de TOC por oxidación química y posterior biodegradación para diferentes fuentes de agua.</i>	168
Tabla 7.6.2	<i>Remoción de AOC en biofiltros de carbón activado.</i>	169
Tabla 7.6.3	<i>Remoción de HAA5 en biofiltros de GAC.</i>	169
Tabla 7.6.4	<i>Efecto de la biofiltración en la especiación de DBPs...</i>	170
Tabla 7.6.5	<i>Experiencias con procesos de remoción biológica de carbono orgánico en plantas de potabilización de aguas.</i>	170
Tabla 7.7.1	<i>Aplicaciones de las membranas en Potabilización de Aguas.</i>	172
Tabla 7.7.2	<i>Relación de recuperación en membranas.</i>	173
Tabla 7.7.3	<i>Remoción de TOC por microfiltración y ultrafiltración, con tratamiento previo de adsorción en carbón activado.</i>	173
Tabla 7.7.4	<i>Remoción de precursores de trihalometanos mediante microfiltración y ultrafiltración.</i>	174
Tabla 7.7.5	<i>Remoción de compuestos orgánicos y precursores de THM y HAAs mediante nanofiltración.</i>	174
Tabla 7.7.6	<i>Reducción de precursores mediante nanofiltración.</i>	175
Tabla 7.7.7	<i>Remoción de bromuros por nanofiltración.</i>	175
Tabla 7.8.1	<i>Valores Guía para Desinfectantes y Subproductos de la Desinfección</i>	176
Tabla 7.8.2	<i>Regulaciones de la EPA para Subproductos de la Desinfección...</i>	177
Tabla 7.8.3	<i>Niveles máximos permitidos por la EPA para Desinfectante Residual.</i>	177
Tabla 7.8.4	<i>Comparación entre Reglamentos de Calidad de Agua para consumo humano en algunos países de América, para desinfectante residual y DBPs.</i>	178

INDICE DE FIGURAS

Figura 5.3.1	<i>Espectro electromagnético</i>	88
Figura 5.3.2	<i>Dosis requeridas para inactivación de MS-2 colifagos</i>	91
Figura 5.4.1	<i>Coeficientes de baffle en depósitos convencionales</i>	102
Figura 5.4.2	<i>Curva de punto de quiebre teórica</i>	108
Figura 5.4.3	<i>Distribución de cloraminas y cloro libre.</i>	109
Figura 6.4.1	<i>Efecto de la Materia Orgánica Natural en la formación de HAA5 y TTHM</i>	142
Figura 7.3.1	<i>Coagulación acentuada.</i>	159
Figura 7.5.1	<i>Isoterma de Adsorción.</i>	163
Figura 7.5.2	<i>Curvas de traspaso para dos tipos de carbón activado diferentes</i>	165

ANEXOS

Anexo 1 *Normas de Calidad de Aguas Potables de la Administración de las Obras Sanitarias del Estado* 195

Anexo 2 *Estándares Primarios y Secundarios de Calidad de Agua de Bebida de la Environmental Protection Agency de los Estados Unidos de América* 207

INTRODUCCIÓN

Desde que Hipócrates aconsejó a las personas que hirvieran y filtraran el agua 400 A.C. hasta el presente, el principal objetivo perseguido al tratar el agua para consumo humano ha sido combatir los microorganismos patógenos causantes de enfermedades de transmisión hídrica.

Si bien las preocupaciones actuales por la calidad del agua tienen básicamente el mismo enfoque, el desarrollo científico y tecnológico ha llevado a la identificación de otros riesgos.

Los riesgos asociados a la ingesta de agua se pueden clasificar en:

- Riesgos biológicos, debidos a Bacterias, Virus, Protozoarios y Helmintos (*)
- Riesgos químicos, debidos a Sustancias Químicas presentes en el agua o introducidas como deshechos (descargas líquidas o productos de arrastre), Toxinas liberadas por algas y Subproductos de la desinfección (Disinfection By Products, DBPs).

(*) Los Helmintos, o gusanos parásitos, son organismos que pasan parte de su ciclo vital en el agua y otra parte como parásitos de animales. Las infecciones generalmente se dan por contacto con la piel, por lo que habitualmente se los clasifica como organismos que causan enfermedades «con base en el agua».

La desinfección del agua es un proceso que tiene como objetivo volver inactivo al agente biológico contaminante, y generalmente es la etapa final de de una serie de procesos unitarios que tienen lugar en una planta potabilizadora convencional de aguas superficiales.

Excluyendo otras posibilidades de desinfección a nivel doméstico, en los sistemas de abastecimiento de agua este proceso se puede efectuar a través de agentes físicos, como la radiación de luz ultravioleta, y especialmente mediante la dosificación de agentes químicos, particularmente el cloro y el ozono.

La dosificación de un agente químico con fines de desinfección en el agua, puede traer como consecuencia que, al reaccionar con ciertos compuestos orgánicos, se propicie la formación de productos secundarios de la desinfección (DBPs), muchos de los cuales se han identificado como potencialmente perjudiciales para la salud humana.

Estos productos secundarios pueden ser considerados como riesgos químicos derivados del proceso de desinfección, al generarse exclusivamente por la reacción de los desinfectantes con sustancias presentes naturalmente en el agua. Su existencia es por lo tanto consecuencia de una acción que tiene como objetivo inactivar los contaminantes biológicos.

Además de los DBPs existen otras categorías de riesgos químicos, no menos importantes, como los productos generados por cierto tipo de algas que pueden desarrollarse en las fuentes de agua superficiales (toxinas).

La desinfección del agua potable es un proceso muy vinculado a la salud, que si se lleva a cabo en forma confiable resulta en la disminución de la mayor parte de las enfermedades de transmisión hídrica, pero debe hacerse en forma tal que no introduzca riesgos adicionales por el uso inadecuado de los productos químicos dosificados.

El agente desinfectante normalmente utilizado en América Latina y en la mayoría de los países en desarrollo es el cloro, que continúa desempeñando una función primordial en la reducción y el control de estas enfermedades que hoy día siguen siendo una preocupación en muchos países.

Actualmente, efectuar un balance entre los riesgos biológicos asociados a la ingesta de agua, y los riesgos químicos que derivan del uso de los desinfectantes, es una tarea necesaria y una nueva variable a tener en cuenta en el diseño y operación de los sistemas de potabilización.

En Uruguay los riesgos biológicos tradicionales asociados al agua potable se han minimizado, en cambio poco avance se ha tenido en cuanto a la consideración de los riesgos químicos derivados de la desinfección, y al control de toxinas liberadas por algas en las plantas de tratamiento.

Por otra parte las principales preocupaciones de los servicios de agua en los países desarrollados giran en torno a riesgos biológicos de desarrollo reciente como los provocados por protozoarios tales como Giardia y Cryptosporidium, y a los riesgos químicos. No ocurre lo mismo en los países en desarrollo en los cuales se considera a los DBPs en un segundo plano, y, a pesar de que frecuentemente se enfrentan problemáticas asociadas con algas (principalmente cianobacterias) y sus toxinas, no existe una difusión suficiente en cuanto a las tecnologías para su tratamiento.

En Estados Unidos como en la mayoría de los países europeos la percepción social y política de los riesgos químicos debidos al uso del cloro ha generado inquietudes para abandonar los métodos tradicionales de desinfección mediante cloro y dar paso a otros métodos más costosos tales como la ozonización. Si bien el ozono, y otros desinfectantes químicos como el dióxido de cloro y las cloraminas producen también DBPs, estos no han sido por ahora fehacientemente estudiados.

Existen fuertes divergencias a nivel de la comunidad científica acerca del grado de riesgo que implican los procesos de desinfección y sus subproductos, particularmente los relacionados con la cloración. Ciertas investigaciones epidemiológicas avalan (Corey, 1994) la existencia de compuestos potencialmente carcinogénicos en el agua desinfectada con cloro, en especial en cuanto al cáncer de colon, vejiga y recto. En 1976 el Instituto Nacional del Cáncer de EEUU identificó al cloroformo (principal componente de los trihalometanos, subproducto de la cloración) como producto carcinógeno (Reiff, 1994).

En cambio una recopilación de resultados de 30 investigaciones epidemiológicas que buscaban asociación entre la exposición a DBPs y cáncer, dieron resultados inconsistentes para cáncer de colon y recto, y cierta asociación para cáncer de vejiga (Sinclair Martha, 2001)

El objetivo de un sistema de potabilización de aguas superficiales debe ser **eliminar los riesgos biológicos minimizando los riesgos químicos derivados de la desinfección**, y sobre la base de este concepto se deben operar los sistemas de tratamiento, e introducir las mejoras y modificaciones requeridas para el cumplimiento del mismo.

Se puede hacer un paralelismo entre el equilibrio de los riesgos microbianos y químicos (efectos secundarios) que el médico realiza en el tratamiento de las enfermedades infecciosas y parasitarias, con el balance que necesariamente hoy debe realizarse al dosificar productos químicos al agua con el objetivo de inactivar microorganismos patógenos, al generarse por esta acción los DBPs, que podrían ser considerados «efectos secundarios» y afectar la salud de la población expuesta (Otterstetter, 1994).

Desde el punto de vista científico se tiene en general suficiente conocimiento sobre las consecuencias de un uso inadecuado de los desinfectantes, en particular del cloro. Pero si bien en muchos casos las normativas existen, no se ha logrado llegar a que las Empresas Operadoras de Sistemas de Agua Potable, sean públicas o privadas, actúen en consecuencia implementando medidas que minimicen la formación de los Subproductos de la Desinfección.

Pero el conocimiento de los riesgos químicos no debe inducir al temor por el uso del cloro, por el hecho de que las prioridades hoy en muchas partes del mundo se encuentran claramente orientadas a combatir los riesgos biológicos. Particularmente en América existen millones de personas que consumen agua sin desinfección o con desinfección insuficiente.

Las «Guías para la Calidad del Agua de la Organización Mundial de la Salud» destacan en esta materia:

«Ha de señalarse que la utilización de desinfectantes químicos para tratar el agua da lugar, por lo común, a la formación de productos químicos secundarios, algunos potencialmente peligrosos. No obstante, los riesgos que esos productos representan para la salud son extremadamente pequeños en comparación con los que supone una desinfección insuficiente, y es importante que el intento de controlar los productos secundarios de ese tipo no ponga en peligro la eficacia de la desinfección» (World Health Organization, 1995)

El permanente debate acerca de los riesgos biológicos y químicos dificulta en muchos casos la definición de una orientación clara con respecto a los pasos futuros a seguir en el mejoramiento de la calidad del agua de bebida.

En el Uruguay, si bien en cuanto a reglamentos de calidad de agua de bebida se está un escalón por abajo de los niveles de exigencia que rigen en otros países de América Latina, se brinda desinfección en la totalidad de los servicios de agua potable, no se prestan servicios de aguas superficiales sin filtración, y se han minimizado los brotes epidémicos y enfermedades aisladas producidas por riesgos biológicos asociados a la ingesta de agua.

En otras regiones de América Latina y El Caribe, en donde incluso existen reglamentos de calidad de agua más exigentes, modernos y jurídicamente más ordenados, no se ha logrado evitar que las enfermedades de transmisión hídrica sean una preocupación permanente de las autoridades sanitarias.

Considerando los riesgos biológicos como prioridad, en los sistemas de potabilización convencionales de aguas superficiales es posible mejorar la calidad del agua de bebida introduciendo modificaciones en los procedimientos de operación y control, con el objetivo de reducir en parte los riesgos químicos asociados a la desinfección.

OBJETIVOS DEL TRABAJO

El objetivo del trabajo es realizar una puesta al día de los conocimientos sobre los riesgos biológicos asociados a la ingesta de agua, y sobre los riesgos químicos derivados de los procesos de desinfección, así como de los procedimientos empleados para su prevención y reducción en los sistemas de potabilización.

GUÍAS Y NORMAS DE CALIDAD DEL AGUA

La calidad del agua que se libra al consumo es uno de los aspectos que siempre debe ser motivo de preocupación para los técnicos y autoridades que trabajan en el campo del agua potable, no solamente bajo la óptica de que obligatoriamente deben cumplirse los reglamentos que regulan en la materia, sino pensando además en brindar a la población un producto sano y saludable, vital para el desarrollo de todas las actividades humanas.

Atendiendo a ese objetivo es que se debe promover la redacción de las leyes, regulaciones y estándares de calidad de agua de carácter nacional, tomando como base las «Guías para la Calidad del Agua Potable» de la Organización Mundial de la Salud.

3.1 Guías para la calidad del agua de bebida de la Organización Mundial de la Salud

Hasta la publicación de la Primera Edición de las «Guías para la Calidad del Agua Potable» en 1983/84, la OMS publicaba «Estándares Internacionales de Calidad de Agua» (1958, 1963 y 1971).

En su tercera y última edición del año 2004, se resalta el principal objetivo de las «Guías para la Calidad del Agua Potable» como «la protección de la Salud Pública», proporcionando una base para la elaboración de Reglamentos de carácter nacional que, debidamente aplicados, aseguren la inocuidad del agua mediante la eliminación o reducción a una concentración mínima de los componentes peligrosos para la salud (World Health Organization, 2004).

Ha de ponerse en relieve que los «valores guías» recomendados para los contaminantes no son de cumplimiento obligatorio, para establecer límites de este tipo, es necesario considerar esos valores en el contexto de las condiciones locales o nacionales de carácter ambiental, social, económico y cultural (World Health Organization, 1995; World Health Organization, 2004).

La principal razón de que no se preconice la adopción de regulaciones obligatorias internacionales para la calidad del agua de bebida radica en las ventajas que presenta, para el establecimiento de reglamentaciones nacionales, la aplicación de un enfoque basado en la relación riesgo-beneficio, ya que un

enfoque de este tipo permite adoptar reglamentaciones fáciles de aplicar y hacer cumplir (World Health Organization, 1995; World Health Organization, 2004).

En muchos países en desarrollo los «riesgos» que pueden ocasionar los subproductos de la desinfección sobre la salud de los consumidores deben despreciarse en su comparación con los riesgos biológicos. En consecuencia el «beneficio» de su tratamiento será mínimo, debiéndose enfocar los recursos a combatir aquellos riesgos (riesgos biológicos) que tienen mayor incidencia sanitaria.

El agua de bebida segura, como está definida por las Guías, es aquella que no representa ningún riesgo significativo para la salud, durante «una vida de consumo». Es recomendable que los hábitos domésticos básicos tales como la higiene personal, se realicen con agua que cumpla los mismos requisitos. Las Guías deben ser aplicadas también al hielo y agua embotellada con destino al consumo humano. Sin embargo, puede requerirse agua de calidad superior para algunos propósitos especiales, como la diálisis renal, limpieza de lentes de contacto, o para la producción de alimentos en casos especiales.

Puede haber también requisitos especiales para personas que padecen de inmunodepresión, como hervir el agua, debido a su susceptibilidad extrema a organismos que normalmente no son de preocupación a través del agua de bebida.

Desde la finalización de la segunda edición de las Guías en 1993/97 ha habido varios eventos que han resaltado la importancia de la calidad del agua de bebida y su incidencia en la salud, llevando a un mayor conocimiento de esa relación. Esto se refleja en la tercera edición de las «Guías para la Calidad del Agua Potable». Algunos de los conceptos vertidos en las mismas se indican a continuación:

«La experiencia ha mostrado que los riesgos microbianos continúan siendo la preocupación primaria para los países desarrollados y en desarrollo. Esta edición de las Guías incluye una significativa cobertura de este tema, resaltando la importancia del principio de las barreras múltiples y de protección de la fuente, aspectos ya considerados en las ediciones anteriores. Las Guías se acompañan por documentación técnica que describe los pasos y requisitos para garantizar la seguridad microbiana.»

Por no tener habitualmente efectos agudos, los contaminantes químicos representan un problema menos prioritario que los microbianos, cuyos efectos son, por lo general, agudos y generalizados. Se puede afirmar que los estándares químicos para el agua de bebida tienen una importancia secundaria cuando el agua está gravemente contaminada por microorganismos.»

Se incluye información revisada sobre muchos productos químicos no considerados previamente, tomando en cuenta información científica de reciente desarrollo, y en algunos casos se incluye menor cobertura, para aquellos productos en que la nueva información hace pensar en una prioridad menor.

Ha habido el reconocimiento de que algunos agentes químicos causan un gran impacto en la salud a través de la exposición al agua de bebida, estos incluyen fluoruro y arsénico. Otros productos químicos también pueden ser significativos en ciertas condiciones. Las Guías revisadas y las publicaciones asociadas proporcionan las pautas para identificar las prioridades locales en relación a los riesgos químicos».

Hay dos principios generales en torno a los «valores guía» establecidos por la Organización Mundial de la Salud:

Un valor guía representa la concentración de un parámetro que no produce ningún riesgo significativo para la salud del consumidor durante «una vida de consumo»

Cuando un valor guía se excede, no significa necesariamente que produce un efecto adverso en la salud, ni que el agua es impropia para el consumo. La cantidad y el período de tiempo en que, cualquier parámetro puede excederse de su valor guía sin afectar la salud, depende de la sustancia específica involucrada. Sin embargo, se debe señalar la necesidad de:

- investigar las causas de la desviación con el objetivo de adoptar medidas correctivas si es necesario
- consultar con la autoridad responsable de la salud pública. Se recomienda que cuando un valor guía se excede, la agencia de vigilancia (normalmente la autoridad responsable de la salud pública) debe aconsejar acerca de las acciones convenientes, teniendo en cuenta la toxicidad de la sustancia, la probabilidad y naturaleza de cualquier efecto adverso, la viabilidad de medidas terapéuticas.

Las «Guías» de calidad de aguas de bebida representan por lo tanto documentos de referencia mientras que los «Reglamentos» son de carácter jurídico, organizadas de acuerdo a la jurisprudencia interna de cada país.

La tercera edición de las «Guías para la Calidad de Agua Potable de la Organización Mundial de la Salud, OMS» editadas en el año 2003 y revisadas en el 2004, se encuentra disponible en (www.who.int).

3.2 Reglamentos y Estándares de calidad del agua de bebida

Las «Guías para la Calidad de Agua Potable de la OMS» deben ser interpretadas por cada país para la redacción de sus Reglamentos, para el establecimiento de regulaciones en materia de uso del agua y/o potabilización, y para definir sus programas de protección de fuentes de agua destinadas al consumo humano, de acuerdo con sus recursos disponibles.

Particularmente en el contexto de la realidad actual del Uruguay debe propiciarse la redacción de nuevas reglamentaciones que sustituyan a las actualmente vigentes «Normas para la Calidad del Agua Potable», aprobadas en 1986, basadas en la primera edición de las Guías de la OMS, con las cuales se da referencia a la calidad del agua brindada por OSE (Obras Sanitarias del Estado).

Se incluye como anexo el texto de las «Normas para la Calidad de Agua Potable», de la Administración de las Obras Sanitarias del Estado (OSE) de la República Oriental del Uruguay, el que actualmente tiene fuerza de reglamento obligatorio en el país, para los servicios públicos de abastecimiento de agua.

IDENTIFICACIÓN DE RIESGOS BIOLÓGICOS

4.1 Los riesgos biológicos en el agua de bebida

Los Riesgos Biológicos del agua son causados por microorganismos patógenos que utilizan el agua como vehículo pasivo, llegan a los consumidores por deficiencias en los sistemas de tratamiento y/o distribución, por la ingesta directa de agua de fuentes no seguras, o por el contacto o inhalación de agua contaminada.

Aunque la relación epidemiológica entre agua y enfermedad se había sugerido ya en los años 1850s, no fue hasta los trabajos de Pasteur en los años 1880s en que se reconoció al agua como un portador de organismos capaces de producir enfermedades. El cólera fue una de las primeras enfermedades en ser reconocidas como de transmisión hídrica hace más de 100 años, en la actualidad, la lista de enfermedades transmitidas por el agua es considerable, e incluye microorganismos bacterianos, virales, y parasitarios.

Como se indica en el capítulo 18 de la «Agenda 21» de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo *«aproximadamente, un 80% de todas las enfermedades y más de la tercera parte de las defunciones en los países en desarrollo tienen por causa el consumo de agua contaminada»* (Rojas, 2002).

Las enfermedades infecciosas causadas por bacterias, virus, protozoarios parásitos o helmintos, son el riesgo más común y difundido para la salud que lleva consigo el agua de bebida (World Health Organization, 1995; World Health Organization, 2004).

Tabla 4.1.1 Principales características de los tres grupos de organismos responsables de los Riesgos Biológicos (Fuente: Environmental Protection Agency, «Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual», EPA 815-R-99-014, Abril 1999)

ORGANISMO	TAMAÑO (µm)	PUNTOS DE ORIGEN	RESISTENCIA A LA DESINFECCIÓN	REMOCIÓN POR SEDIMENTACIÓN, COAGULACIÓN Y FILTRACIÓN
Bacterias	0.1–10	Humanos y animales, agua y alimentos contaminados	Las esporas bacterianas tienen más resistencia que las vegetativas	Buena, 2 a 3 log
Virus	0.01–0.1	Humanos y animales, agua y alimentos contaminados	Generalmente más resistentes que las bacterias vegetativas	Pobre, 1 a 3 log
Protozoarios	1–20	Humanos y animales, alcantarillado, vegetación en descomposición, agua	Más resistentes que los virus y las bacterias vegetativas	Buena, 2 a 3 log

Mientras que las bacterias, virus y protozoarios son causa de enfermedades a través de la ruta fecal-oral, las infecciones por helmintos se contraen por la exposición al contacto con la piel o ingestión de fases larvales infecciosas de parásitos humanos.

Muchos de los patógenos transmitidos por el agua causan enfermedades que pueden ser causa de defunción. Los ejemplos incluyen fiebre tifoidea, cólera, hepatitis infecciosas causadas por los virus de Hepatitis A (HAV) o Hepatitis E (HEV), y la enfermedad causada por *Shigella* spp y *Escherichia Coli* 0157 (World Health Organization, 2004).

Otros patógenos son típicamente asociados con resultados menos severos, como las diarreas auto-limitadas causadas por Rotavirus y *Cryptosporidium* (World Health Organization, 2004).

Las enfermedades diarreicas representan un grave problema para la Salud Pública en varios países de América Latina y El Caribe, encontrándose entre las primeras cinco causas de defunción de menores de un año (OPS, 1990; Reiff, 1994).

En los últimos años, se ha prestado especial interés a tres grupos de microorganismos patógenos humanos específicos, *Legionella*, *Giardia* y *Cryptosporidium*, además de una variedad de virus entéricos entre los cuales se incluyen Poliovirus, virus Coxsackie A y B, Echovirus, Rotavirus, Adenovirus y el virus de la hepatitis A.

La gran mayoría de los brotes epidémicos y casos de enfermedades transmitidas por el agua corresponden a fuentes de agua superficiales, en la tabla 4.1.2 se observa que en Estados Unidos, durante el período 1991-1998, casi el 99% de los casos se dieron en sistemas abastecidos por fuentes superficiales.

Tabla 4.1.2 Casos de enfermedad en Estados Unidos en el período 1991-1998, según etiología de los brotes epidémicos (Fuente: Hunter y col., 2003)

AGENTE	FUENTE DE AGUA ORGEN DEL BROTE		
	SUPERFICIAL	SUBTERRÁNEA	DESCONOCIDA
No determinado	10.210	18	67
Químicos	104	409	
Giardia	1937	49	
Cristosporidium	403.343	4.294	77
Norwalk-like virus	148	594	
Campylobacter		172	
Salmonella (no typhi)		625	
E. coli 0157:H7		157	
Shigella		83	
Vibrio Cholerae			11
Total	415.742	6.401	155

En la tabla 4.1.3 se indican las principales causas de enfermedades transmitidas por el agua en los Estados Unidos, y el número de personas afectadas, durante el período 1985 – 1995:

Tabla 4.1.3 Causas de enfermedades transmitidas por el agua en los EEUU (Fuente: EPA - Drinking Water Academy, From Risk to Rule: How EPA Develops Risk-Based Drinking Water Regulations, marzo 3 de 2003)

AÑO	CAUSA	Nº DE AFECTADOS
1985	Giardia lambia	703
1987	Cryptosporidium	13.000
1987	Shigella sonnei	1.800
1989	Escherichia Coli 0157	243, 4 muertes
1993	Salmonella typhimurium	650, 7 muertes
1993	Cryptosporidium	400.000, más de 50 muertes
1995	Cryptosporidium	1.500

La mayoría de los brotes epidémicos causados por microorganismos son debidos a la contaminación del agua de bebida con excretas humanas y de animales, aunque pueden existir otras causas. Algunos organismos crecen en los sistemas de distribución de agua conducidos por tuberías (por ejemplo Legionella), otros se desarrollan directamente en las fuentes de agua (por ejemplo Gusano de Guinea).

Algunas enfermedades severas son el resultado de la inhalación de pequeñas gotas de agua (aerosoles) contaminadas con ciertos organismos en general debido a elevadas temperaturas y a la presencia de nutrientes.

Ejemplo de estas enfermedades son las causadas por Legionella spp, amoebae Naegleria fowlwri (amibiasis meningo-encefalitis), y Acanthamoeba spp. (meningitis amibica, infecciones pulmonares).

La esquistosomiasis (bilharziasis) es una de las principales enfermedades parasitarias de regiones tropicales y sub-tropicales, la fase larval desprendida por caracoles acuáticos infectados penetra la piel, y se trasmite principalmente por el contacto con el agua durante el baño o el aseo de manos y cara.

Los agentes patógenos del agua tienen varias propiedades que los distinguen de los contaminantes químicos (World Health Organization, 2004):

- Los patógenos son discretos y no se encuentran en solución
- Los patógenos pueden estar adheridos a los sólidos suspendidos, y en esas condiciones no puede predecirse la probabilidad de adquirir una dosis infecciosa de su promedio de concentración en el agua
- La probabilidad de que un patógeno produzca infección, depende de la «invasividad» y efectividad propia del mismo, así como de la inmunidad del individuo
- Si la infección se establece, los patógenos se multiplican en su hospedador, consolidando o aumentando las oportunidades de infección
- Al contrario de muchos agentes químicos, la respuesta dosis-patógeno no es acumulativa

Se recomiendan las siguientes acciones preventivas para evitar enfermedades causadas por patógenos que se transmiten por la vía fecal-oral:

- Lavarse bien las manos antes de manipular alimentos y después de usar el baño, cambiar pañales, o si se cree haber entrado en contacto con excrementos (por ejemplo, manipulando animales domésticos o cultivando un huerto o jardín).
- Si se trabaja en un centro de cuidado de niños y se cambia pañales, lavarse las manos y la superficie donde se cambia los pañales después de atender a cada niño. Si se usa guantes, quitárselos y lavarse las manos después de cambiar a cada niño.
- Si se cuidan pacientes que tienen o tenían diarrea, lavarse las manos después de bañar a los pacientes, cuando se cambie sábanas sucias o al vaciar los orinales. Algunos patógenos, tales como el *Cryptosporidium*, todavía pueden estar presentes en las heces fecales, aun cuando los síntomas hayan desaparecido.
- Evitar beber agua de lagos, ríos o arroyos sin tratamiento. Cuando no se esté seguro si el origen del suministro de agua es confiable, hervir el agua durante al menos tres minutos.
- Evitar tragar agua al usar una piscina, estanque o baño termal. Normalmente, muchos patógenos tales como *Giardia* y *Cryptosporidium* no se inactivan con las dosis de cloro usadas en estos ambientes.
- Evitar comer o beber productos alimenticios no pasteurizados. Lavar bien las hortalizas y frutas crudas, y pelarlas antes de comerlas.

En aquellos lugares en que el agua de bebida segura está disponible en cantidad suficiente, se usa también para las tareas de higiene personal por lo que los riesgos de contraer enfermedades son mínimos.

A los efectos de la somera descripción que se realizará de los organismos, con un enfoque meramente descriptivo, se debe indicar que en general existen dos clases de células: procariotas y eucariotas. La evolución de la célula procariota precede a la eucariota en dos mil millones de años. La mayor y más significativa diferencia entre procariotas y eucariotas, es que los eucariotas tienen el núcleo y los organelos rodeados por membrana.

El ADN de los procariotas se encuentra libre dentro de la célula, mientras que el ADN de los eucariotas se mantiene dentro del núcleo.

Los organelos de los eucariotas (mitocondrias, cloroplastos) les permiten un mayor nivel de división del trabajo del que es posible en los procariotas.

Las células eucariotas son, en promedio, diez veces mayores que las procariotas, el ADN de los eucariotas es más largo y complejo que el ADN de los procariotas, los cuales tienen una pared celular compuesta de un polímero.

4.2 Bacterias

Las bacterias son organismos unicelulares que se extienden típicamente de tamaño entre 0,1 y 10 μm . La forma, los componentes, el tamaño, y la manera de la cual crecen pueden caracterizar la estructura física de la célula bacteriana.

La mayoría de las bacterias pueden ser agrupadas por su forma en cuatro categorías generales (Departamento de Bioingeniería IIQ, 2001):

- Cocos
- Bacilos
- Espirilos
- Otros (bacterias de formas excepcionales, por ejemplo cuadrada)

La forma esférica de una bacteria recibe el nombre de coco o cocci. El tamaño de los cocos oscila entre 0,5 y 1,25 μm de diámetro. Si bien la mayoría tienen forma esférica se presentan variantes, como el neumococo que tiene forma ligeramente alargada con un extremo más puntiagudo que el otro, y el meningococo que tiene forma de grano de café (Departamento de Bioingeniería IIQ, 2001).

Los bacilos son células con forma cilíndrica o de bastones, son variables de tamaño con rangos de 0,3 a 1,5 μm de ancho (o diámetro) y de 1,0 a 10 μm de longitud. La forma coco bacilo significa que la relación ancho-largo es cercana a la unidad, si un bacilo es mucho más largo que ancho recibe el nombre de filamento (Departamento de Bioingeniería IIQ, 2001).

Los espirilos que constituyen el tercer grupo morfológico, consisten en bacterias de formas espirales, o de bastón curvado. La espira puede ser rígida o

flexible, los vibriones como el *Vibrio Cholerae*, causantes del cólera consisten en una espira rígida corta, con forma similar a una coma.

Tabla 4.2.1 Enfermedades causadas por Bacterias (Fuente: Environmental Protection Agency, «Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual», EPA815-R-99-014, 1999)

Bacteria	Enfermedad	Síntomas	Reservorio
<i>Salmonella typhosa</i>	Fiebre Tifoidea	Dolor de cabeza, náusea, pérdida de apetito, estreñimiento o diarrea, insomnio, dolor de garganta, bronquitis, dolor abdominal, sangrado de nariz, fiebre, manchas en el cuerpo. El período de incubación es de 7-14 días.	Heces y orina de portadores o pacientes
<i>Salmonella paratyphi</i> <i>Salmonella schottinulleri</i> <i>Salmonella hirschfeldi</i>	Fiebre paratifoidea	La infección general se caracteriza por fiebre persistente, perturbaciones diarreicas, a veces manchas color rosa en el cuerpo. El período de incubación es de 1-10 días.	Heces y orina de portadores o pacientes
<i>Shigella flexneri</i> <i>Sh. dysenteriae</i> <i>Sh. sonnei</i> <i>Sh. paradysinteriae</i>	Disentería bacilar	Diarrea aguda, fiebre, materia fecal que frecuentemente contiene mucosidad y sangre. El período de incubación es de 1-7 días	Materia fecal y vómitos de portadores
<i>V. cholerae</i>	Cólera	Diarrea acuosa, vómitos, sed, dolor, coma. El período incubación puede ser desde unas horas a 5 días	Materia fecal y vómitos de portadores
<i>Pasteurella Tularensis</i>	Tularemia	Ataque súbito con dolores y fiebre, postración. Período de incubación: 1-10 días	Roedores, conejo, tábano, perro, zorro, cerdo
<i>Brucella melitensis</i>	Brucelosis (fiebre ondulante)	Fiebre irregular, sudoración, fríos, dolores musculares	Tejidos, sangre, orina, animales infectados
<i>Pseudomonas pseudomallei</i>	Melioidosis	Diarrea acuosa, vómitos, fiebre elevada, delirio	Rata, gato, conejo, perro, caballo
<i>Leptospira icterohaemorrhagiae</i> (<i>spirochaetales</i>)	Leptospirosis	Fiebre, dolores de cabeza, náuseas, dolores musculares, vómitos, sed, postración e ictericia	Orina y excremento de rata, cerdo, perro, gato, ratón, zorro, oveja
<i>Enteropathogenic E. coli</i>	Gastroenteritis	Diarrea acuosa, náuseas postración y deshidratación	Heces y portadores

Hay una variedad de bacterias transmitidas por el agua que son de interés desde la perspectiva de la salud de los seres humanos. Estas bacterias patógenas llamadas oportunistas se pueden encontrar como parte de la flora de bacterias heterótrofas en los sistemas acuáticos. El problema es que la mayoría aparentemente no son patógenas para los seres humanos «sanos» y hay una tendencia a ignorar su importancia como agentes causantes de enfermedades humanas. Por lo general, producen enfermedades evidentes solo en individuos susceptibles, inmunológicamente débiles. Además, los microbiólogos sanitarios tienden a preocuparse por los agentes que causan trastornos gastrointestinales y dejan en un plano secundario a aquellos agentes transmitidos por el agua que causan infecciones en heridas: en los ojos, oídos, nariz, garganta u otras infecciones generalizadas en el cuerpo.

Por último, para muchos de los agentes patógenos oportunistas, no existen medios selectivos específicos de enumeración y aislamiento, lo cual dificulta monitorear de manera directa su presencia y densidad en el agua.

Los siguientes factores dificultan la evaluación de las implicancias en la salud humana originadas por la transmisión de estos organismos a través del agua de bebida:

- La falta de datos sobre la ocurrencia y densidad de estos microorganismos en el suministro de agua
- La falta de datos sobre la dosis infectiva que produce la infección
- La falta de datos sobre la incidencia de enfermedades humanas causadas por la exposición a través del agua
- Los efectos interactivos de exposición a diversos tipos y densidad de estos organismos
- La variedad de individuos susceptibles en la población expuesta
- La eficacia de los procesos de tratamiento y de la desinfección posterior para el control de estos agentes, individual y colectivamente
- La necesidad de buenas metodologías de detección que permitan una vigilancia y seguimiento adecuado para estos organismos

Los métodos de detección y enumeración para cualquiera de los agentes patógenos transmitidos por el agua y agentes patógenos oportunistas todavía presentan diversos grados de dificultad para poder evaluar con exactitud su ocurrencia y efecto potencial para la salud.

4.2.1 Aeromonas

Descripción del agente

Las *Aeromonas* corresponden a la familia de las Aeromonadaceae. Son bacterias facultativas anaerobias, Gram negativas, fermentan la lactosa, y no forman esporas. En cuanto a su forma son tipo bastón o coco bacilo, con 0,3 a 1,0 μm de diámetro y 1,0 a 3,5 μm de largo, presentan cierta movilidad debido a sus flagelos. Las *Aeromonas* más importantes en la industria del agua son *Aeromona hydrophila*, *Aeromona sobria*, *Aeromona caviae*. Esta última es la especie predominante en aguas con contaminación fecal (Moyer, 1999).

El porcentaje de humanos en los que se ha detectado la presencia de *Aeromonas* en sus intestinos sin presentar síntomas de enfermedad, va desde 0,1 % en países desarrollados hasta 30-50 % en países en desarrollo.

Los métodos de detección son similares a los usados para los coliformes, para diferenciar e identificar estos organismos, se requieren pocas pruebas bioquímicas adicionales. Las *Aeromonas* son afectadas por concentraciones de cobre mayores de 10 $\mu\text{g/l}$. En los Países Bajos, se han establecido límites máximos de 20 UFC/100 ml para la densidad de *Aeromonas* en el agua potable que egresa de la planta de tratamiento y 100 UFC/100 ml, en el agua de la red de distribución.

Conteos de *Aeromonas* en aguas contaminadas que fueron causa reconocida de gastroenteritis dieron resultados entre 0,7 y 460 UFC/ml (Moyer, 1999).

Descripción de la enfermedad

Las *Aeromonas* son potogénicas para peces y animales acuáticos. En humanos presentan un amplio rango de patologías, desde enfermedades gastrointestinales autolimitadas a septicemia (infección generalizada con afectación de órganos nobles) y defunción.

Las enfermedades gastrointestinales se desarrollan pocos días después de la ingesta de agua o alimentos contaminados, pueden producir diarreas leves hasta profusas diarreas acuosas similares al cólera, con fiebre y calambres abdominales (Moyer, 1999).

Reservorios del agente

En general, en el agua potable filtrada y desinfectada no se encuentran densidades significativas de *Aeromonas*, pero en el agua sometida únicamente a desinfección se han encontrado cantidades considerables. Sin embargo, estos agentes pueden ingresar a través de eventos de contaminación

posteriores al tratamiento o algunos pueden sobrevivir al tratamiento y desinfección y reproducirse bajo condiciones apropiadas en algunas áreas del sistema de distribución (Moyer, 1999).

En el caso de sistemas que usan fuentes superficiales, la temperatura del agua es un factor importante en la ocurrencia de *Aeromonas* en el agua potable, según lo indican las cifras más altas reportadas durante el verano. Las concentraciones de *Aeromonas* pueden aumentar en el agua de distribución, debido a la pérdida del desinfectante residual y al carbono orgánico asimilable presente en el agua. Las *Aeromonas* también pueden utilizar una amplia gama de biopolímeros que se pueden encontrar en las capas biológicas de la red de distribución (biofilms), por lo que el control de biofilm en las redes de distribución podría ser importante para el control de *Aeromonas* (Moyer, 1999).

El agua, es la principal causa de contaminación de alimentos con *Aeromonas* (Moyer, 1999).

Modo de transmisión

Las infecciones ocurren debido a traumáticas exposiciones a agua o alimentos contaminados.

La transmisión persona a persona ocurre a través de la ruta fecal – oral, el personal de higiene está más expuesto a este tipo de contaminación, también las *Aeromonas* han sido reportadas como causa de «diarrea del viajero» (Moyer, 1999).

Persistencia del agente en el ambiente

Las *Aeromonas* sobreviven en el ambiente con temperaturas entre 2 y 42 °C, y toleran rangos de pH entre 5,2 y 9,8. En efluentes domésticos se encuentran en concentraciones de $10^2 - 10^7$ UFC/ml, en ríos $10 - 10^4$ UFC/ml, en lagos y embalses $1 - 10^2$ UFC/ml (Moyer, 1999).

4.2.2 Acinetobacter

Descripción del agente

Son bacilos o coco bacilos Gram negativos con forma tipo bastón, de 0,9 a 1,6 μm de diámetro y 1,5 a 2,5 μm de largo, y no forman esporas (Stewart, 1999).

No fermentan la glucosa y son aerobios estrictos, inmóviles. Se encuentran ampliamente distribuidos en el suelo y en el agua, y se han descrito como agentes causales de muchas neumonías nosocomiales en pacientes inmunocomprometidos y en las unidades de cuidados intensivos (Alonso Fernández, 2001).

Crecen bien en todos los medios de cultivo de rutina, siendo su temperatura óptima de crecimiento de 33 a 35° C. (Marcos, 2002).

Los miembros del género *Acinetobacter* han sufrido una gran cantidad de cambios taxonómicos a lo largo de la historia, lo cual ha impedido su estudio adecuado. La última definición taxonómica de *Acinetobacter* incluye 17 genoespecies, siendo *Acinetobacter Baumannii* la más frecuentemente aislada y con mayor importancia clínica (Marcos, 2002).

Las especies asociadas con infección son: *A. Baumannii*, *A. Calcoaceticus*, *A. Haemolyticus*, *A. Johnsonii*, *A. Junii*, *A. Iwoffii*, *A. Radioresistens* (Stewart, 1999).

Descripción de la enfermedad

Las *Acinetobacter* generalmente se asocian con enfermedades nosocomiales, y son consideradas de baja infecciosidad. Producen un amplio rango de patologías, incluyendo septicemia, meningitis, endocarditis, abscesos cerebrales y pulmonares, neumonía, infecciones del tracto urinario, infecciones y heridas en la piel, e infecciones en los ojos (Stewart, 1999).

Reservorios del agente

Acinetobacter se encuentra naturalmente en el agua superficial y en el suelo. Forma parte de la flora bacteriana de un importante porcentaje de personas saludables. En general, en el agua potable filtrada y desinfectada se encuentran densidades significativas de *Acinetobacter*, especialmente si esta tiene niveles de cloro residual bajos (Stewart, 1999).

Modo de transmisión

La transmisión persona a persona puede ocurrir en los hospitales en casos en que la piel u objetos se encuentren infectados.

El agua potable puede ser una vía de transmisión al formar las *Acinetobacter* parte de las bacterias heterotróficas que se encuentran en los lechos de carbón activado (Stewart, 1999).

Persistencia del agente en el ambiente

Las *Acinetobacter* sobreviven en los ambientes que han estado en contacto con pacientes infectados durante varios días. Estudios realizados indican que se detectaron *Acinetobacter* en objetos de una sala de hospital luego de 13 días de salida del paciente (Stewart, 1999).

Efectividad de los procesos de tratamiento

Los procesos convencionales de coagulación y filtración son capaces de remover más del 99,5 % de las bacterias, incluyendo Acinetobacter, y luego de la desinfección la reducción puede ser mayor al 99,99 %. Estudios realizados indican que la resistencia de las Acinetobacter a las cloraminas es similar a la desarrollada por otras bacterias heterotróficas tales como Aeromonas y Pseudomonas (Stewart, 1999).

4.2.3 Campylobacter

Descripción del agente

El género Campylobacter incluye 14 especies de las cuales muchas son patógenas tanto para el hombre como para animales (Fricker, 1999).

Son bacterias Gram negativas, con forma de bastón curvado, de 0,2 a 0,5 μm de ancho y de 0,5 a 5,0 μm de largo. Tienen movilidad dado que cuentan con flagelos (Fricker, 1999).

Existen muchos tipos de esta bacteria. En los Estados Unidos, la bacteria del tipo Campylobacter Jejuni infecta entre dos y cuatro millones de personas cada año y es responsable del 99% de las infecciones por Campylobacter (Tauxe, 1988). De todos los tipos de bacteria, C. Jejuni es la principal causa de diarrea a nivel mundial y la segunda causa más común en los Estados Unidos. En general, los niños menores de un año, los adolescentes y los adultos jóvenes son los más afectados (Tauxe, 1988).

Descripción de la enfermedad

En humanos, el principal síntoma de la infección por Campylobacter es diarrea aguda, autolimitada, que clínicamente no se puede distinguir de otras infecciones del intestino (Fricker, 1999).

El período de incubación puede ser de 1 a 8 días, siendo más común que se ubique en el rango de 2 a 3 días (Fricker, 1999).

La diarrea puede ser profusa y acuosa, y pueden sentirse síntomas similares al apendicitis (Fricker, 1999).

Estudios realizados con voluntarios indican que las dosis infecciosas son muy variables, pero en ciertos casos puede darse la infección con la ingestión de unos pocos cientos de organismos (Fricker, 1999).

Modos de transmisión

Campylobacter es un tipo de bacteria que generalmente se transmite por la ruta fecal-oral (Fricker, 1999).

La infección indirecta se da a través de alimentos (carnes, especialmente de pollo, leche o productos lácteos que no han sido pasteurizados) o agua contaminados (Fricker, 1999).

Los animales domésticos también pueden ser portadores de *Campylobacter* y pueden transmitir la bacteria a sus dueños. Aunque menos común, la transmisión de persona a persona puede ocurrir, preferentemente en los niños (Fricker, 1999).

Reservorios del agente

El *Campylobacter* Jejuni se encuentra frecuentemente en los intestinos de muchos animales domésticos y salvajes. Estos animales llevan la bacteria en sus heces y pueden contaminar los alimentos, el agua o la leche que consumen los humanos. Una vez dentro del aparato digestivo humano, *Campylobacter* Jejuni infecta y ataca el revestimiento de los intestinos grueso y delgado.

El interés por la ocurrencia de estos microorganismos se debe a su presencia en las aguas superficiales y, por consiguiente, el potencial de su ocurrencia en el agua potable sin tratar o tratada inadecuadamente.

Efectividad de los procesos de tratamiento

Al igual que la generalidad de las bacterias los procesos de tratamiento, incluyendo la desinfección final son muy efectivos, pudiendo reducir más del 99,99 % de *Campylobacter* (Fricker, 1999).

4.2.4 Escherichia coli

Descripción del agente

Escherichia coli es la especie de bacteria que representa el mayor constituyente de la flora intestinal en humanos y animales de sangre caliente, por lo que también es la especie predominante en el grupo de los denominados «coliformes fecales» (Rice, 1999).

Son organismos Gram negativos con forma tipo bastón curvado, de 0,5 a 2,0 μm de largo, y son anaerobios facultativos (Rice, 1999).

Mientras la mayoría de los miembros de la especie son comensales habituales del cuerpo humano, muchos grupos son responsables de enfermedades gastrointestinales (Rice, 1999).

Existen 6 grupos de *Escherichia coli* patógenos, que son las Enteropatógenas (EPEC), Enterotoxigénicas (ETEC), Enteroinvasoras (EIEC), Enterohemorrágicas (EHEC), Enteroagregativas (EAggEC), y las de adherencia difusa (DAEC).

Dentro de los patógenos se destaca el grupo de las *Escherichia coli* Enterohemorrágicas (EHEC), especialmente el tipo E. Coli 0157:H7 (Rice, 1999).

Descripción de la enfermedad

Escherichia coli causa diarreas, especialmente en niños de países en desarrollo y es una importante causa de diarrea «de los viajeros» (Rice, 1999).

Infecciones causadas por EPEC están comúnmente asociadas con diarrea en infantes, con algunos reportes de altas tasas de mortalidad, las bajas tasas de infección en adultos se deben a la adquisición de inmunidad (Rice, 1999).

Los síntomas típicos incluyen diarrea, fiebre y deshidratación. El período de incubación en infantes no es totalmente conocido (Rice, 1999).

La duración de la enfermedad es generalmente de 1 a 3 días, mientras que diarreas persistentes de hasta 14 días han sido reportadas (Rice, 1999).

El grupo ETEC es la causa común de la diarrea del viajero y de diarrea pediátrica en países en desarrollo. Los síntomas incluyen diarrea, dolor abdominal, vómitos y ocasionalmente fiebre pero de baja intensidad. El período de incubación es generalmente de 1 a 3 días y la duración de la enfermedad de 3 días a algunas semanas. La bacteria produce enterotoxinas, similares a las producidas por el vibrión del cólera (Rice, 1999).

El grupo EIEC produce una enfermedad similar a la causada por *Shigella*, que incluye diarrea acuosa acompañada por calambres abdominales, fiebre y dolores musculares. El período de incubación es relativamente corto, con síntomas que ocurren dentro de las 24 horas de ocurrida la exposición (Rice, 1999).

La diarrea causada por el grupo EHEC puede estar acompañada por sangrado, pero generalmente no ocasiona fiebre. El período de incubación es de 3 a 4 días.

La duración de la enfermedad es generalmente de una semana pero puede persistir por mayores períodos (Rice, 1999).

Reservorios del agente

Escherichia coli se encuentra naturalmente formando parte de la flora bacteriana de los seres humanos, con excepción del grupo EHEC, para el cual el ganado es el principal reservorio.

Los bovinos parecen constituir el principal reservorio de *E. coli* O157:H7, encontrado con diferentes prevalencias que oscilan, en animales sanos, entre el 7% y el 30% de los casos estudiados. Parece que estas cepas no son patógenas para los animales, aunque algunos investigadores las encuentran con más frecuencia en aquellos que tienen diarrea.

Los grupos no patógenos se encuentran presentes en la mayoría de los animales de sangre caliente y representan el 90 a 95 % de los coliformes encontrados en las heces (Rice, 1999).

Modo de transmisión

Los grupos patógenos de *Escherichia coli* se transmiten por la ruta fecal-oral. Los alimentos, el agua potable y el agua de recreación pueden ser la vía de transmisión (Rice, 1999).

En general puede indicarse que la bacteria se transmite por consumo de alimentos insuficientemente cocidos o crudos, ingestión de agua contaminada, contacto persona a persona, o contacto con materia fecal.

Han estado involucrados en brotes de la enfermedad la carne picada insuficientemente cocida, hamburguesas, roast beef, agua de pozos (en los que percoló la bacteria), agua de piletas de natación, jugo de manzana no pasteurizado (pH 3,5), brotes de rabanitos, yogur, vegetales crudos (brotes de alfalfa), salame, lechuga, quesos, leche cruda y otros.

La carne bovina fue el alimento involucrado con mayor frecuencia en brotes en los EE.UU., y las hamburguesas poco cocidas el alimento mas frecuente.

Hasta el año 2000, el serotipo O157:H7 perteneciente al grupo de Escherichia coli enterohemorrágicas (EHEC), había causado más de 60 brotes de infecciones alimentarias en los Estados Unidos (Usera, 2000). Estos fueron debidos especialmente al consumo de hamburguesas y otros derivados cárnicos poco cocidos, pero también en ese país y en Canadá, se reportaron brotes causados por el consumo de leche no pasteurizada (Usera, 2000).

La falta de higiene y el contacto entre personas, constituyen una importante vía de transmisión, aunque también se han registrado varios brotes producidos por el tipo O157:H7 en los que se ha implicado a ciertos vehículos de infección poco frecuentes, tales como alimentos ácidos, ciertas frutas y vegetales, yogur y agua de bebida (Usera, 2000).

Persistencia del agente en el ambiente

Diversos reportes indican que Escherichia coli sobrevive en los ambientes que han estado en contacto con heces durante algunos días. Factores tales como el tipo de agua, la temperatura y los nutrientes afectan los mecanismos de supervivencia de los organismos (Rice, 1999).

Efectividad de los procesos de tratamiento

Los procesos convencionales de coagulación y filtración son capaces de remover más del 99,5 % de las bacterias, y luego de la desinfección se reduce hasta el 99,99 %. Estudios realizados indican que para inactivar 99 % de E. Coli se necesita solamente una concentración de 0,2 mg/l de cloro libre durante un tiempo de contacto de 1 minuto (Rice, 1999).

Manteniendo niveles mínimos de desinfectante residual en las redes de distribución se evita la presencia de E. coli en las muestras (Rice, 1999).

4.2.5 Legionella

Descripción del agente

Las Legionellas, pertenecientes a la familia de Legionellaceae, son bacilos Gram negativos con forma de bastón, de 0,2 a 0,8 µm de diámetro y 2 a 20 µm o más de largo, y no forman esporas (Hall, 1999).

La legionelosis se conoce a raíz de un brote que se produjo en 1976 en la Convención Anual de la Legión Americana (de ahí su nombre), en Filadelfia. Aparecieron aproximadamente doscientos casos de neumonía, descubriéndose que estaban causados por la bacteria Legionella. Esta bacteria se encontraba presente en el circuito de agua y había sido emitida al ambiente en forma de aerosol a través del sistema de refrigeración del edificio.

Legionella es un género de bacteria del que se conocen cuarenta especies hasta el momento. De ellas, la que provoca la legionelosis es la bacteria Legionella pneumophilla, responsable del 85% (aproximadamente) de los casos (Hall, 1999)

Descripción de la enfermedad

La bacteria Legionella pneumophilla produce dos tipos de enfermedades, claramente diferenciadas (Ainia, 2004):

Fiebre de Pontiac

Es una infección leve, y es la que aparece con mayor frecuencia. Los síntomas son similares a los de una gripe, y no afecta a los pulmones (no produce neumonía). Los afectados se recuperan en el plazo de una semana aproximadamente.

Enfermedad del legionario

Es una infección grave, que provoca neumonía y afectación del estado general. Los síntomas suelen ser fiebre elevada, dolor de cabeza y muscular, tos, vómitos, diarrea, náuseas, pérdida de apetito y de peso, dolor abdominal, dificultad respiratoria, confusión y delirio. El tiempo de incubación es generalmente de 5 a 6 días, pudiendo variar entre 2 y 10 días. Si no se trata, conduce a una insuficiencia respiratoria que puede ser mortal. Normalmente aparecen casos aislados, siendo más raros los casos de epidemias.

La legionelosis es más frecuente en verano y otoño, aunque puede aparecer durante todo el año.

En los Estados Unidos, la enfermedad del legionario produce entre 17.000 y 23.000 casos por año. La ocurrencia de fiebre de Pontiac es de 2 a 100 veces más frecuente (Hall, 1999).

Dentro de los factores de riesgo se incluyen el hábito de fumar, la edad (mayor que 50 años), y el excesivo consumo de alcohol (Hall, 1999).

Presencia del agente en el ambiente

Se puede encontrar Legionella en una gran variedad de ambientes naturales, tales como aguas superficiales (arroyos, lagos, agua de lluvia estancada, etc.), acuíferos subterráneos y suelos con determinadas condiciones de humedad. En estos ambientes, la bacteria se encuentra en cantidades muy pequeñas (menos de 100 bacterias/litro), por lo que no representa peligro para la salud de las personas, ya que en esas cantidades no es infecciosa. También

ha sido encontrada en instalaciones industriales y domésticas, tales como torres de refrigeración, calentadores de agua, sistemas de aire acondicionado, grifos, difusores de ducha, fuentes públicas, etc (Ainia, 2004).

La Legionella puede sobrevivir en condiciones ambientales muy diversas. En agua corriente y a temperatura ambiente puede sobrevivir durante más de un año. Cuando el agua contaminada por Legionella se introduce en los circuitos de agua industrial o urbana, la bacteria puede reproducirse hasta concentraciones peligrosas por los seres humanos (Ainia, 2004).

Los factores que favorecen la proliferación de Legionella son (Ainia, 2004):

- Temperatura del agua entre 20 y 45°C
- pH entre 5 y 8,5
- Concentración de oxígeno disuelto entre 0,2 y 15 mg/L
- Formación de Biopelículas
- Presencia de otros microorganismos (protozoarios)
- Corrosión e incrustaciones
- Estancamiento del agua
- Suciedad, presencia de materia orgánica

La temperatura es el factor más importante para la multiplicación de Legionella. Las temperaturas que más favorecen su proliferación son las comprendidas entre 20 y 45°C. La tabla 4.2.2 muestra los efectos de la temperatura sobre la bacteria:

Tabla 4.2.2 Efecto de la temperatura sobre la actividad de Legionella (Fuente: Adroes N, 1999, «Contaminación biológica en los sistemas de refrigeración». El problema de la Legionella. Ingeniería Química. Enero 1999, pp 187-191, en Ainia, 2004)

Temperatura	Efecto sobre la legionella
< 20°C	La legionella puede sobrevivir, pero está aletargada
20°C < T < 50°C	Rango de crecimiento de la Legionella
35°C < T < 45°C	Rango ideal para el crecimiento de la Legionella
45°C < T < 55°C	La Legionella puede sobrevivir pero no multiplicarse
55°C < T < 60°C	La Legionella muere en 5 ó 6 horas
60°C < T < 65°C	La Legionella muere en 32 minutos
65°C < T < 70°C	La Legionella muere en dos minutos
70°C < T < 80°C	Rango de desinfección

Modo de transmisión

La legionelosis se transmite por vía respiratoria. Se contrae al inhalar un aerosol (pequeñas gotas) de agua contaminada que pasa a los pulmones. Por tanto, para que las personas contraigan la enfermedad, la bacteria tiene que encontrarse contaminando un sistema que favorezca su crecimiento y que produzca aerosoles. Las instalaciones industriales que reúnen estas características son las torres de refrigeración, los condensadores evaporativos, los humectadores y los aparatos de enfriamiento evaporativo. Es importante resaltar que la legionelosis no se transmite de persona a persona, ni puede darse el contagio por beber agua contaminada (Hall, 1999; Ainia, 2004).

Efectividad de los procesos de tratamiento

La desinfección con niveles de cloro libre de 1 a 2 mg/l, durante un tiempo de contacto de unos pocos minutos, es suficiente para inactivar *Legionella* (Hall, 1999).

4.2.6 Pseudomona

Descripción del agente

El género *Pseudomonas* incluye encima de 29 especies. Son bacterias con forma de bastón, Gram negativas, y pueden tener movilidad debido a que cuentan con flagelos (Geldreich, 1999). No fermentan la glucosa, no forman esporas y presentan un rápido metabolismo en variados ambientes aeróbicos a temperatura ambiente (Geldreich, 1999).

Algunos tipos de *Pseudomonas*, incluyendo *P. Aeruginosa*, *P. Fluorescens* y *P. Putida*, producen pigmentos solubles en agua, de colores rojo, verde y amarillo (Geldreich, 1999).

Todas las cepas de *Pseudomona aeruginosa* son potencialmente patógenas para el hombre y algunas pueden infectar también a invertebrados y plantas.

Los factores que contribuyen a la patogénesis incluyen la capacidad de adherencia y la producción de toxinas.

La adherencia de la *Pseudomona* al epitelio celular, se ve favorecida por procesos tales como la intubación y la cateterización urinaria.

Las toxinas pueden cuasar necrosis, y se puede favorecer la formación de un biofilm mucoso alrededor de las colonias de *Pseudomona*, formando una barrera contra las defensas, los antibióticos y desinfectantes (Maimone, 2004).

Descripción de la enfermedad

La infección con *Pseudomona Aeruginosa* generalmente está asociada a pacientes hospitalizados como enfermedad secundaria (infecciones

nosocomiales). Son susceptibles los niños, personas con deficiencias inmunológicas, y de avanzada edad por su natural disminución de las defensas.

Pseudomona Aeruginosa es causa de severas diarreas epidémicas en niños, infecciones oculares, fibrosis, foliculitis, osteomielitis, otitis externa y media, infecciones respiratorias, infecciones del tracto urinario, e infecciones de herida en pacientes quemados (Geldreich, 1999).

Otras infecciones como artritis, infecciones de piel, infecciones gastrointestinales, del sistema nervioso central, endocarditis y abscesos han implicado a las *Pseudomonas*. Algunas infecciones se han reportado frecuentemente en pacientes con broncoscopías donde se utilizaron endoscopios (Maimone, 2004).

Modos de transmisión

La bacteria se transmite por la ruta fecal-oral, por la ingestión de agua o alimentos contaminados, o por el contacto persona a persona en hospitales (Geldreich, 1999).

Reservorios del agente

Pseudomona Aeruginosa es una bacteria que se encuentra ampliamente distribuida en la naturaleza, se puede encontrar en el agua, el suelo, en animales y vegetales, y es capaz de utilizar una gran variedad de compuestos orgánicos como sustrato para crecer, capacidad que le permite colonizar sitios donde son escasos los nutrientes. Se ha reportado el aislamiento de *Pseudomona Aeruginosa* en ambientes tan inhóspitos como son el combustible de avión y el jabón (Soberón, 2001).

Pseudomona Aeruginosa generalmente se encuentra en aguas superficiales luego de tormentas y lluvias, lo cual sugiere que el suelo y la vegetación son importantes reservorios del agente (Geldreich, 1999).

Persistencia del agente en el ambiente

Las concentraciones de *Pseudomona Aeruginosa* en aguas superficiales, que pueden variar entre 10 y 10^4 organismos por 100 ml, se ven afectadas por la disponibilidad de nutrientes y las variaciones de temperatura.

Bajas concentraciones en agua embotellada pueden subsistir por meses dado que esta bacteria tiene la capacidad de «enlentecer» su metabolismo para perdurar con trazas de carbono y nitrógeno como nutrientes (Geldreich, 1999).

Efectividad de los procesos de tratamiento

Los procesos convencionales de coagulación y filtración son capaces de remover más del 99,5 % de las bacterias, incluyendo *Pseudomonas*, y luego de la desinfección la reducción puede ser mayor al 99,99 % (Stewart, 1999).

Pseudomonas son organismos que pueden crecer con mucha facilidad en la interfase agua-aire de sedimentadores y filtros, en lechos de carbón activado granular (GAC), y en los sistemas de distribución (Geldreich, 1999).

Un efectivo control se logra cuando se mantienen concentraciones de cloro libre por encima de 0,5 mg/l. Los sistemas de tratamiento domiciliarios con filtros de carbón activado u ósmosis inversa pueden ser amplificadores del organismo, si no se les efectúa el mantenimiento necesario (Geldreich, 1999).

4.2.7 Salmonella

Descripción del agente

El género *Salmonella* está incluido en la familia de las Enterobacteriaceae, con un amplio grupo de bacterias presentes en el suelo, agua, residuos, plantas y en la flora normal de animales. Son bacterias facultativas anaerobias, Gram negativas, no formadoras de esporas, con forma de bastón de 2 a 5 µm de largo por 0,8 a 1,5 µm de ancho, usualmente móviles por la presencia de flagelos. No fermentan la lactosa con excepción de *Salmonella Arizonae* (Covert, 1999).

Descripción de la enfermedad

Clínicamente se distinguen tres formas de salmonellosis en humanos, que incluyen gastroenteritis, fiebre entérica y septicemia.

La gastroenteritis es una infección del colon que se presenta de 18 a 48 horas luego de la ingestión del organismo, y se caracteriza por diarrea, fiebre y dolores abdominales. Generalmente la infección es auto limitada, con unos dos a cinco días de duración (Covert, 1999).

Las fiebres entéricas, de las cuales se distinguen la fiebre tifoidea, causada por la *Salmonella Typhi*, y la fiebre paratifoidea, causada por la *Salmonella Paratyphi*, son enfermedades más prolongadas, en especial la fiebre tifoidea presenta mayores tasas de mortalidad (Covert, 1999).

Los síntomas de la fiebre tifoidea incluyen fiebre persistente, diarrea, dolores abdominales, daños neurológicos, del bazo y problemas respiratorios, los cuales persisten durante dos a tres semanas (Covert, 1999).

La fiebre tifoidea tiene períodos de incubación de 7 a 14 días, mientras que otras fiebres entéricas menos severas causadas por *Salmonellas* tienen períodos de incubación de 1 a 10 días (Covert, 1999).

La fiebre tifoidea se inicia con síntomas tales como malestar general, debilidad, pérdida de apetito, dolor de cabeza y estreñimiento, los cuales se mantienen durante unos cinco días, hasta que se inicia el periodo febril con hasta cuarenta grados centígrados. Se deteriora el nivel de conciencia del enfermo, estado conocido como estupor y aparecen lesiones rojas en la piel que pueden permanecer durante 14 días.

La evolución puede ser hacia la curación o complicarse con lesiones cardíacas severas, hemorragias gastrointestinales que pueden llegar a la perforación intestinal, alteraciones neurológicas importantes o se puede cronificar la infección, dando lugar al estado de portador.

A diferencia de la mayoría de bacterias intestinales, la bacteria de la fiebre tifoidea puede penetrar el intestino y entrar en el torrente sanguíneo. La bacteria viaja frecuentemente a la vesícula biliar, donde puede crecer, y hasta el 20% de los afectados puede morir por la infección.

La septicemia causada por Salmonella se caracteriza por «chuchos» de frío, fiebre elevada y anorexia.

Estos organismos pueden depositarse en cualquier órgano del cuerpo humano causando lesiones focales tales como meningitis, endocarditis, neumonía u osteomielitis (Covert, 1999).

Reservorios del agente

Los reservorios de la Salmonella son animales domésticos y salvajes, como pollos, suinos, ganados, roedores y mascotas tales como tortugas, perros y gatos.

Los humanos también pueden ser portadores asintomáticos pero es poco común (Covert, 1999).

Modo de transmisión del agente

En la mayoría de los casos la infección se produce por consumir bebidas y alimentos contaminados, tales como leche, queso, helados y otros derivados lácteos, mariscos que crecen en lugares cercanos a puntos de eliminación de aguas residuales, verduras regadas con aguas contaminadas, huevos, algunas carnes y especialmente agua.

El contagio directo entre el enfermo y las personas de su entorno es posible, pero no frecuente. Las moscas también pueden actuar como transmisores.

Salmonellas Typhi y Paratyphi solamente colonizan humanos, por lo que la infección con esos organismos es indicativa de la contaminación con heces humanas (Covert, 1999).

Persistencia del agente en el ambiente

La bacteria puede sobrevivir en ambientes acuáticos y se ve afectada por numerosos factores incluyendo materia orgánica, toxinas liberadas por algas, nutrientes, luz ultravioleta, metales pesados, protozoarios y temperatura.

Se han reportado concentraciones de 1 a 1.100 organismos por 100 ml en efluentes cloacales no clorados (Covert, 1999).

Si los efluentes son ricos en nutrientes estas bacterias pueden sobrevivir por mucho tiempo (Covert, 1999).

Efectividad de los procesos de tratamiento

La desinfección es una importante barrera para la eliminación de la bacteria. Niveles de cloro residual libre de 0,2 mg/l son suficientes en los sistemas de distribución. Recientes estudios indican que Salmonella y Escherichia Coli presentan similar resistencia a la desinfección con cloro libre (Covert, 1999).

4.2.8 Shigella

Descripción del agente

El género Shigella (Familia: Enterobacteriaceae) está compuesto por cuatro especies (serogrupos): Shigella dysenteriae (serogrupo A), Shigella flexneri (serogrupo B), Shigella boydii (serogrupo C) y Shigella sonnei (serogrupo D) (Moyer, 1999; Prats, 1998).

Los serogrupos A, B y C están divididos en 12, 13 y 18 serotipos, respectivamente (Moyer, 1999).

Son bacterias facultativas anaerobias, Gram negativas con forma tipo bastón, de 0,3 a 1,0 μm de diámetro y 1,0 a 6,0 μm de largo. No tienen movilidad, no forman esporas, y su temperatura óptima de crecimiento es 37° C (Moyer, 1999).

Descripción de la enfermedad

Todas poseen capacidad patógena, causando enteritis invasora caracterizada por producir dolor abdominal cólico, diarrea y fiebre. La afectación del colon da lugar a una reacción inflamatoria intensa con moco y pus, pudiendo formarse úlceras y sangrado, por lo que las deposiciones son, característicamente, de pequeño volumen y pueden ir acompañadas de moco y sangre dando lugar, en conjunto, al cuadro denominado disentería bacilar. Shigella dysenteriae (serogrupo A) es la especie que suele producir cuadros clínicos más graves (Prats, 1998).

Shigella sonnei (serogrupo D), es el agente causante de la mayoría de los casos de shigellosis en los Estados Unidos. El período de incubación es generalmente de 1 a 3 días (Moyer, 1999).

Es frecuente detectar cualquiera de las cuatro especies como agente causal de diarrea del viajero o en inmigrantes de países donde la shigellosis es endémica (Prats, 1998).

Modo de transmisión

La enfermedad se transmite por la vía fecal-oral, en forma directa o indirecta (Moyer, 1999).

Las Shigellas tienen como único reservorio al hombre y su dosis infectante mínima es pequeña (de 10 a 100 bacterias), lo que permite su transmisión no sólo a través de los alimentos, sino también a través del agua y por contacto directo entre niños en las guarderías. Sin embargo, como todos los microorganismos de transmisión fecal-oral cuyo único reservorio es humano, pueden llegar a erradicarse con medidas de higiene personal y ambiental (Moyer, 1999; Prats, 1998)

Persistencia del agente en el ambiente

Las Shigellas no sobreviven en medios con pH bajo, son sensibles a pequeños niveles de cloro, y no compiten favorablemente con otros organismos en el ambiente. Pueden sobrevivir hasta cuatro días en ríos y lagos (Moyer, 1999).

Efectividad de los procesos de tratamiento

Los procesos convencionales de coagulación y filtración son capaces de remover un gran porcentaje de bacterias, incluyendo Shigellas. La desinfección con valores de cloro libre de 0,5 mg/l durante un tiempo de contacto de media hora es suficiente para eliminar completamente la bacteria (Moyer, 1999).

4.2.9 Vibrio Cholerae

Descripción del agente

El vibrión del cólera es un bacilo aerobio, Gram negativo, con un solo flagelo polar que le da gran movilidad, se divide en dos serogrupos, el O1 y «no O1» (Toranzos y col, 1999). Morfológicamente pertenece al grupo de los Espirilos, de espira rígida y corta (Departamento de Bioquímica IIQ, 2001).

Vibrio cholerae O1 incluye dos clases de biotipos: el clásico y la variante el Tor. Los dos biotipos se encuentran separados en dos serotipos principales: el Ogawa y el Inaba, raramente un tercer serotipo el Hikojima puede estar presente. Estos serotipos pueden cambiar durante las epidemias, todos producen enterotoxinas similares y también el cuadro clínico es muy similar (Toranzos y col, 1999).

Descripción de la enfermedad

El cólera es una enfermedad infecciosa que puede variar desde asintomática a muy severa, particularmente se le identifica como la enfermedad diarreica más severa que se conoce. Los síntomas son diarrea acuosa, vómitos, que pueden conducir a una rápida deshidratación y posterior muerte si no es tratada a tiempo, en un plazo de 1 a 5 días, y en casos severos de 2 a 24 horas (Toranzos y col, 1999).

Los primeros síntomas de la enfermedad por *Vibrio Cholerae* se presentan 2 a 5 días después de la infección y están dados por la acción de la toxina colérica que se fija a nivel de la membrana intestinal ocasionando vómito, evacuaciones líquidas muy abundantes con restos de mucosa intestinal «agua de arroz» y dolor abdominal.

La pérdida de agua por heces puede alcanzar cantidades como 15 a 24 litros por día, lo que ocasiona una deshidratación severa. La mortalidad en casos hospitalizados y tratados adecuadamente a base de líquidos, electrolitos y glucosa es menor al 1%, sin embargo, en aquellos casos que no reciben una atención oportuna y adecuada, este porcentaje puede llegar hasta 60% sobre todo en niños menores de 5 años con desnutrición.

Modos de transmisión

La transmisión ocurre fundamentalmente por la ingestión de agua o alimentos contaminados con heces o vómitos de personas infectadas.

La ingestión de mariscos crudos o mal cocidos procedentes de aguas contaminadas es una de las principales causas. Un brote ocurrido en Louisiana se debió a la ingestión de cangrejos preparados en el hogar, capturados en aguas de lago contaminadas con *Vibrio Cholerae* serotipo Inaba.

La cantidad de microorganismos que deben ingerirse para causar la enfermedad se estima en 1.000, pero existen evidencias de que puede ser 100 o menos. De esta manera, en un caso extremo un portador lleva tantos microorganismos como para afectar a un millón de personas (Rojas, 1991).

Persistencia del agente en el ambiente

El vibrión del cólera sobrevive por periodos hasta de 7 días fuera del organismo, especialmente en ambientes húmedos y templados, en el agua sobrevive unas cuantas horas y algunas semanas si ésta tiene un elevado contenido de materia orgánica.

Es muy sensible a valores bajos de pH, sobrevive mejor en aguas neutras y alcalinas. Este organismo sobrevive mejor en aguas saladas debido a la presencia de sodio, se han reportado datos que indican un tiempo de supervivencia de 18 horas en aguas dulces, y de hasta 95 horas en aguas saladas (Toranzos y col, 1999).

Epidemia de cólera en América en 1991

El año 1991 el Perú fue azotado por una epidemia de cólera, llegando a 322.562 sospechosos de cólera con un total de 2909 defunciones. Los primeros casos fueron informados casi simultáneamente en tres ciudades costeras separadas 400 a 500 kilómetros entre sí, Chancay, Chimbote y Piura. De allí el mal se diseminó a otras áreas urbanas y rurales del Perú teniendo un frente de

ataque inicial por toda la línea costera. Luego evolucionó transportándose por Cajamarca y Junín, penetrando finalmente en la Selva peruana hasta Loreto y San Martín y a muchos otros países de continente americano (FAO, 2002).

Se confirmó que el primer brote fue causado por la bacteria *Vibrio Cholerae* serogrupo 01, Biotipo El Tor, serotipo Inaba, transmitido particularmente por la ingestión de pescado sin previa cocción (FAO, 2002).

En muchos países de América Latina al inicio de 1990 preveían condiciones favorables para la transmisión de la enfermedad, como sistemas de abastecimiento de agua deficientes en cobertura y calidad, especialmente en desinfección, baja cobertura de sistemas de alcantarillados, existencia de muchas poblaciones sin tratamiento de efluentes, o con tratamiento y disposición final inadecuada, y planes de saneamiento sin continuidad (Ministerio de Salud de Nicaragua, 2003).

A fines de 1991 ya se habían reportado más de 391.220 casos de cólera en 16 países del continente americano, siendo los más afectados Perú, Ecuador y Colombia, dando cuenta del 97% del total de casos de la región.

Durante 1992 y 1993, el cólera epidémico continuó transmitiéndose en forma intensa en el continente Americano.

Los esfuerzos regionales, liderados por la OPS/OMS, para controlar la epidemia y mitigar su impacto se concentraron en el fortalecimiento de los servicios de salud, la ampliación y mejoramiento de sistemas de desinfección del agua, control sanitario de aguas servidas, la ampliación de los sistemas de vigilancia, la mejora de los niveles de educación y la inversión en infraestructura sanitaria (Ministerio de Salud de Nicaragua, 2003).

Hacia 1997 se había logrado reducir la magnitud, al punto que se reportaban aproximadamente 4% de los casos iniciales, habiéndose registrado casos aislados en Centroamérica hasta el año 2000 (Ministerio de Salud de Nicaragua, 2003).

Efectividad de los procesos de tratamiento

Virtualmente todos los brotes epidémicos de cólera están asociados a deficiencias en los sistemas de potabilización y/o tratamiento y disposición de efluentes de origen doméstico (Toranzos y col, 1999).

La cloración es extremadamente efectiva, niveles bajos de cloro inactivan *Vibrio Cholerae*, aunque se han encontrado cepas algo más resistentes (Toranzos y col, 1999). En zonas afectadas han sido muy eficaces para el control de la enfermedad los sistemas de desinfección de nivel domiciliario.

4.3 Virus

Los virus (del latín, «veneno»), son entidades orgánicas más pequeñas que las bacterias, compuestas tan sólo de material genético, rodeado por una envoltura protectora. Sus tamaños van de 0,01 a 0,1 μm , y carecen de sistemas de reproducción (Enriquez, 1999).

Carecen de vida independiente pero se pueden replicar en el interior de las células vivas, perjudicando en muchos casos a su hospedador en este proceso (Enriquez, 1999).

Los virus se ubican en la frontera entre lo vivo y lo no vivo, son básicamente una aglomeración pequeña de material genético - ya sea ADN o ARN - dentro de una protección denominada cubierta viral o cápside, la cual, a su vez, está conformada de fragmentos de proteínas denominados capsómeros. Algunos tienen una capa adicional denominada envoltura (Enriquez, 1999).

Existen muchas y variadas formas de virus, algunos son poliédricos, o de múltiples lados. Otros virus tienen la forma de óvalos puntiagudos o de ladrillos con las esquinas redondas.

Para reproducirse, tienen que apoderarse de la maquinaria reproductora de una célula hospedera adecuada, en la cual introducen su material genético, ya sea engañándola para que la introduzca por ella misma como si fuera un nutriente, o fusionando la cubierta viral con la pared o la membrana de la célula hospedera y liberando sus genes dentro de ella.

Algunos virus inyectan sus genes en la célula hospedera y dejan su cubierta en el exterior.

Si es un virus ADN, su material genético se inserta en el ADN de la célula hospedera. Si es un virus ARN, debe primero cambiar su ARN en ADN, empleando la maquinaria de la célula hospedera para poder insertarse. Seguidamente a esto, los genes virales se copian muchísimas veces, usando la maquinaria que la célula usa normalmente para fabricar su ADN. Los virus emplean las enzimas del hospedero para construir nuevas cápsides y otras proteínas virales. Los nuevos genes virales y las proteínas se ensamblan en nuevas partículas virales.

4.3.1 Enterovirus

Características del agente

Los enterovirus pertenecen a la familia de los picornavirus (pico significa que es muy pequeño, rna indica que su genoma consta de ARN). Se dividen en cuatro grupos: Poliovirus (3 tipos), Coxsackievirus (30 tipos), Echovirus (34 tipos) y Enterovirus (68 a 71 tipos) (Gerba, 1999).

Los enterovirus comparten gran número de características clínicas, epidemiológicas y ecológicas, así como ciertas propiedades físicas y químicas (Lerma Sánchez, 2000). Difieren entre sí por el distinto comportamiento en cultivo, antigenicidad y ciclo replicativo aunque, en todos los casos, el hábitat común y el lugar de replicación es el tracto intestinal humano. (Lerma Sánchez, 2000). Todos son no encapsulados, de 25 a 30 nm de diámetro (Gerba, 1999).

Descripción de la enfermedad

Se conocen más de 70 tipos de enterovirus que causan infecciones, muchas veces clínicamente inaparentes, pero que, en un pequeño porcentaje de casos, dan lugar a enfermedades graves del sistema nervioso central, como la meningitis, encefalomielitis, síndrome de Guillain-Barré, mielitis transversa y poliomielitis, entre otras (Lerma Sánchez, 2000). Aunque determinados Enterovirus se asocian con frecuencia a brotes epidémicos, dando lugar a un síndrome específico, los mismos tipos pueden, en otras ocasiones, ser responsables de infecciones esporádicas, con distintas manifestaciones clínicas, incluso asintomáticas (Lerma Sánchez, 2000). Por otro lado, diferentes virus pueden producir el mismo síndrome. Por estas razones, en general, las manifestaciones clínicas no son una base satisfactoria para el diagnóstico (Lerma Sánchez, 2000).

La poliomielitis es una infección aguda que afecta de forma grave al Sistema Nervioso Central, con destrucción de las neuronas motoras de la médula espinal, dando lugar a parálisis en los miembros superiores e inferiores (Gerba, 1999).

Los programas de vacunación contra la poliomeilitis han logrado erradicar la enfermedad del hemisferio norte, y la OMS tiene entre sus objetivos eliminar totalmente la enfermedad en los próximos años (Gerba, 1999).

Los virus Cocksackie producen una variedad de enfermedades que incluyen la meningitis aséptica, mialgia epidémica (pleurodinia o enfermedad de Bornholm), síndrome mano-pie-boca, miocarditis, pericarditis, neumonía y resfriado común. Se han relacionado también con malformaciones congénitas y algunas formas de diabetes (Lerma Sánchez, 2000).

Existen evidencias de que las infecciones por virus Cocksackie juegan un papel importante en la etiología de la diabetes dependiente de insulina. También se ha relacionado a los virus Cocksackie con pancreatitis en los adultos (Lerma Sánchez, 2000).

Por último, existe una vasta miscelánea de cuadros clínicos en los que se ha implicado a los Enterovirus. El síndrome de fatiga crónica, caracterizado por una debilidad del músculo esquelético, acompañada de mialgias (dolores musculares), cefaleas, dificultad de concentración, etc., se ha asociado con múltiples agentes etiológicos víricos, siendo los Enterovirus uno de ellos. La meningitis, ciertas enfermedades febriles y el resfriado común también se relacionan con los Echovirus. El Enterovirus tipo 68 causa infección de vías respiratorias bajas, el Enterovirus tipo 70 es el agente de epidemias de conjuntivitis hemorrágica aguda y el Enterovirus tipo 71 causa meningitis, encefalitis y síndrome mano-pie-boca (Lerma Sánchez, 2000).

El período de incubación de los Enterovirus puede variar entre 1 y 35 días. Los períodos cortos (2 o 3 días) están asociados con infecciones respiratorias (Gerba, 1999).

Modos de transmisión del agente

El hombre es el único reservorio conocido y la transmisión es, fundamentalmente, por vía fecal-oral y respiratoria (Lerma Sánchez, 2000), con la posible excepción del tipo 70 el cual se transmite por contacto directo persona a persona (Gerba, 1999).

Se dan casos de transmisión por vómitos o moscas, aunque la más frecuente es la vía directa, de persona a persona, existiendo gran número de portadores sanos. Los virus se eliminan por las heces y se pueden detectar en aguas residuales. Pueden presentarse en forma endémica o en brotes epidémicos, siendo más frecuente en verano y otoño, en niveles socioeconómicos bajos y en lactantes y niños, más frecuente en varones (Lerma Sánchez, 2000).

Se han reportado epidemias de enfermedades causadas por Coxsackievirus y Echovirus, transmitidas a través del agua o alimentos contaminados (Gerba, 1999).

Persistencia del agente en el ambiente

Una característica de los Enterovirus es su gran resistencia a los ambientes con pH altos o bajos. Son estables durante 1 a 3 horas a pH 3 a 5, y pueden tolerar pH 10 o 11 por algunos minutos (Gerba, 1999).

Los Enterovirus pueden mantenerse estables por años en ambientes con temperaturas inferiores a 5°C (Gerba, 1999).

Resistencia de los Enterovirus a los procesos de tratamiento

Los Enterovirus son quizás el grupo de virus más estudiado en cuanto a la efectividad de los procesos de tratamiento en su eliminación. Se pueden obtener claramente reducciones del 99,99 % a través de los procesos de coagulación-floculación-sedimentación-filtración y desinfección (Gerba, 1999). Coxsackievirus parece ser más resistente que los otros grupos a la radiación ultravioleta (Gerba, 1999).

4.3.2 Rotavirus

El rotavirus es un virus que pertenece a la familia Reoviridae. Fue descubierto en 1973 por la Dra. Ruth Bishop y sus colaboradores quienes le dieron el nombre de «rotavirus» por tener una apariencia de rueda de bicicleta. Hasta hoy se han identificado siete grupos, de la A a la G, pero sólo los grupos A, B y C se han asociado a gastroenteritis en humanos, la mayoría de los casos de enfermedad son causados por la cepas del grupo A (González Fernández, 2002).

El rotavirus es un virus contagioso y representa una causa importante de diarrea infantil severa. En algunos lactantes y niños, la diarrea puede ser tan

grave que provoca deshidratación, y es posible que requieran atención médica de emergencia u hospitalización (González Fernández, 2002).

El material genético de los rotavirus consiste en dos hilos de ácido ribonucleico (ARN) dividido en 11 segmentos. En la partícula infecciosa del rotavirus estos segmentos están contenidos en una cubierta de proteína que tiene tres vainas.

Pueden distinguirse los diferentes grupos de rotavirus de humanos y animales por los tamaños de los segmentos de los genes y las propiedades de las proteínas de la cubierta (Mota-Hernández, 2001). Las vacunas en desarrollo para los infantes están dirigidas a las infecciones por el rotavirus del grupo A, el más frecuente causante de diarrea severa en niños. En los Estados Unidos las posibilidades de que un niño sea hospitalizado alguna vez en su niñez a causa de gastroenteritis por rotavirus es de alrededor de 1 en 40.

Los síntomas se desarrollan rápidamente y pueden llegar hasta 20 episodios de vómitos y 20 episodios diarreicos por día. Aproximadamente 1 en cada 800 niños lo suficientemente enfermos para requerir hospitalización muere de la infección. Casi la mitad de estas muertes ocurre antes de que el niño llegue al centro de tratamiento y la mitad después de presentarse en el lugar de tratamiento.

Se cree que el rotavirus es responsable de más de 125 millones de casos anuales de diarrea en niños y lactantes de todo el mundo, que provocan entre 350.000 y 600.000 defunciones en menores de cinco años (Mota-Hernández, 2001).

Cerca de 55.000 niños son hospitalizados cada año en Estados Unidos debido a infecciones por rotavirus, y ocurren entre 20 y 40 muertes infantiles por año (Mota-Hernández, 2001).

La mayoría de los casos de infección por rotavirus se presenta durante los meses más frescos del año, desde el otoño hasta la primavera, y en niños con edades comprendidas entre 4 y 24 meses.

Las personas se pueden infectar con rotavirus más de una vez, pero, usualmente, la infección inicial es la más severa y las subsiguientes son más leves.

Estudios realizados por Mota-Hernández F. y col (2001) detectaron una mayor intensidad y gravedad de la diarrea por rotavirus en lactantes, con relación a la diarrea de otras etiologías.

Modos de transmisión del rotavirus

La transmisión del rotavirus ocurre con mayor frecuencia a través del contacto fecal-oral. Usualmente, esto sucede por lavarse mal las manos o ingerir agua o alimentos contaminados. El virus también se puede transmitir a través del tracto respiratorio u otros líquidos corporales, aunque estas vías son menos comunes. Además, puede vivir durante bastante tiempo en superficies inanimadas, como juguetes y superficies duras. Por esta razón, los brotes pueden ocurrir en guarderías y en familias que comparten una casa. El niño hospitalizado debe ser aislado de otros niños para prevenir la transmisión del virus.

Después de tomar contacto con el virus, la aparición de los síntomas puede demorar hasta dos días (González Fernández, 2002).

Síntomas

La infección por rotavirus se manifiesta después de una incubación inferior a 48 h y se mantiene durante un período de tiempo entre 3 y 8 días, las 2 características que se muestran durante la infección son fiebre, vómitos acompañados por diarreas. Los niños más enfermos desarrollan síntomas relacionados con la deshidratación y las anormalidades metabólicas resultantes, como letargo, frecuencia respiratoria rápida y mucosas secas (González Fernández, 2002).

Los síntomas pueden variar de leves a severos. Los síntomas más comunes del contagio por rotavirus son: fiebre (que normalmente disminuye en los primeros dos días), náuseas, vómitos, dolor abdominal, diarrea (usualmente acuosa, que puede durar entre tres y ocho días), deshidratación (que puede ocurrir rápidamente, especialmente en los lactantes). Los síntomas de la deshidratación pueden incluir: somnolencia o letargo, irritabilidad, sed, piel pálida o moteada, menor elasticidad en la piel, ojos profundamente hundidos, lágrimas escasas o ausentes, disminución de la cantidad de orina, sequedad en la boca (González Fernández, 2002).

4.3.3 Virus de la Hepatitis «A»

Descripción del agente

El virus de la hepatitis A (HAV), pertenece a la familia de los picornavirus. Es un virus no encapsulado, de forma más o menos esférica, de aproximadamente 27- 28 nm de diámetro. Estudios más detallados muestran que el virus tiene una forma geométrica característica, un polígono de 20 caras (icosaedro). Se compone de una cubierta externa proteínica, o cápside que rodea el material genético (GlaxoSmithKline Biologicals, 2002).

Por mucho tiempo fue clasificado como Enterovirus pero actualmente se clasifica como Hepatovirus, ya que infecta principalmente el hígado (Sobsey, 1999).

Descripción de la enfermedad

La hepatitis A es una enfermedad inflamatoria aguda del hígado, como consecuencia de una infección por el virus de la hepatitis A. El HAV es uno de los virus más diseminados que causa hepatitis afectando a millones de personas en todo el mundo cada año. El virus se transmite usualmente por vía entérica y por lo tanto está particularmente asociado con bajos niveles de higiene y medidas sanitarias.

Se calcula que el periodo de incubación de la hepatitis A es entre 15 y 50 días, con una duración promedio de casi 1 mes. Durante esta fase, la excreción viral alcanza su máximo y los pacientes están en la etapa más infecciosa. Sin embargo, en ese momento desconocen normalmente que tienen problemas de salud (GlaxoSmithKline Biologicals, 2002).

En la fase «prodrómica» de la enfermedad, aparecen síntomas no específicos. Éstos pueden incluir fiebre, náusea, vómitos y pérdida de apetito durante casi una semana, en ocasiones más tiempo en los niños. En esta etapa ya está ocurriendo el daño hepático, como lo pueden revelar las biopsias. Hacia el final de la fase prodrómica, la orina se vuelve por lo general oscura, las heces pálidas o claras y a menudo se desarrolla ictericia. Cuando esto sucede, la mayoría de los pacientes buscan ayuda médica (GlaxoSmithKline Biologicals, 2002).

La fase icterica, que puede durar desde unos pocos días hasta varias semanas, se caracteriza por la aparición de ictericia, con coloración amarillenta de la piel y de la parte blanca de los ojos. Puede acompañarse de pérdida de apetito y fiebre baja. También pueden detectarse algunos síntomas de insuficiencia hepática, en particular trastornos en los mecanismos de coagulación sanguínea, pero la hepatitis A rara vez es causa de insuficiencia hepática.

La ictericia es el resultado de niveles elevados de bilirrubina en sangre. Una elevación muy rápida en los valores de bilirrubina puede indicar el desarrollo de enfermedad fulminante (GlaxoSmithKline Biologicals, 2002).

La recuperación de la hepatitis A es gradual. La función hepática regresa a lo normal casi después de 3 meses, pero las sensaciones de debilidad y letargia pueden persistir hasta durante un año (GlaxoSmithKline Biologicals, 2002).

Según la Organización Mundial de la Salud, en el ámbito mundial, se calcula el número de casos clínicos de infección por HAV en 1,5 millones al año aproximadamente, la mayoría en niños con un porcentaje fatal de menos del 0,4%.

Los porcentajes más elevados de infección por HAV se presentan en América Central y del Sur, África, el Cercano Oriente, Groenlandia y en el centro, este y sudeste de Asia (GlaxoSmithKline Biologicals, 2002).

Algunos epidemiólogos prevén para los países en desarrollo, un porcentaje de infección aproximado de 100% en niños de 12 años y menores. En países con infección prolífica de niños, la hepatitis A en adultos es prácticamente inexistente debido a la infección cuasi universal durante la niñez. Una persona que ha sido infectada con el VHA, goza de inmunidad contra una nueva infección de por vida (GlaxoSmithKline Biologicals, 2002).

A diferencia de la hepatitis B o C, esta forma común de hepatitis tiene corta vida y jamás se convierte en una enfermedad crónica o de largo plazo. Comparte muchas similitudes con el virus de la hepatitis E, el cual también se transmite por contacto con las heces o personas infectadas.

Modo de transmisión

La Hepatitis A se transmite por vía fecal - oral (Sobsey, 1999). El virus es transmitido por agua o alimentos contaminados con heces de personas infectadas, por contacto directo de persona a persona o por contacto con objetos contaminados (Sobsey, 1999).

Si bien el agua puede ser una importante vía de transmisión, es más importante el contagio a través de alimentos (Sobsey, 1999).

Persistencia del agente en el ambiente

HAV es uno de los virus más resistentes a los agentes físicos y químicos, es estable en el agua hasta una temperatura de 60°C, y tolera valores de pH comprendidos entre 1 y 10 por varias horas (Sobsey, 1999, GlaxoSmithKline Biologicals, 2002).

El virus es especialmente resistente a las cloraminas, se necesitan tiempos de contacto en el orden de 10^2 a 10^3 minutos para inactivar el 99,99 % de los virus a una concentración de 1 mg/l de cloro combinado (Sobsey, 1999).

Resistencia del virus HAV a los procesos de tratamiento

Los procesos convencionales de coagulación, floculación, sedimentación y filtración remueven el virus en similar orden que a otros virus entéricos, con reducciones de hasta el 99 % (Sobsey, 1999).

La inactivación a través de cloro libre, radiación UV, ozono y dióxido de cloro puede llegar al 99,99 % (Sobsey, 1999).

Un tiempo de contacto de 20 minutos a una concentración de cloro libre de 1 mg/l, reduce el 99,99 % de los virus (Sobsey, 1999).

La radiación con luz ultravioleta inactiva el virus con mayor eficiencia que a otros virus entéricos, se han reportado eficiencias de inactivación de 99,99 % con dosis de 20 mW-seg/cm² (Sobsey, 1999).

4.3.4 Virus de Norwalk

El virus de Norwalk pertenece a un grupo llamado calicivirus que es conocido por causar epidemias de gastroenteritis en adultos comúnmente asociadas a contaminación del agua, alimentos, pescados y mariscos. Las infecciones por este tipo de virus son menos severas que las de rotavirus en los niños, pero son más serias en los adultos (Barreda, 2004).

El virus se puede presentar en cualquier época del año, aunque es más frecuente en el invierno y también después de inundaciones que dan como resultado contaminación del agua (Barreda, 2004). Su rango de tamaño es entre 27 y 40 nm (Hurst, 1999)

La infección del virus de Norwalk es una enfermedad gastrointestinal que ocurre esporádicamente o en brotes. El virus se identificó inicialmente durante un brote de gastroenteritis en Norwalk, Ohio, en 1972 (Department of Health N.Y. State, 2003).

El virus de Norwalk se contagia a través de la exposición a personas infectadas o a agua y alimentos contaminados, especialmente ensaladas y frutas no debidamente lavadas. El virus se elimina en la materia fecal y el vómito, se han asociado brotes con manipuladores de alimentos contaminados, con mariscos o agua contaminada, y con aguas residuales. Generalmente, se contagia de persona a persona a través del contacto directo, aunque algunos informes médicos sugieren que el virus puede contagiarse a través del aire durante el vómito (Barreda, 2004).

Aunque el virus es de fácil contagio, rara vez produce una enfermedad grave. Los síntomas más comunes incluyen náuseas, vómitos y retorcijones estomacales. Ocasionalmente, el vómito se puede acompañar de diarrea, la fiebre es generalmente baja o ausente, y las personas infectadas se recuperan normalmente en uno a dos días. El período de incubación es de 1 a 2 días. (Barreda, 2004).

No se dispone de un tratamiento específico, las personas que se deshidraten tal vez necesiten ser rehidratadas a través de la ingestión de líquidos orales, y ocasionalmente, puede ser necesario hospitalizar al paciente para que reciba líquidos intravenosos (Barreda, 2004).

Es importante indicar que varias enfermedades e intoxicaciones por alimentos causan síntomas muy similares. Una característica de este virus es que la enfermedad se presenta muy rápido y que los afectados son personas de todas las edades, tanto niños como adultos (Barreda, 2004).

Este virus no se ha podido cultivar en laboratorio y su diagnóstico es a base de métodos muy especializados, costosos y no fácilmente accesibles (Department of Health N.Y. State, 2003).

La detección directa del virus por inmunomicroscopía electrónica, radioinmunoanálisis, cultivo viral y técnicas de biología molecular en muestras clínicas no es necesaria con fines diagnósticos, aunque su utilización podría ser beneficiosa durante brotes epidémicos para identificar individuos que estén excretando virus y sean reservorios potenciales de diseminación durante la incubación. Estos métodos también podrían contribuir para identificar fuentes de diseminación del virus en el medio ambiente (Department of Health N.Y. State, 2003).

4.4 Protozoarios

Los protozoarios son organismos unicelulares, eucariotas. Pueden ser de vida libre o parásitos y se subdividen en cuatro grupos:

- Los **flagelados** poseen uno o varios flagelos, que son prolongaciones de la membrana plasmática, en forma de látigo, que les ayudan a desplazarse. Algunos que pertenecen al género *Tripanosoma* son patógenos.
- Los **sarcodarios** constan de una sola célula que cambia de forma para desplazarse. A este grupo pertenece la *Entamoeba Histolytica*, que causa la disentería amibiana.
- Los **ciliados** son protozoarios de forma definida cuya célula consta de cilios o pestañas vibrátiles que les sirven para impulsarse y capturar el alimento. El *Balantidium coli*, que ocasiona la disentería balantidiana, pertenece a este grupo.
- Los **esporozoarios** son protozoarios que carecen de organelos locomotores y se reproducen generalmente por esporulación. Un representante de este grupo es el *Plasmodium vivax*, que produce una forma de paludismo o malaria.

Desde el punto de vista de la potabilización de aguas se diferencian de las bacterias y los virus por ser, en la mayoría de los casos, extremadamente resistentes a los procesos de desinfección.

Los protozoarios de vida libre se encuentran frecuentemente en las aguas naturales y en el suelo, como por ejemplo las amebas, los flagelados y los ciliados. Generalmente los protozoarios de vida libre no son causa importante de enfermedades de transmisión hídrica, a diferencia de los parásitos (Schaefer, 1995).

Los protozoarios parásitos viven y se desarrollan dentro de otro organismo, en relación huésped-hospedador. Ejemplo de parásitos entéricos (intestinales) son *Giardia Lambia*, *Cryptosporidium Parvum*, *Entamoeba Histolytica*, los que son causa frecuente de enfermedades diarreicas en diversos lugares del mundo (Schaefer, 1995).

La mayoría de los protozoarios parásitos entéricos tienen dos etapas en sus ciclos de vida. El trofozoito es el estado activo, de crecimiento y reproducción, el cual en el tracto intestinal es capaz de producir la forma inactiva y resistente, en forma de quiste u ooquiste, capaz de producir la infección al salir con las heces (Schaefer, 1995).

Los trofozoitos no sobreviven fuera de su organismo hospedador, mientras que los quistes y ooquistes pueden sobrevivir por largos períodos, especialmente en aguas frías, y pueden traspasar los filtros de las plantas de tratamiento con relativa facilidad si no se realiza un tratamiento apropiado de coagulación (Schaefer, 1995).

4.4.1 Cryptosporidium

Descripción del agente

Cryptosporidium es un protozooario, parásito unicelular que vive en los intestinos de los animales y humanos, causante de la enfermedad llamada criptosporidiosis.

La forma inactiva resistente del Cryptosporidium llamada ooquiste, que es excretada en las heces fecales de las personas o animales infectados, tiene una pared protectora resistente que le permite sobrevivir bajo una gran variedad de condiciones ambientales (Sterling, 1999).

Con ciertas reservas, se acepta la existencia de 10 especies de Cryptosporidium. Ya que la mayoría de los ooquistes, esféricos o elípticos, miden entre 4 - 6 μm y las características morfológicas ayudan poco en la diferenciación de especies, se requiere de técnicas moleculares y el conocimiento de especificidad de huésped para la identificación correcta. La enfermedad en el humano se atribuye a Cryptosporidium Parvum, aunque otras especies (C. Meleagridis y C. Felis) han sido reportadas (Sterling, 1999).

Se estima que es uno de los principales agentes etiológicos no virales de diarrea en humanos y animales a nivel mundial. Los grupos específicos con mayor riesgo de adquirir la parasitosis son niños, individuos desnutridos, pacientes con algún tipo de inmunocompromiso, congénito o adquirido y sujetos institucionalizados (Luna Silenia y col, 2002).

Tabla 4.4.1 Especies de Cryptosporidium. (Fuente: Uribarren Berrueta, Teresa, «Criptosporidiosis», Departamento de Microbiología y Parasitología, Facultad de Medicina, UNAM, México DF 04510, MEXICO, 2002)

ESPECIE	HOSPEDADOR
C. Andersoni	Ganado
C. Baileyi	Aves
C. Felis	Gatos, principalmente
C. Meleagridis	Aves, principalmente
C. Muris	Roedores, principalmente
C. Nasorum	Peces
C. Parvum	Mamíferos (inclusive humanos)
C. Saurophilum	Reptiles
C. Serpentis	Reptiles
C. Wrairi	Conejillo de Indias

El protozooario fue descubierto en ratones por Tizzer en 1907, a raíz de ese hallazgo fue reportado en un amplio rango de animales vertebrados, domésticos y silvestres, muchos de ellos neonatos (Rose y col, 1989).

Su importancia como patógeno humano fue reconocida en 1976, cuando se diagnosticó en 2 pacientes con diarrea acuosa, y posteriormente confirmada en 1987 (Rose y col, 1989, Hayes y col., 1989).

La infección crónica, con severas consecuencias, ha sido relacionada principalmente con el síndrome de inmunodeficiencia adquirida (VIH/SIDA), pero las infecciones en sujetos inmunocompetentes, así como los casos asintomáticos, han aumentado de manera muy importante.

Ciclo de vida del cryptosporidium

El ciclo de vida de del cryptosporidium parvum comienza con la ingestión del ooquiste, la fase resistente encontrada en el ambiente, a través de agua contaminada o alimentos. Luego de ingerido, la membrana del ooquiste se abre en el intestino delgado, y libera hasta 4 esporozoitos que se adhieren a las células epiteliales del tracto gastrointestinal, los cuales evolucionan a trofozoitos. Posteriormente se forman los ooquistes los cuales son liberados por las heces, y pueden sobrevivir en el ambiente por mucho tiempo (Sterling, 1999).

En aguas frías como lagos pueden sobrevivir y mantener su infectabilidad durante varios meses (Sterling, 1999).

Descripción de la enfermedad

Los síntomas que presenta la criptosporidiosis se asemejan a una gastroenteritis, incluyen diarrea acuosa, calambres intestinales, vómitos, náuseas, fiebre, dolor de cabeza y pérdida del apetito. Clínicamente no se puede distinguir de otras enfermedades diarreicas.

La criptosporidiosis consiste en una enfermedad de nuevo registro en humanos, el parásito se desarrolla en el tracto digestivo del hospedador, donde cumple todo su ciclo vital. Finalmente, los ooquistes son arrojados al exterior junto con las heces, y la ingestión de los mismos por algún hospedador potencial puede resultar en una infección. Los primeros síntomas de criptosporidiosis normalmente aparecen entre dos y 10 días después de la infección, y en las personas saludables, normalmente entre una y dos semanas, y la duración de la diarrea en personas sanas puede variar entre 2 y 26 días, llegando incluso a 90 días. En el brote de Milwaukee (1993), la duración media de la enfermedad fue de nueve días (intervalo, entre 1 y 55) y la media del número de excreciones al día fue de 12 (entre 1 y 90). En los cuadros graves puede excretarse de 12 a 17 litros al día (Rodríguez Juan Carlos y col, 2002).

En los pacientes infectados por el VIH con diarrea, la presencia del parásito se demuestra en el 11-21% de los casos (Rodríguez Juan Carlos y col, 2002), siendo más elevado el porcentaje en los enfermos de países pobres.

Un estudio llevado a cabo en Barcelona en 1994 sobre 1456 pacientes infectados por el VIH mostró la presencia de algún enteropatógeno en 253 (17%), la incidencia fue mayor en los homosexuales (26%) que en los adictos a drogas (12%). El patógeno más frecuente fue Cryptosporidium (104 enfermos), seguido de Salmonella (78 pacientes).

En otro estudio llevado a cabo en Madrid, en el 30% de los pacientes con cryptosporidiosis intestinal aparecieron infecciones extraintestinales, que en el 61,5% fueron de localización biliar, y se observaron en el esputo en el 16,3% de los casos (Rodríguez Juan Carlos y col, 2002).

La emergencia del síndrome de inmunodeficiencia adquirida, VIH/SIDA, hizo más evidente el problema que representa este parásito, además, mediante la afinación de las técnicas diagnósticas se pudo observar que el *Cryptosporidium* también afecta a las personas de cualquier edad que tienen su sistema inmunológico normal. Las personas más susceptibles son los niños, los ancianos y, principalmente, los que tienen inmunodeficiencia (Rodríguez Juan Carlos y col, 2002).

Uno de los peligros que entraña este parásito es que la dosis infectiva para humanos es muy pequeña. Estudios hechos en voluntarios indican que un promedio de 132 ooquistes son suficientes para provocar la infección en un adulto joven, y 30 ooquistes causaron la enfermedad en un voluntario (Basic Biology of *Cryptosporidium*, 2003).

Otras referencias reafirman que tan solo 30 ooquistes pueden causar la enfermedad en humanos (Sterling, 1999). En cambio, estudios realizados con monos indican que para infectarse, experimentalmente necesitan una dosis promedio de 200.000 ooquistes.

Después de la infección aparece cierta inmunidad, pero no se conoce el grado al que la persona previamente infectada queda inmune a infecciones subsiguientes por *Cryptosporidium*. La exposición a una dosis grande del parásito podría producir una recurrencia de la enfermedad.

Modos de transmisión

La transmisión a los humanos es por la ruta fecal-oral, puede ser de persona-persona o animal-persona, y por la ingestión de agua o comida contaminada, aunque un estudio llevado a cabo en Los Angeles en pacientes infectados por el virus de la inmunodeficiencia humana (VIH) mostró que el agua potable tenía poca importancia en la transmisión de la enfermedad (Rodríguez Juan Carlos y col, 2002).

Una persona puede infectarse con *Cryptosporidium* cuando ingiere o pone en contacto con su boca algún objeto que haya estado en contacto con las heces fecales de algún animal o persona infectada. Cuando un gran número de personas adquiere cryptosporidiosis, la fuente de infección puede ser rastreada en algunos casos, pero es imposible determinar el origen de muchos otros casos individuales de esta enfermedad.

Las manos pueden ser contaminadas con *Cryptosporidium* a través del contacto de persona a persona, posiblemente cuando alguien con diarrea o que haya estado involucrado en cualquier actividad que requiera el tocado de áreas o de cuerpos contaminados con heces, por ejemplo cambiar pañales. La cryptosporidiosis puede ser fácilmente diseminada entre las personas de un

grupo social cercano tales como familias, guarderías o centros de cuidado de ancianos. Las personas que trabajan con animales, especialmente cachorros o animales con diarrea, tienen una gran probabilidad de exponerse al parásito.

El beber agua de origen superficial (lagos, ríos, arroyos) sin tratamiento o con tratamiento inadecuado, el ingerir pequeñas cantidades de agua cuando se está nadando, aún en piscinas con agua clorada, puede causar criptosporidiosis, dado que el parásito es muy resistente a las dosis habituales de cloro empleadas con fines de desinfección.

El parásito se puede transmitir a través de alimentos sin cocer, bebidas, o hielo preparado con agua contaminada. Las frutas y vegetales frescos que no han sido lavados, pueden transportar ooquistes si fue utilizado estiércol para abonar la tierra, o los animales pastaron donde se cultivaron los productos.

Diagnóstico y tratamiento de la enfermedad

Existen algunas técnicas de diagnóstico, entre ellas la epimunofluorescencia que requiere la detección del parásito en las heces fecales. Hasta el momento no hay tratamiento específico ni vacuna, y el tratamiento que se les da es a base de rehidratación. En individuos sanos la enfermedad se controla entre 8-20 días, más no así en personas inmunodeficientes (Rodríguez Juan Carlos y col, 2002).

La infección se diagnostica mediante la identificación del parásito durante un examen microscópico de las heces. Ante la sospecha de que una persona con enfermedad diarreica pueda tener criptosporidiosis, el profesional médico debe solicitar específicamente una prueba para *Cryptosporidium*, ya que la mayoría de los laboratorios aún no realizan de rutina las pruebas necesarias para identificar este parásito microscópico específico. Se debe ordenar específicamente una prueba de *Cryptosporidium* en personas con VIH/SIDA u otros pacientes inmunocomprometidos (por ejemplo, pacientes con cáncer o trasplante) que estén recibiendo tratamiento para la diarrea.

Epidemias registradas de criptosporidiosis

La primera epidemia que se registró de gastroenteritis causada por *Cryptosporidium Parvum* fue en 1984 en el estado de Texas, a causa de la contaminación del agua de pozo, con 2.006 casos.

En 1987, 12.960 personas en Carrollton, Georgia, se enfermaron con criptosporidiosis. Este fue el primer reporte de su diseminación a través del sistema de aguas municipales que cumplían con todos los estándares de calidad, estatales y federales.

En 1992 hubo múltiples epidemias asociadas al tratamiento deficiente de plantas abastecedoras de agua potable en Estados Unidos.

En 1993 ocurrió una epidemia de criptosporidiosis en Milwaukee, Wisconsin que afectó a 403.000 personas y provocó la muerte de más de 100 de ellas.

Este hecho sin precedentes en la historia de la salud pública y la ingeniería sanitaria de los Estados Unidos, producido por la contaminación de las fuentes de abastecimiento de agua potable de la ciudad, puso en alerta al Departamento de Salud y a la Agencia de Protección del Medio Ambiente (Sterling, 1999).

Ese mismo año, en Maine, se originó una epidemia por la contaminación de sidra fresca de manzana.

En 1994 tuvo lugar, en Las Vegas, Nevada, la primer epidemia en una población que posee instalaciones modernas para la potabilización del agua de bebida. En el Reino Unido se describieron 18 brotes en el período de 1989 a 1999 asociado a conducciones de agua contaminada con ooquistes (Rodríguez Juan Carlos y col., 2002).

Tabla 4.4.2 Brotes y casos de *Cryptosporidiosis* en Inglaterra y Gales de 1983 a 1997 (Fuente: Hunter y col., 2003)

AÑO	NÚMERO DE BROTES	BROTOS POR AGUA DE BEBIDA	TOTAL DE CASOS EN LOS BROTES	TOTAL DE CASOS POR AGUA DE BEBIDA	TOTAL CASOS EN INGLATERRA Y GALES
1983	1	0	16	0	61
1984	1	0	19	0	876
1985	3	0	60	0	1875
1986	4	0	98	0	3560
1987	1	0	69	0	3277
1988	2	0	102	0	2750
1989	6	3	1090	1042	7768
1990	4	2	92	49	4682
1991	9	2	93	46	5165
1992	12	4	549	343	5211
1993	9	3	358	164	4832
1994	7	2	373	257	4432
1995	5	1	612	575	5691
1996	4	3	244	236	3660
1997	12	5	874	743	4321
Total	80	25	4649	3455	58161

Efectividad de los procesos de tratamiento

Para proteger los suministros de agua contra *Cryptosporidium* se necesitan múltiples barreras, los tratamientos de agua por si solos no pueden resolver el problema. Son etapas críticas la protección de las fuentes de agua bruta, la educación, y la optimización de los procesos unitarios de tratamiento.

Los ooquistes de *Cryptosporidium* tienen gruesas paredes que pueden soportar ambientes hostiles que los hacen resistentes a los desinfectantes químicos tales como el cloro (Luna y col, 2002).

Por lo tanto la remoción física de los ooquistes por filtración es fundamental, y es el único método convencional usado en los Estados Unidos para controlar al *Cryptosporidium*.

El ozono es un desinfectante potente que inactiva a los protozoarios si se usa la dosis suficiente por un tiempo de contacto adecuado, pero el ozono no deja residuos para actuar en el sistema de distribución, tal como lo hace el cloro. Los elevados costos de nuevos sistemas de filtración o plantas para tratamiento con ozono deben ser comparados con los beneficios de tratamientos adicionales. Aún las plantas de tratamiento bien operadas no pueden asegurar que el agua potable esta completamente libre de ooquistes de *Cryptosporidium*.

Estudios realizados en 1990 sobre 66 plantas de tratamiento de aguas superficiales en 14 estados de EEUU y 1 provincia de Canadá, dieron como resultado que se detectó la presencia de *Cryptosporidium* en el 87 % de las aguas brutas, y en el 27 % de las muestras de agua tratada (LeChevallier, 1991).

El promedio de turbiedad del agua filtrada en las localidades en las que se detectaron los parásitos fue 0,19 NTU, lo cual indica que incluso una buena remoción de turbiedad no garantiza la efectividad del sistema en la remoción de *Cryptosporidium* (LeChevallier, 1991). No obstante a menudo se utiliza la remoción de turbiedad como indicador de la remoción de parásitos.

Peeters y col (1989) reportaron que dosis de 1,11 mg/l y 2,27 mg/l de ozono durante 6 y 8 minutos respectivamente, pueden inactivar 90 % y 99,8 % de ooquistes de *Cryptosporidium* respectivamente (no reportaron datos de pH y temperatura).

En contraste, Korich y col (1990), determinaron que 1,3 mg/l de dióxido de cloro apenas puede inactivar el 90 % de los ooquistes en un tiempo de contacto de 60 minutos. También reportaron que se puede lograr una eficiencia mayor que el 90 % de inactivación de ooquistes con una dosis de 1 mg/l de ozono durante 5 minutos, a 25°C y pH= 7,0.

Investigaciones realizadas por Najm y col., concluyeron que es posible lograr muy buenos resultados en la inactivación de *Cryptosporidium*, mediante el tratamiento conjunto de ozonización y posterior cloraminación (Najm y col., 2004).

Recientes estudios, han demostrado que los sistemas de potabilización convencionales, no presentan suficiente seguridad frente al parásito *Cryptosporidium parvum*, incluso en aquellos sistemas que logran reducir la turbiedad eficientemente. Estudios efectuados sobre 82 plantas potabilizadoras de aguas superficiales de los Estados Unidos, reportaron muestras positivas de *Cryptosporidium parvum* en 22 de ellas, de las cuales en más del 70 % la turbiedad del agua filtrada era inferior a 0,1 NTU, y en el 20 % menor a 0,05 NTU. Los autores sugieren la necesidad de introducir barreras adicionales a

los procesos convencionales, tales como la radiación ultravioleta (Aboytes y col., 2004).

En cuanto a su resistencia al cloro y otros oxidantes químicos, *Cryptosporidium* es más resistente que otros parásitos tales como *Giardia*.

4.4.2 Entamoeba Histolytica

Descripción del agente

La *Entamoeba histolytica* (amiba) es uno de los eucariotas más primitivos, pertenece a la familia Entamoebidae del orden Amoebida. Por ser un protozoo parásito, puede existir en dos formas: trofozoito y quiste.

La forma trofozoítica de la *E. histolytica* fue identificada por primera vez en 1875 en un paciente con disentería crónica, la evidencia clínica de la asociación con disentería fue descrita en 1891, la forma quística fue descrita en 1893 y Schaudinn nombró al microorganismo *Entamoeba histolytica* en 1903.

El trofozoito es anaerobio facultativo de 10 - 40 μm de diámetro, se forma a partir de los quistes en el interior del hospedador. Su citoplasma carece de algunos organelos que se encuentran en la mayoría de los eucariotas, se alimenta por fagocitosis y digestión intracelular de nutrientes (Ortiz, 1994).

Los quistes son formas redondas o ligeramente ovaladas de 8 a 20 μm de diámetro. Su citoplasma es incoloro permitiendo la visualización de los nucleolos en número de uno a cuatro. Los quistes son la forma resistente de la *Entamoeba Histolytica*, ya que pueden sobrevivir fuera del hospedador por semanas o meses en un ambiente húmedo, pero raramente sobreviven un período de tiempo mayor que tres meses (Keene, 1999). Los quistes mueren elevando la temperatura a 50°C durante dos minutos, y congelando el agua (Keene, 1999).

El proceso de enquistamiento de la amiba se da cuando las condiciones ambientales le son desfavorables a los trofozoitos, se produce dentro del hospedador y los quistes son eliminados con las heces.

Ciclo de vida de la Entamoeba Histolytica

El ciclo de vida es relativamente sencillo. La infección se inicia con la ingesta de quistes (los cuales son capaces de resistir el pH gástrico) provenientes de agua o alimentos contaminados con materia fecal. En el intestino delgado ocurre la llamada exquistación, que consiste en la división del quiste cuatrinucleado que da origen a ocho núcleos (estado metaquístico transitorio), la división citoplásmica continúa y emergen ocho trofozoitos. Los trofozoitos se dirigen al intestino grueso para colonizarlo, ahí se alimentan de bacterias y restos celulares.

res. Finalmente, los trofozoitos pueden enquistarse completando el ciclo (Ravdin, 1986).

En la mayoría de los individuos infectados la *Entamoeba Histolytica* habita como comensal inofensivo en el intestino grueso (Trissl, 1982).

Descripción de la enfermedad

La amibiasis o disentería amebiana, enfermedad causada por el protozoo parásito *Entamoeba Histolytica*, está catalogada como la tercer parasitosis causante de muerte a nivel mundial, solamente precedida por la malaria y la esquistosomiasis (Keene, 1999). Alrededor del 10 a 20 por ciento de la población mundial se considera infectada y el 10 por ciento de esta población sufre de enfermedad, con una letalidad que oscila entre el 0,1 y 0,25 por ciento (Conde Bonfil y col., 1992).

En México se consideraban en el año 1992 los siguientes porcentajes promedio sobre población total: 20 por ciento de portadores, 2 por ciento de enfermos y muertes entre 0,1 y 0,2 por ciento de los enfermos (en números: 16 millones de portadores, 1,3 millones de enfermos y 10 mil a 30 mil muertes) (Conde Bonfil y col., 1992).

Los cuadros clínicos de la amibiasis intestinal son:

- Colonización asintomática
- Colitis amebiana aguda, es el cuadro más común, se manifiesta por dolor abdominal y evacuaciones disminuidas de consistencia acompañadas de mucosidad y/o sangre
- Colitis fulminante, la que ocurre con mayor frecuencia en niños y que se manifiesta por dolor abdominal difuso, evacuaciones diarreicas con sangre fresca abundante y fiebre
- Ameboma, que se presenta como una masa intestinal que ocasiona dolor abdominal y que puede producir obstrucción del tránsito intestinal.

El período de incubación es variable. Se reportaron datos de un estudio de 300 casos en el cual se observó que el 25% desarrollaron síntomas a los 11 días de establecer contacto con el agente, el 50% a los 20 días y 75% a los 36 días (Keene, 1999).

El diagnóstico clínico se establece con base en síntomas gastrointestinales como: diarrea, dolor cólico abdominal y cefalea. Es de dominio del médico ge-

neral en aquellos países en que la enfermedad es endémica, sólo en pocas ocasiones se recurre al especialista (Bernal Redondo, 2001).

El diagnóstico parasitológico consiste en la identificación del agente causal mediante exámenes coproparasitológicos, los trofozoitos se pueden observar directamente en heces frescas (Keene, 1999).

Entamoeba Histolytica y Entamoeba Dispar

A partir de 1993, datos bioquímicos, genéticos, inmunológicos, clínicos y epidemiológicos confirman la diferenciación entre *Entamoeba Histolytica* y *Entamoeba Dispar*, la primera ocasiona enfermedad invasora intestinal y la segunda no es capaz de cruzar la mucosa intestinal y tiene solo una acción luminal. *Entamoeba Dispar* es 10 veces más común que *Entamoeba Histolytica* (Keene, 1999). Hasta 1996 la identificación de trofozoitos y quistes de *Entamoeba Histolytica* se realizaba exclusivamente mediante la observación microscópica, pero ésta no permite establecer diferencias morfológicas entre las dos especies. Actualmente existen técnicas de laboratorio que hacen posible esta diferenciación. Por lo tanto, la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización Panamericana de la Salud (OPS) sugieren que en el reporte microscópico debe anotarse *E. Histolytica/E. Ddispar* y que el registro de *Entamoeba Histolytica* sólo debe emplearse para la especie patógena (Bernal Redondo, 2001).

Modos de transmisión

La enfermedad se trasmite por vía fecal-oral, ya sea por la ingestión directa de los quistes, al haber estado en contacto con objetos contaminados con heces, o a través de la ingestión de alimentos o agua previamente infectados con los quistes. Si bien la transmisión a través del agua es menos común, su efectividad es muy importante (Keene, 1999).

La dosis infectiva es baja, 2000 a 4000 quistes produjeron la infección en 100 % de 42 voluntarios (Keene, 1999).

Epidemias documentadas de disentería amebiana causadas por el agua

La epidemia más importante documentada corresponde a la ocurrida en Chicago en 1933, con más de 1400 casos y casi 100 muertes (Keene, 1999). Las causas identificadas fueron la contaminación de los depósitos de agua de dos hoteles, producto de la corrosión en las líneas de desagües cloacales.

En 1953 hubo en South Bend (Estados Unidos) otra epidemia en la cual fueron afectados 1.500 empleados de una fábrica, al contaminarse su sistema de agua potable interno. No se reportaron casos fatales (Keene, 1999).

La última epidemia documentada en Estados Unidos fue en octubre de 1983 en Los Angeles County (California). El Departamento de Salud reportó 38 casos, ninguno de ellos fatales.

Efectividad de los procesos de tratamiento

Al igual que los demás protozoarios parásitos, los quistes de *Entamoeba Histolytica* son resistentes a las dosis de cloro utilizadas en los sistemas de tratamiento, por lo que su remoción por coagulación, floculación, sedimentación y filtración es fundamental. La desinfección debe proporcionar la inactivación de los quistes que no hayan sido removidos por los procesos anteriores. Para inactivar un 99 % de quistes de *Entamoeba Histolytica*, se requieren de 8 mg/l de cloramina durante un tiempo de contacto de 10 minutos, o bien de 3 mg/l de cloro libre, para el mismo tiempo de contacto. (EPA, Abril 1999).

4.4.3 Giardia

Descripción del agente

Giardia lamblia (sinónimos: *Giardia intestinalis*, *Giardia duodenalis*) es un protozoario flagelado parásito gastrointestinal, documentado por primera vez en 1966 como causante de enfermedades intestinales (Moore y col, 1969).

Los quistes de *Giardia* son la forma inactiva, resistente e infecciosa, mientras que los trofozoitos son el estado activo, los cuales se reproducen en el tracto intestinal y dan lugar a los quistes, que salen del hospedador con las heces (Schaefer, 1999).

Los quistes tienen forma de elipsoide, levemente asimétrica, de 8 a 14 µm de largo y de 7 a 10 µm de ancho, y poseen 4 núcleos (LeChevallier y col, 1991). La resistente pared quística está formada por una capa filamentosa externa y una capa membranosa interna, con un espesor total de 0,3 - 05 µm, que les permite sobrevivir largo tiempo en el ambiente (Uribarren, 2002).

Los trofozoitos miden 12 - 15 µm de longitud y 6 - 8 µm de ancho (Schaefer, 1999), tienen la superficie dorsal convexa y la ventral cóncava, y tienen tres pares de flagelos (Uribarren, 2002). La función de los flagelos es permitir la movilidad a los trofozoitos y su papel en la adherencia al epitelio intestinal no parece importante (Alcaraz, 2001). Sus movimientos en espiral, dan la impresión de «una hoja de árbol que cae» (Uribarren, 2002).

A través de estudios moleculares se ha demostrado que existen dos grupos (ensambles) genéticos principales, A y B. El subgrupo A1 está constituido por una mezcla de aislados de humanos y otros animales, el subgrupo A11 comprende exclusivamente aislados de humanos. El grupo B engloba una varie-

dad de aislados de humanos y algunos mamíferos (no ganado vacuno). Además, se han identificado diversos genotipos con especificidad de hospedador, y corresponden a aislados de diferentes animales (Uribarren, 2002).

Ubicación geográfica del parásito

Este parásito se encuentra en todo el mundo, especialmente en zonas con malas condiciones sanitarias, y puede ser transmitido por los sistemas de distribución de agua cuando esta, siendo de origen superficial, no ha sido sometida a procesos de filtración y desinfección adecuados (LeChevallier y col, 1991).

En los Estados Unidos Giardia es uno de los parásitos más comúnmente transmitido a través del agua y ocasiona giardiasis en cualquier parte del país en el 1% al 20% de todos los estadounidenses (University of Maryland Medicine, 1999). Los niños de corta edad están 3 veces más propensos a sufrirla que los adultos (University of Maryland Medicine, 1999).

Es la parasitosis intestinal más frecuente en EEUU, y su mayor prevalencia se encuentra en zonas tropicales y subtropicales, donde afecta hasta el 30% de los adultos (Rivera y col., 2002). Es más frecuente en niños, personas internadas en orfanatos o cárceles, homosexuales y viajeros. En México las cifras de infección por este parásito son muy variables, desde 1% hasta 60% de la población estudiada. La incidencia guarda estrecha relación con las condiciones sanitarias, vivienda, higiene personal y nivel educativo (Rivera y col., 2002).

Los niveles de Giardia en las aguas contaminadas con el parásito pueden variar entre 0,003 a 6 quistes/litro (LeChevallier y col, 1991).

Descripción de la enfermedad

La giardiasis, causada por Giardia lamblia, constituye una parasitosis de gran importancia epidemiológica y clínica por su alta prevalencia y patogenicidad, fundamentalmente entre la población infantil. El cuadro clínico de la enfermedad puede variar desde portador sin síntomas, hasta diarrea aguda o de larga duración.

El interés por este flagelado se ha incrementado a partir de la segunda mitad del siglo XX con el reconocimiento de su potencial patógeno.

Los signos más comunes de giardiasis son la diarrea acuosa o pastosa súbita y los calambres abdominales en el área ubicada por encima del ombligo, sin embargo, algunas personas pueden sólo experimentar diarrea moderada e indigestión (University of Maryland Medicine, 1999). Algunos otros síntomas pueden ser: esteatorrea (evacuaciones generalmente explosivas, grasosas y fétidas), inapetencia, fiebre baja, distensión (hinchazón) abdominal, flatulencia, cefalea, manifestaciones alérgicas. La enfermedad aguda suele resolverse en unas semanas, aún sin tratamiento, pero un porcentaje importante de pacientes (30 - 50%) desarrolla una parasitosis crónica, con diarrea recurrente, disminución de peso y deficiencias en el crecimiento y desarrollo infantil (Uribarren, 2002).

Es también posible que la persona afectada por giardiasis sea totalmente asintomática. Los síntomas pueden aparecer en cualquier momento después de 1 a 3 semanas de haber estado en contacto con el parásito, sin embargo muchas personas tienden a mostrar los síntomas dentro de un período de 10 días. La duración del periodo de incubación está relacionada con el tamaño del inóculo (Rivera y col., 2002).

Las investigaciones realizadas acerca de la Giardia han aportado poco para ayudar al médico a comprender este confuso parásito. Sólo un pequeño porcentaje de publicaciones referentes a este tema, aparece publicado en revistas comúnmente leídas por los pediatras (Rivera y col., 2002).

Los avances de la Ciencia y la Tecnología abren nuevas posibilidades para el abordaje de múltiples incógnitas en el campo de la Medicina y, específicamente, en Inmunología, lo cual ha permitido que estudios recientes hayan cambiado la literatura existente sobre giardiasis, predominantemente descriptiva en el pasado, aclarando un sinnúmero de mecanismos fisiopatológicos inherentes a esta parasitosis (Rivera y col., 2002).

Modos de transmisión

El modo de transmisión de la giardiasis es la vía fecal-oral. Los quistes son eliminados con las heces y transmitidos directamente a otro hospedador, o a través de vehículos como agua y alimentos. Diez quistes son suficientes como dosis infectante (Uribarren, 2002, Rivera y col., 2002). El desenquistamiento se inicia debido a la acidez del contenido gástrico, y culmina con la liberación de uno o dos trofozoitos, la infección se propaga en el duodeno y el resto de intestino delgado.

Diagnóstico y tratamiento de la enfermedad

Los síntomas de giardiasis se inician uno a siete días antes de que se detecten quistes en las heces, los cuales generalmente se eliminan en forma intermitente, por lo que se requiere de una serie de tres muestras en días alternos o espaciadas en un lapso de 10 días, para detectar el parásito en las heces (Rivera y col., 2002). Como los parásitos son frágiles, se logran mejores resultados diagnósticos con muestras frescas, que después se tiñen para identificación de los quistes. Las muestras de heces frescas se examinan en preparaciones salinas húmedas para detectar trofozoitos móviles. Sin embargo, a menos que el sujeto tenga diarrea aguda, es probable que las muestras de heces sólo contengan quistes (Rivera y col., 2002).

Efectividad de los procesos de tratamiento

Aunque en menor medida que el *Cryptosporidium*, y como la mayoría de los protozoarios, la Giardia es muy resistente a las dosis habituales de cloro utiliza-

das con fines de desinfección, por lo que la remoción a través de coagulación-floculación- sedimentación- filtración es la principal barrera para su eliminación en las plantas de tratamiento.

Investigaciones realizadas por Logsdon reportaron remociones del 65 al 93 % de quistes en la sedimentación, muy similar a los porcentajes de remoción de turbiedad (Logsdon y col., 1985). En cambio en la filtración los porcentajes de remoción son sensiblemente mayores, y dependen de múltiples parámetros tales como la dosis de coagulantes, el uso de polímeros, la tasa de filtración, la calidad del agua y la granulometría de los filtros.

El establecimiento en 1989 del reglamento de potabilización de aguas superficiales (SWTR) por parte de la EPA en los Estados Unidos, impuso créditos y requerimientos para las operaciones de remoción e inactivación de Giardia.

4.5 Helmintos

Los Helmintos, o gusanos parásitos, en cuanto a su tamaño van desde gusanos redondos escasamente visibles (0,3 mm) a tenias grandes que pueden crecer hasta 25 metros. Los huevos y larvas son tan pequeños como 0,01 mm.

Los helmintos no son causa directa de infecciones por ingestión de agua por parte del hombre, sino que las infecciones se dan generalmente por contacto de agua contaminada con la piel, por lo que se dice que son causa de enfermedades «con base en el agua». Como parásitos, toman forma de gusanos y se valen de vectores animales intermediarios (como los caracoles) para prosperar, y luego infectan al hombre, penetrando a través de la piel o al ser ingeridos.

Son enfermedades con base en el agua la ascariasis, dracunculosis, paraginimiasis, clonorquiasis y esquistosomiasis. Los causantes de estas enfermedades son una variedad de gusanos, tenias, vermes cilíndricos y nemátodos, denominados colectivamente helmintos.

Aunque estas enfermedades generalmente no son mortales, pueden ser extremadamente dolorosas e impiden trabajar a quienes las padecen, e incluso a veces impiden el movimiento. En América Latina, tienen importancia la ascariasis y la paraginimiasis (WHO, 1996).

Tabla 4.5.1 Enfermedades causadas por Helmintos (Fuente: WHO 1996, WHO 1998)

Enfermedad	Causa y vía de transmisión	Extensión Geográfica
Ascariasis	Los huevos fecundados se expulsan con las heces humanas. Las larvas se desarrollan en la tierra caliente. El hombre ingiere la tierra que está sobre los alimentos. Las larvas penetran la pared intestinal, donde maduran.	África, Asia, América Latina
Clonorquiasis	Los gusanos se reproducen en caracoles, que son ingeridos por peces de agua dulce u otros caracoles. Cuando el hombre come pescado crudo o poco cocido, los gusanos migran a los conductos biliares y ponen huevos	Asia Sudoriental
Dracunculosis (Gusano de Guinea)	El gusano de Guinea (<i>Dracunculus medinensis</i>) es ingerido por el cílope (un crustáceo). Cuando el hombre ingiere el cílope, las larvas del gusano se liberan dentro del estómago y penetran la pared intestinal, luego se desarrollan, transformándose en gusanos, y migran a través de los tejidos. Después de un año, el gusano adulto llega a la superficie de la piel de las extremidades inferiores. La hembra al entrar en contacto con el agua despiden las larvas.	Sudán, y otros países africanos al sur del Sahara y algunos casos en la India y Yemen
Esquistosomiasis	Los huevos del gusano esquistosoma se expulsan con las heces humanas. Los huevos hacen eclosión en contacto con el agua, liberando el parásito miracidium. El parásito ingresa en un caracol de agua dulce, donde se reproduce. Se libera otra vez dentro del agua, luego penetra en la piel del hombre en unos segundos y pasa a los vasos sanguíneos. En 30 a 45 días, miracidium crece y se convierte en gusano, que puede poner de 200 a 2.000 huevos por día, durante un promedio de 5 años.	África, Cercano Oriente, faja de bosque húmedo en África Central, Pacífico Occidental, Kampuchea, Laos
Paraginimiasis	Los gusanos que viven en quistes pulmonares ponen huevos en los pulmones humanos que se expectoran y luego se tragan. Los huevos de los gusanos se expulsan con las heces y se abren en agua dulce. Las larvas encuentran caracoles en los cuales se duplican, luego se mudan a cangrejos de río y mariscos, los cuales son ingeridos por pescados. El hombre los ingiere sin el cocimiento suficiente, y los gusanos migran en parejas del estómago a través de la pared y del diafragma intestinal a los pulmones, donde se aparean.	Lejano Oriente, América Latina

La prevalencia global de infección por helmintos o gusanos parásitos, probablemente excede a cualquier otra infección. Se estima que un tercio de la población mundial alberga una infección con helmintos intestinales (*Trichuris trichiura*, *Ascaris lumbricoides*, *Strongyloides stercoralis*, *uncinariis*), entre 200 y 300 millones de personas se cree que están infectadas por alguna de las especies de esquistosomas (*Schistosoma mansoni*, *Schistosoma haematobium*, *Schistosoma japonicum*), y más

de 150 millones están infectados con alguno de los parásitos filariales patogénicos (*Wuchereria bancrofti*, *Brugia malayi*, *Loa loa*) (Caballero Soto, 1998).

Estos grandes organismos extracelulares tienen complicados ciclos vitales. En el hombre pueden habitar en el intestino, en vasos sanguíneos, órganos linfáticos u otras localizaciones. Con frecuencia migran a través de tejidos hasta alcanzar el órgano definitivo en el que se asientan. Pueden sobrevivir durante años en el hospedador infectado (Caballero Soto, 1998).

Los parásitos helmintos son de mayor tamaño y tienen estructuras y ciclos de vida más complejos que los protozoarios. Los helmintos muestran distinta morfología según se encuentren en su fase de vida libre o en sus distintos hospedadores, por ejemplo las cercarias de esquistosomas pierden la cola bifurcada que necesitaban en el medio acuático al entrar en el hospedador. Los parásitos, en su penetración, al pasar de un medio aerobio a uno anaerobio necesitan una adaptación de su metabolismo. En las migraciones a través de los tejidos hasta asentarse en el definitivo, se ven sometidos a condiciones de estrés debido a cambios de temperatura, pH, productos de oxidación o radicales libres. En todos estos medios el parásito debe adaptarse, y se produce una continua activación de genes que conduce a la expresión de moléculas que le ayuden a esta adaptación. Una vez establecido, también desarrolla sus mecanismos de supervivencia mediante una acción evasiva frente a la respuesta inmunitaria del hospedador (Caballero Soto, 1998).

Las infecciones por helmintos difieren en un importante número de mecanismos respecto a la mayoría de las demás enfermedades infecciosas. Estas diferencias tienen impacto sobre las posibles estrategias para el control de las enfermedades. Con pocas excepciones, los helmintos no se multiplican dentro del hospedador humano y requieren el paso a través del ambiente exterior y de un vector u otros hospedadores invertebrados (como el caracol en el caso de la esquistosomiasis) para reproducirse y completar su ciclo vital. Esto ofrece la posibilidad de control a nivel de vector u otras medidas ambientales.

Como la infección por helmintos puede persistir durante años, es necesario mantener los programas de control del vector durante 10-15 años, lapso de la vida del gusano adulto (Caballero Soto, 1998).

4.6 Persistencia de los patógenos en el agua

En cuanto a la persistencia en el agua, se ha demostrado que cuando abandonan el organismo de su hospedador, los agentes patógenos y los parásitos van perdiendo progresivamente su viabilidad y su infecciosidad. Esa pérdida es en general exponencial, y transcurrido un cierto período de tiempo el patógeno deja de ser detectable. Los patógenos con una baja persistencia deben hallar rápidamente un nuevo hospedador, y es más probable que se difundan por el contacto entre personas o debido a una inadecuada higiene personal o de los alimentos, que a través del agua de bebida (World Health Organization, 1995).

Como generalmente la contaminación fecal se dispersa rápidamente en las aguas superficiales, los patógenos y parásitos más comunes transmitidos por el agua son aquellos que poseen una alta infecciosidad o una gran resistencia fuera del organismo (World Health Organization, 1995).

En la persistencia influyen varios factores, la temperatura y las radiaciones ultravioletas solares suelen acelerar el proceso de desaparición.

Una puntualización importante es que los virus y los parásitos en fase inactiva (quistes, ooquistes, huevos) no pueden multiplicarse en el agua (World Health Organization, 1995).

Tabla 4.6.1 Características de infecciosidad y persistencia en el agua de los microorganismos (Fuente: World Health Organization, 1995)

AGENTE PATÓGENO	IMPORTANCIA PARA LA SALUD	PERSISTENCIA EN EL AGUA (a)	DOSIS INFECCIOSA RELATIVA (b)
Bacterias			
<i>Campilobacter</i>	Considerable	Moderada	Moderada
<i>Escherichia coli</i>	Considerable	Moderada	Alta
<i>Salmonella typhi</i>	Considerable	Moderada	Alta
Otras salmonellas	Considerable	Prolongada	Alta
<i>Shigella spp.</i>	Considerable	Breve	Moderada
<i>Vibrio cholerae</i>	Considerable	Breve	Alta
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Considerable	Prolongada	Alta ?
<i>Pseudomona aeruginosa (c)</i>	Moderada	Pueden multiplicarse	Alta ?
<i>Aeromonas spp.</i>	Moderada	Pueden multiplicarse	Alta ?
Virus			
Adenovirus	Considerable	?	Baja
Enterovirus	Considerable	Prolongada	Baja
Hepatitis A	Considerable	?	Baja
Virus de Norwalk	Considerable	?	Baja
Rotavirus	Considerable	?	Moderada
Protozoarios			
<i>Entamoeba histolytica</i>	Considerable	Moderada	Baja
<i>Giardia Lambia</i>	Considerable	Moderada	Baja
<i>Cristosporidium Parvum</i>	Considerable	Prolongada	Baja
Helmintos			
<i>Dracunculus medinensis</i>	Considerable	Moderada	Baja

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

b) La dosis necesaria para causar la infección en el 50% de los voluntarios adultos sanos, en el caso de algunos virus puede alcanzar con una unidad infecciosa

c) La principal vía de infección es el contacto cutáneo, pero los enfermos de cáncer, o con inmunodepresión pueden ser infectados por vía oral

4.7 Indicadores de la contaminación microbiana del agua

Aunque actualmente es posible detectar la presencia de numerosos agentes patógenos en el agua, los métodos de aislamiento y recuento son complejos y consumen demasiado tiempo. Por eso no es práctico detectar en el agua de bebida todos y cada uno de los patógenos posibles. Lo que habitualmente se hace es detectar organismos que normalmente se encuentran presentes en las heces de los seres humanos y otros animales de sangre caliente, que se utilizan como indicadores de la contaminación fecal.

La detección de estos organismos indica la presencia de materias fecales, y por lo tanto la posible presencia de patógenos intestinales. Inversamente, la ausencia de esos organismos indica que probablemente el agua no contiene organismos patógenos (World Health Organization, 1995).

Los indicadores bacterianos más comunes que se utilizan para evaluar la calidad microbiológica del agua se describen a continuación (World Health Organization, 1995):

4.7.1 *Escherichia coli*

Es una bacteria que se caracteriza por poseer las enzimas β -galactosidasa y β -glucuronidasa. Se desarrolla a 44-45 °C en medios complejos, fermenta la lactosa liberando ácido y gas. Algunas cepas pueden desarrollarse a 37 °C pero no a 44-45 °C y algunas no liberan gas. Su identificación completa es demasiado compleja para utilizarse en forma sistémica, pero se han desarrollado métodos para detectarla rápidamente con un alto grado de certidumbre. *Escherichia coli* abunda en las heces humanas y animales, alcanzando en las heces recientes concentraciones de 10^9 unidades por gramo. Se encuentra también en aguas residuales que han recibido contaminación fecal reciente, ya sea de humanos, animales o pájaros (World Health Organization, 1995; Rice, 1999).

4.7.2 Bacterias coliformes termo resistentes

Los coliformes termo resistentes o termo tolerantes se definen como el grupo de organismos coliformes que pueden fermentar la lactosa a 44-45 °C, comprenden el género *Escherichia* y en menor grado especies de *Klebsiella*, *Enterobacter* y *Citrobacter*. Los coliformes termo resistentes distintos de *Escherichia coli* pueden proceder también de aguas orgánicamente enriquecidas, por ejemplo algunos efluentes industriales. Por ello, el término «coliformes fecales» que se les aplica con frecuencia no es correcto. Es poco probable que los coliformes termo resistentes se desarrollen en los sistemas de distribución a menos que estén presentes nutrientes bacterianos en cantidad suficiente,

que la temperatura del agua sea superior a 13° C y que no exista cloro residual libre. Como los coliformes termo resistentes se detectan con facilidad, desempeñan una importante función secundaria como indicadores de la eficiencia de los procesos de tratamiento (World Health Organization, 1995).

4.7.3 Bacterias coliformes totales

Se denominan organismos coliformes a las bacterias Gram-negativas, en forma de bastoncillos, que pueden desarrollarse en presencia de sales biliares u otros agentes tensoactivos con propiedades de inhibición del desarrollo similares, fermentan la lactosa a 35-37 °C produciendo ácido, gas y alhéido en un plazo de 24 a 48 horas. Comprenden bacterias que fermentan la lactosa, como *Enterobacter cloacae* y *Citrobacter freundii*, que pueden hallarse tanto en las heces como en aguas ricas en nutrientes, suelos, materias vegetales en descomposición. Aunque los organismos coliformes no están en relación directa con la contaminación fecal o de patógenos en el agua de bebida, la prueba de coliformes sigue siendo útil para controlar y vigilar la calidad microbiana del agua en los sistemas de distribución. En la mayoría de los casos se ha comprobado que los coliformes son predictores inadecuados de la contaminación protozoaria (World Health Organization, 1995; Daniel, 2001).

4.7.4 Conteo de Heterotróficos

Los organismos Heterotróficos (HPC) son bacterias aerobias o facultativas que requieren de carbono orgánico en lugar de anhídrido carbónico para su crecimiento (Payment, 1999). Los Heterotróficos brindan información acerca de la calidad microbiológica general del agua de bebida tratada. El método de prueba recomendado incluye placas que usan un medio de crecimiento rico como el Extracto de levadura Agar e incubación durante 48 h a 37°C. Las características técnicas del agua de bebida en general permiten HPCs de 100 ufc/ml y en algunos casos tan altos como 500 ufc/ml. Los Heterotróficos son indicadores sensibles y prácticos de eficacia de la desinfección así como de la formación de biofilms en las tuberías de distribución. Algunas de las bacterias heterotróficas identificadas como patógenos oportunistas incluyen: *Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Flavobacterium*, *Klebsiella*, *Legionella*, *Moraxella*, *Mycobacterium*, *Serratia*, *Pseudomonas* y *Xanthomonas*. Estos microorganismos pueden encontrarse en las aguas de la fuente y en el agua de bebida tratada. Los patógenos oportunistas están naturalmente presentes en el ambiente y el consumo o la exposición a grandes cantidades de estos organismos puede llevar particularmente a enfermedades tales como la gastroenteritis, infecciones de piel y de membrana mucosa en personas inmunodeprimidas (World Health Organization, 1995; Payment, 1999).

4.7.5 Estreptococos fecales

Los estreptococos fecales son bacterias que están generalmente presentes en las heces de origen humano y animal, y tienen como hábitat normal el tracto intestinal de humanos o animales (Daniel, 2001). Los estreptococos fecales raramente se multiplican en el agua y son más persistentes que *Escherichia coli* y los coliformes. Por lo tanto en los exámenes de calidad de agua son utilizados como indicadores suplementarios de la eficiencia del tratamiento (World Health Organization, 1995)

4.7.6 Colifagos

Los colifagos o bacteriofagos son virus que infectan y se replican en cepas hospedadoras de *Escherichia coli*, y parecen estar siempre presentes en muestras en las cuales *Escherichia coli* es aislada (Daniel, 2001). Por esta razón pueden ser utilizados como indicadores de contaminación fecal, con la ventaja de que pueden obtenerse resultados luego de 4 a 6 horas. Son buenos indicadores de la presencia de virus, pero no indican la presencia de helmintos, protozoarios u otros organismos más resistentes (Daniel, 2001).

El test de detección del grupo MS-2 Colifagos es el más utilizado en los Estados Unidos para la evaluación de los sistemas de desinfección por radiación ultravioleta (Batch y col., 2004).

REDUCCIÓN DE RIESGOS BIOLÓGICOS

Desde principios del siglo pasado se identificó a los procesos de filtración y desinfección como herramientas fundamentales para eliminar patógenos, enfrentando epidemias masivas tales como el cólera y la hepatitis A.

En las últimas décadas la proliferación de enfermedades entéricas asociadas a protozoarios produjo un nuevo auge de esa visión otorgando a los procesos de remoción física una mayor importancia, al ser estos organismos muy resistentes a las dosis de cloro habitualmente aplicadas en las aguas de consumo. Las «*Normas de Calidad de Aguas Potables*» de OSE de junio de 1986 recogen esa preocupación en su numeral 6.2., procurando «... *asegurar el correcto funcionamiento de las distintas etapas de las plantas de potabilización.*»

5.1 Remoción / inactivación de patógenos

Los procesos de tratamiento pueden reducir la concentración de los contaminantes biológicos a través de dos mecanismos:

- Mecanismos de remoción: remover el contaminante biológico por medios físicos tales como coagulación, floculación, sedimentación o flotación y filtración
- Mecanismos de inactivación: volver inactivo el contaminante a través de la acción de los desinfectantes físicos o químicos. El término inactivación es sinónimo de desinfección, y debe distinguirse de esterilización, que es la destrucción de toda sustancia viva.

En una planta potabilizadora convencional los procesos de remoción e inactivación son complementarios, y la efectividad de cada uno depende fuertemente del tipo de tratamiento utilizado, y del agente biológico que se pretende eliminar.

En particular para inactivar protozoarios se necesitan altas concentraciones de desinfectante y prolongados tiempos de contacto, por lo tanto para estos

patógenos se requiere que los procesos de remoción sean eficientes. En cambio las bacterias y virus pueden ser inactivados con mayor facilidad.

La remoción o inactivación de un contaminante se define como:

$$\%(R/I) = \left(\frac{N_0 - N}{N_0} \right) * 100$$

R/I : Remoción y/o inactivación de microorganismos

N_0 : Concentración inicial de microorganismos

N: Concentración final de microorganismos

La efectividad de los procesos de remoción y/o inactivación se puede evaluar a través de la cantidad x-log removida y/o inactivada, donde x es un número decimal positivo.

$$\text{Log}(R/I) = \text{Log}\left(\frac{N_0}{N}\right)$$

$$\text{Log}(R/I) = \text{Log}\left(\frac{100}{100 - \%(R/I)}\right)$$

$$\%(R/I) = \left(1 - \frac{1}{10^{\text{log}(R/I)}}\right) * 100$$

Ejemplo:

Si un filtro logra remover el 99,3 % de un contaminante biológico, cuál es la cantidad x-Log removida?

$$\text{Log}(R) = \text{Log}\left(\frac{100}{100 - 99,3}\right) = 2,15$$

0,5 log = 68, 38 % de remoción y/o inactivación

1,0 log = 90% de remoción y/o inactivación

2,0 log = 99% de remoción y/o inactivación

3,0 log = 99,9% de remoción y/o inactivación

4,0 log = 99,99% de remoción y/o inactivación

La implantación a partir del año 1989 en los Estados Unidos por parte de la Environmental Protection Agency de reglamentaciones en materia de tratamiento de aguas superficiales, tales como Surface Water Treatment Rule (SWTR, pu-

blicado en el Registro Federal el 29 de junio de 1989), y posteriores reglamentaciones: Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule (IESWTR), (EPA, 1998), Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT1ESWTR), (EPA, 2002), y Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT2ESWTR), (EPA, 2003), refieren y establecen sus requerimientos de los sistemas de tratamiento para la remoción física de ciertos contaminantes, y la posterior inactivación de los mismos.

En este contexto la Filtración está definida como un sistema integral de tratamiento tendiente a la remoción de microorganismos, incluyendo a los procesos previos (coagulación-floculación), y a los de separación efectiva, como flotación o sedimentación.

A través de estudios de riesgos, la EPA elaboró la siguiente tabla que establece las necesidades de remoción/inactivación en función de la concentración del contaminante microbiológico en el agua bruta. Los únicos valores de la tabla que son requerimientos de la reglamentación SWTR, son los correspondientes a un máximo de 1 quiste/100 ml en el agua bruta (fila 1), mientras que los otros valores son consultivos.

Tabla 5.1.1 *Requerimientos de SWTR para remoción / inactivación de Giardia y Virus en los sistemas de tratamiento (Fuente: Environmental Protection Agency, 1989)*

Promedio diario (quistes/100 ml) en el agua bruta	Quistes de Giardia Remoción/inactivación	Virus Remoción/inactivación
<1	3-log	4-log
> 1 – 10	4-log	5-log
> 10 – 100	5-log	6-log

De acuerdo con el criterio establecido por la reglamentación SWTR, el sistema de tratamiento debe remover/inactivar 3-log de quistes de Giardia y 4-log de virus.

En la misma reglamentación, la EPA establece una categorización de los sistemas de tratamiento, otorgándole a cada uno un cierto crédito en remoción de contaminantes microbiológicos, de acuerdo con la siguiente tabla:

Tabla 5.1.2 *Eficiencias de remoción de Giardia y Virus en Sistemas de Tratamiento, que cumplen con el criterio de remoción de turbiedad (Fuente: EPA, 1989)*

SISTEMA DE TRATAMIENTO	Log-remoción de Quistes de Giardia	Log-remoción de Virus
Convencional	2,5	2
Filtración directa	2	1
Filtración lenta	2	2
Filtración tierra diatomácea	2	1

De acuerdo a lo establecido por la reglamentación SWTR se debe exigir que el sistema de tratamiento reduzca convenientemente la turbiedad del agua, lo que está relacionado directamente con una mayor eficiencia en remoción de contaminantes microbiológicos. De no lograrse una remoción de turbiedad en concordancia con la tabla siguiente, no son de aplicación los créditos otorgados por la tabla anterior.

Tabla 5.1.3 Criterios de turbiedad del agua filtrada en sistemas de tratamiento (EPA, 1989)

SISTEMA DE TRATAMIENTO	Requerimientos básicos (95 % de valores menores que:)	Turbiedad nunca superior a:
Convencional	0,5 NTU	5 NTU
Filtración directa	0,5 NTU	5 NTU
Filtración lenta	1 NTU	5 NTU
Filtración tierra diatomácea	1 NTU	5 NTU
Plantas modulares y otros	0,5 NTU	5 NTU

Si la turbiedad del agua bruta es menor de 1 NTU, el requerimiento básico se debe descender a 0,2 NTU. Esta consideración está sustentada en el hecho de que lograr un agua filtrada con 0,5 NTU a partir de una agua bruta de 1 NTU, no implica que el proceso de filtración sea eficiente, que es justamente el objetivo perseguido al establecer estos valores límites.

Posteriormente la Environmental Protection Agency establece nuevos criterios para la turbiedad del agua filtrada, fijando en 0,3 NTU el valor máximo permitido para dicho parámetro en el 95% de las muestras tomadas en el mes (Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule, 1998, Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule, 2002).

Ejemplo: Un curso de agua, tiene una concentración media diaria de quistes de *Giardia* inferior a 1 quiste/100 ml, y el promedio de turbiedad del agua bruta es superior a 1 NTU. De acuerdo con los requerimientos de SWTR, las remociones/inactivaciones de *Giardia* y *Virus*, deben ser 3-log y 4-log respectivamente. En una planta convencional, que cumple con las remociones de turbiedad de la tabla anterior (95% del tiempo el agua filtrada presenta valores inferiores a 0,5 NTU), el crédito otorgado en remoción de *Giardia* es 2,5-log, y en remoción de *Virus* es 2-log. Por lo tanto, para completar los requerimientos de SWTR, el proceso de desinfección debe inactivar 0,5-log de *Giardia* y 2-log de *Virus*.

Recientemente la Environmental Protection Agency establece criterios para la remoción/inactivación de *Cryptosporidium*, organismo que no estaba contemplado en la reglamentación SWTR de 1989, recogidas en las reglamentaciones Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule (IESWTR, 1998), Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT1ESWTR 2002), y Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT2ESWTR, 2003).

Se establece que para aguas superficiales la remoción debe ser al menos 2 log y la inactivación de 0,5 a 1,5 log. Las reglamentaciones vigentes para los protozoarios Giardia y Cryptosporidium se resumen en la siguiente tabla:

Tabla 5.1.4 Remoción/inactivación de Giardia y Cryptosporidium (Fuente: SWTR (1989), IESWTR (1998), LT1ESWTR (2002), Environmental Protection Agency)

PARA AGUAS SUPERFICIALES		
REGLAMENTACIÓN	CRÉDITO DE FILTRACIÓN (REMOCIÓN)	REQUERIMIENTOS DE DESINFECCIÓN (INACTIVACIÓN)
SWTR	2,5 log Giardia	0,5 log Giardia
IESWTR y LT1ESWTR	2,0 log Cryptosporidium	0,5 – 1,5 log Cryptosporidium
PARA AGUAS SUBTERRÁNEAS		
REGLAMENTACIÓN	CRÉDITO DE FILTRACIÓN (REMOCIÓN)	REQUERIMIENTOS DE DESINFECCIÓN (INACTIVACIÓN)
SWTR	?? log Giardia	0,5 log Giardia
IESWTR y LT1ESWTR	2,0 log Cryptosporidium	0,5 – 1,5 log Cryptosporidium

Como puede observarse, la mayor reducción de la concentración de los protozoarios Giardia y Cryptosporidium se debe realizar a través de los procesos unitarios de tratamiento previos a la desinfección, ya que los créditos otorgados a la inactivación son poco significativos.

En mayo de 2001 la EPA aprueba la versión final de las reglamentaciones tendientes a vigilar los sistemas de recirculación de agua de lavado de filtros, una técnica muy empleada en EEUU, pero de poca aplicación en Uruguay (Filter Backwash Recycling Rule, FBRR). Dicha reglamentación impone limitaciones a la reutilización del agua de lavado de filtros en las plantas de tratamiento, por ser portadora de elevadas concentraciones de organismos especialmente protozoarios.

5.2 Remoción de patógenos

5.2.1 Efectividad de los procesos convencionales de potabilización en la remoción de Patógenos

Los procesos de coagulación, floculación, sedimentación/flotación y filtración son muy eficientes para la separación física de un gran porcentaje de los patógenos presentes en el agua.

En particular, como se ha indicado, la filtración es una etapa fundamental y su adecuado funcionamiento se debe garantizar para lograr el grado de remoción requerido entre el agua bruta y el agua filtrada, especialmente en cuanto a

la remoción de protozoarios, ya que estos organismos son muy resistentes a los desinfectantes químicos habitualmente utilizados.

Una adecuada y eficiente coagulación, la composición granulométrica apropiada y el mantenimiento de los medios filtrantes son imprescindibles para hacer efectiva la remoción de patógenos.

En la mayoría de los Estados de EEUU se otorga un crédito de 2,5 log para la remoción de *Giardia lamblia* a través de medios físicos en las plantas potabilizadoras, y requieren de al menos 0,5 log de inactivación para cumplir con las reglamentaciones (EPA, 30/01/02).

Según la Environmental Protection Agency (EPA, Setiembre 1998), los procesos de tratamiento remueven los contaminantes microbiológicos del agua de acuerdo con la siguiente tabla:

Tabla 5.2.1 Remoción de *Giardia* y Virus mediante los procesos de Tratamiento (Fuente: «Small System Compliance Technology List for the Surface Water Treatment Rule and Total Coliform Rule», EPA-815-R-98-001, Setiembre 1998)

Tecnología	Remoción: Log <i>Giardia</i> & Log Virus	Agua bruta, Pretratamiento y otros
Tratamiento convencional y variaciones específicas	2-3 log <i>Giardia</i> & 1 log Virus	Amplio rango de calidad de agua. Flotación por aire disuelto recomendada para aguas con algas, elevado color, baja turbiedad (hasta 30 – 50 NTU). Previo a la filtración se requiere de coagulación, floculación y sedimentación o flotación.
Filtración Directa	1,5- 2 log <i>Giardia</i> (con coagulación) & 1-2 log Virus	Límites sugeridos: Turbiedad media hasta 10 NTU, máxima 20 NTU, color 40 Unid. Pt-Co, algas analizar en cada caso. Se requiere de coagulación y mezcla rápida.
Filtración Lenta	4 log <i>Giardia</i> & 1-6 log Virus	Es requisito la formación de la capa superior (Schmutzdecke). Se requiere de pretratamiento si el agua bruta tiene elevada turbiedad, color y/o algas.
Filtración en tierra diatomea	2-3 log <i>Giardia</i> & pobre remoción de virus y bacterias, 6 log <i>Cryptosporidium</i>	Baja turbiedad, color y escasa materia orgánica. El pretratamiento es usado para bajar turbiedad y materia orgánica, pero habitualmente sin coagulación.
Ósmosis inversa	Muy efectiva (barrera absoluta para quistes y virus)	Puede requerir de pretratamiento para proteger las membranas, como ser remoción de Fe y Mn, reducción de sólidos disueltos y dureza, ajuste de pH.

Nanofiltración	Muy efectiva (barrera absoluta para quistes y virus)	Requiere agua bruta de muy buena calidad o pretratamiento similar a ósmosis inversa, y también puede requerirse micro y ultrafiltración previa, para reducir intervalos de lavado de membranas.
Ultrafiltración	Muy efectiva para Giardia, 5-6 log, reducción parcial de virus (requiere desinfección)	Requiere agua bruta de buena calidad o pretratamiento previo (por ejemplo microfiltración).
Microfiltración	Muy efectiva para Giardia, 5-6 log, reducción parcial de virus (requiere desinfección)	Requiere agua bruta de buena calidad o pretratamiento previo

Si bien los tratamientos convencionales del agua pueden reducir hasta en un 99,9% los microorganismos presentes, generalmente se requiere de la desinfección para producir agua apta para el consumo humano desde el punto de vista microbiológico. En la siguiente tabla se indican porcentajes de remoción de coliformes totales y fecales alcanzados por varios procesos de tratamiento (ENOHSA, 2000):

Tabla 5.2.2 Reducción de microorganismos patógenos en distintos procesos de Tratamiento (Fuente: ENOHSA, 2000)

Tratamiento	Porcentaje de reducción
Almacenamiento	Cantidades significativas
Sedimentación	0 - 99%
Coagulación	Cantidades significativas
Filtración	0 - 99%
Coagulación, sedimentación y filtración rápida	60 - 100%
Coagulación, filtración por filtros con dos medios filtrantes (arena y carbón)	> 99%
Filtración en dos etapas por filtros horizontales de grava seguido por un filtro lento de arena	99,9 - 99,999%
Filtración por filtros lentos de arena	40 - 100%
Filtración por carbón activado granular	0 - 60%
Tratamiento con carbón activado en polvo	0 - 20%
Tratamiento con alúmina activada	0 - 60%
Ósmosis inversa	90 - 100%
Ultrafiltración	90 - 100%

En la siguiente tabla se indican las remociones acumuladas en una planta potabilizadora convencional (ENOHSA, 2000):

Tabla 5.2.3 Reducción acumulada de Coliformes fecales en una planta potabilizadora convencional de filtración rápida (Fuente: Geldreich y Craun, 1996, en ENOHSA, 2000)

Tratamiento	Porcentaje de Reducción acumulado (%)
Almacenamiento del agua sin tratar	50
Coagulación/Sedimentación	60
Filtración	99,9
Desinfección	99,9999

5.2.2 Relación entre remoción de Turbiedad vs. Patógenos

La remoción de turbiedad es un parámetro importante como subrogante de la remoción de microorganismos patógenos, dado que operacionalmente no es habitual disponer de sistemas de medición de concentraciones de microorganismos en las diferentes etapas del proceso. Existen referencias de que pequeñas variaciones de turbiedad (de 0,1 NTU a 0,3 NTU) pueden traer aparejados importantes cambios en la eficiencia de remoción de ciertos microorganismos (Patania 1996, en EPA, abril 1999).

La turbiedad excesiva, no solamente afecta los aspectos organolépticos del agua sino que puede representar una preocupación para la salud, ya que puede proporcionar el sustrato y además albergar a los patógenos, protegiéndolos de los desinfectantes.

Aunque la turbiedad no es un indicador directo de riesgo para la salud, numerosos estudios muestran una relación directa entre la remoción de turbiedad y de protozoarios (EPA, abril 1999).

La tabla 5.2.4 muestra varios casos de brotes de criptosporidiosis en los sistemas que utilizan agua superficial en los Estados Unidos, además de información general sobre las plantas potabilizadoras y referencias de la turbiedad efluente. En tres de los cuatro casos se registraron turbiedades por encima de 1,0 NTU durante los brotes (EPA, abril 1999).

Tabla 5.2.4 Brotes de criptosporidiosis vs. Turbiedad del agua filtrada (Fuente: EPA, «Guidance Manual for Compliance with the Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule, Cap 7: Importance of Turbidity», Abril 1999

LOCALIDAD	AÑO	INFORMACIÓN GENERAL DE LA PLANTA	TURBIEDAD
Las Vegas, Nevada	1993-1994	Sistema sin problemas aparentes, en cumplimiento con SWTR. Planta con precloración y filtración (arena y antracita). El brote afectó preferentemente a personas inmunocomprometidas (HIV)	Promedio del agua bruta 0,14 NTU entre enero de 1993 y junio de 1995, valor máximo 0,3 NTU. La turbiedad máxima del agua filtrada registrada fue 0,17 NTU
Milwaukee, Wisconsin	1993	Sistema en cumplimiento con SWTR. Un episodio de cambio en las condiciones de la fuente ocasionó deficiencias en el sistema de coagulación - filtración	Dramático aumento de la turbiedad del agua filtrada, se reportaron valores de 2,7 NTU (la turbiedad nunca había excedido de 0,4 NTU)
Jackson County, Oregon	1992	Planta con pobre performance, excesivos niveles de algas, sin precloración antes de la filtración	Desde antes de ocurrido el brote, la turbiedad del agua filtrada estaba por encima de 1,0 NTU
Carrollton, Georgia	1987	Planta convencional con vertimiento de su lodo próximo a la toma de agua. Problemas operacionales, filtros se ponían en servicio sin ser lavados	Se detectaron filtros con turbiedad efluente de 3,0 NTU durante 3 horas

Bajos valores de turbiedad se asocian generalmente con escasa presencia de microorganismos en el agua. Positivas correlaciones se han determinado entre remociones de turbiedad y de patógenos, en variados estudios.

A continuación se presentan resultados de algunas investigaciones que pretenden relacionar las eficiencias de remoción de turbiedad y de patógenos. Se puede afirmar que la turbiedad, es un buen predictor de la presencia de parásitos en el agua, y un adecuado parámetro para optimizar el funcionamiento de las plantas (EPA, abril 1999).

Trabajos de Nieminski y Ongerth (1995), en EPA (abril 1999)

Estudios en Planta Piloto: Trabajaron con agua bruta de promedio 4,0 NTU (máximo 23 NTU), obteniendo agua filtrada con turbiedades de 0,1 a 0,2 NTU.

Las remociones de *Cryptosporidium* obtenidas fueron de 3,0 log con tratamiento convencional y con filtración directa, mientras que las remociones de *Giardia* fueron de 3,4 log con tratamiento convencional, y 3,3 log con filtración directa.

Estudios a nivel de planta: Los mismos fueron realizados para turbiedades de agua bruta entre 2,5 y 11,0 NTU (máximo 28 NTU), obteniendo agua filtrada con turbiedades de 0,1 a 0,2 NTU. Las remociones de *Cryptosporidium* obtenidas fueron de 2,25 log con tratamiento convencional y 2,8 log con filtración directa, mientras que las remociones de *Giardia* fueron de 3,3 log con tratamiento convencional, y 3,9 log con filtración directa.

Trabajos de Ongerth y Pecoraro (1995), en EPA (abril 1999)

Trabajando con fuentes de agua bruta de baja turbiedad (0,35 a 0,58 NTU), obtuvieron remociones de 3,0 log de *Cryptosporidium* y de *Giardia*, en condiciones óptimas de coagulación. Con coagulación subóptima, las remociones descendieron a 1,5 log de *Cryptosporidium* y 1,3 log de *Giardia*.

Trabajos de Le Chevallier y Norton (1992), en EPA (abril 1999)

Para fuentes de agua bruta entre 1 y 120 NTU, observaron una remoción media de 2,5 log de *Cryptosporidium* y de *Giardia*, bajo diferentes estados de optimización del sistema de tratamiento. La remoción de turbiedad fue un correcto predictor de la remoción de *Cryptosporidium* y de *Giardia*.

Trabajos de Le Chevallier y Norton (1993), en EPA (abril 1999)

Trabajando con tres plantas potabilizadoras en diferentes fuentes de agua bruta, para todas las remociones de turbiedad observadas, las remociones de *Cryptosporidium* y de *Giardia* fueron de 0,89 log.

Trabajos de Nieminski (1992), en EPA (abril 1999)

Reportó excelente correlación lineal ($r^2 = 0,91$) entre la remoción de turbiedad y *Giardia*, al igual que entre turbiedad y *Cryptosporidium*, en plantas potabilizadoras convencionales.

Trabajos de Ongerth (1990), en EPA (abril 1999)

Reportaron que para remociones de turbiedad por encima de 90 % (1,0 log), se obtienen remociones de al menos 2 log, tanto de *Giardia* como de *Cryptosporidium*.

Trabajos de Le Chevallier y col. (1991), en EPA (abril 1999)

En estudios realizados sobre 66 plantas potabilizadoras convencionales, la mayoría con remociones de 2 a 2,5 log de *Giardia* y de *Cryptosporidium*, obser-

varon una excelente correlación entre la remoción de ambos parásitos, y la remoción de turbiedad.

Fundation for Water Research (1994), en EPA (abril 1999)

Se observaron remociones de Giardia y Cryptosporidium entre 2 y 3 log, para fuentes de agua bruta con turbiedades entre 1 y 30 NTU. Las investigaciones concluyeron que cualquier medida que resulte en reducción de la turbiedad efluente, se traduce en una disminución del riesgo de criptosporidiosis.

Trabajos de Gregory (1994), en EPA (abril 1999)

Manteniendo la turbiedad del agua filtrada tan bajo como sea posible, se corresponde con una máxima protección posible contra quistes y demás patógenos.

Trabajos de Patania (1996), en EPA (abril 1999)

Los trabajos de Patania son de los más concluyentes en cuanto a la necesidad de remover turbiedad como forma de protección contra patógenos. Manteniendo la turbiedad por debajo de 0,1 NTU se lograron remociones de:

3,4 – 5,1 log de Giardia

2,7 – 5,9 log de Cryptosporidium

Incrementos de turbiedad tan bajos como de 0,1 NTU a 0,3 NTU pueden afectar la remoción de quistes u oquistes en más de 1,0 log.

5.3 Inactivación de patógenos por medios físicos

La inactivación de patógenos puede efectuarse a través de medios físicos o químicos. Los medios físicos de desinfección más utilizados en el campo de la potabilización de aguas son:

- Radiación ultravioleta
- Luz solar
- Calor

5.3.1 Desinfección con luz ultravioleta

Aspectos generales

El método físico de desinfección más empleado a nivel comunitario, es la inactivación de los microorganismos mediante radiación ultravioleta (UV).

La radiación UV inactiva los microorganismos por la absorción de la luz, que causa una reacción fotoquímica que altera los componentes moleculares esenciales para la función de las células. Cuando los rayos de radiación UV penetran la pared celular del microorganismo, la energía reacciona con los ácidos nucleicos y otros componentes vitales de la célula, produciendo lesión o muerte de las células expuestas (EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

Hay amplia evidencia para concluir que si las dosificaciones de UV son suficientes, se puede lograr desinfectar el agua al grado que se requiera (EPA 815-R-99-014, Abril 1999). Las investigaciones disponibles concluyen que además de ser un método muy apropiado para la inactivación de microorganismos pequeños como bacterias y virus, dosis adecuadas de UV pueden inactivar con muy buena eficiencia protozoarios tales como Giardia y Cryptosporidium (DeMers y Renner, 1992, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999)

La radiación se disipa rápidamente en el agua para ser absorbida o reflejada, no dejando por lo tanto efecto residual. Este efecto puede lograrse mediante la dosificación de un agente químico con ese único propósito, especialmente para mantener protegida el agua de agentes patógenos en las redes de distribución. La formación de subproductos luego de la radiación ultravioleta es mínima en relación con los subproductos generados por los desinfectantes químicos (EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

El efecto germicida de este tipo de energía fue reportado por primera vez por Downs y Blunt en 1877 (Soller, 1952 en Daniel, 2001; Malley, 1999), pero seguramente por falta de desarrollo en el equipamiento y la escasa confiabilidad del proceso, no fue utilizado sino hasta pasada la primera mitad del siglo XX.

Las primeras instalaciones con luz ultravioleta se construyeron en Suecia y Austria en 1955, para 1985 ambos países contaban con aproximadamente 500 y 600 instalaciones respectivamente (Daniel, 2001).

La radiación ultravioleta pertenece al espectro electromagnético y está situada en la faja de 40 a 400 nm de longitud de onda, entre los rayos X y la luz visible (Koller 1952, en Daniel, 2001).

La división de la radiación UV puede ser clasificada en UV vacío (40-200 nm), UV-C (200-280 nm), UV-B (280-315 nm) y UV-A (315-400 nm) (EPA 815-R-99-014, Abril 1999; Daniel, 2001).

RAYOS CÓSMICOS	RAYOS GAMMA	RAYOS X	UV	LUZ VISIBLE	INFRARROJO	MICROONDAS	ONDAS RADIALES
-------------------	----------------	------------	-----------	----------------	------------	------------	-------------------

Figura 5.3.1 Espectro electromagnético (Fuente: Daniel, 2001)

En términos de efecto germicida, el rango óptimo de UV se encuentra entre 245 y 285 nm (EPA 815-R-99-014, Abril 1999; Daniel, 2001).

Dado que este mecanismo de desinfección consiste en energía bajo forma de ondas electromagnéticas, su eficiencia no está limitada por la mayoría de las variables que definen la calidad del agua. Esto implica que parámetros tales como temperatura, alcalinidad, carbono inorgánico total y pH no interfieren con la radiación ultravioleta.

En cambio, el material orgánico y la turbiedad pueden proteger a los microorganismos de las radiaciones, bajando la eficiencia del proceso, y con aguas duras puede ocurrir que sales poco solubles se depositen en el tubo que reviste las lámparas lo cual puede ser sumamente perjudicial (EPA 815-R-99-014, Abril 1999; Daniel, 2001).

La radiación de luz ultravioleta utilizada para inactivación de microorganismos usualmente es obtenida por medio de lámparas especiales, la gran mayoría compuesta por lámparas de vapor de mercurio ionizado, de baja y media presión. Esto significa que es necesario contar con energía eléctrica para poder implementar el proceso (Daniel, 2001).

Dosis de Radiación Ultravioleta

El grado de inactivación que puede lograrse está directamente relacionado con la dosis de radiación UV, calculada como:

$$D = I * t$$

D = Dosis de radiación UV (mW*s/cm², equivalente a mJoules/cm²)

I = Intensidad (mW/cm²)

t = Tiempo de exposición (s)

La fracción de organismos que sobreviven a la radiación es función de la dosis, de modo que, siendo N₀ y N el número de organismos antes y después de la radiación:

$$N = N_0 * f(D)$$

Sobre la base de cinética de primer orden puede calcularse la supervivencia de microorganismos como función de la dosis y el tiempo de contacto (White, 1992).

Para elevadas remociones la concentración remanente aparece como función de la dosis y la calidad del agua, y es independiente de la concentración inicial de microorganismos (EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

Tchobanoglous (1997, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999), sugiere la siguiente relación entre los organismos coliformes que sobreviven y la dosis:

$$N = f * D^n$$

N = Densidad efluente de coliformes (unidades / 100 ml)

n = Coeficiente empírico

f = Factor empírico función de la calidad del agua

El factor f depende de la concentración de partículas, turbiedad, algas, etc., y habitualmente se lo expresa como función de la turbiedad y la absorbancia (o transmitancia) (EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

Productos tales como sulfitos, hierro, nitritos y fenoles absorben UV, así como el contenido orgánico del agua, y pueden por lo tanto afectar la eficiencia del proceso.

La demanda del agua es medida con espectrofotómetro a la longitud de onda de 254 nm, con celdas de 1 cm, expresada como absorbancia UV-254 nm (EPA 815-R-99-014, Abril 1999). El porcentaje de transmitancia es determinado en función de la absorbancia (A):

$$A = \log\left(\frac{I_0}{I}\right)$$

I_0 = Intensidad de radiación incidente

I = Intensidad de radiación transmitida

$$\text{Porcentaje de transmitancia} = 100 * 10^{-A}$$

En la tabla 5.3.1 se indican para varias fuentes de agua bruta sus valores de absorbancia y los correspondientes porcentajes de transmitancia.

Tabla 5.3.1 Absorbancia y transmitancia para distintas fuentes de agua bruta (Fuente: DeMers y Renner, 1992 en EPA 815-R-99-014, Abril 1999)

Calidad de la fuente de agua	Absorbancia (1/cm)	Porcentaje de Transmitancia
Excelente	0,022	95
Buena	0,071	85
Regular	0,125	75

Inactivación de Bacterias y Virus con radiación UV

La mayoría de las bacterias y virus requieren de bajas dosis de radiación ultravioleta, de 2 a 6 mW*s/cm² son suficientes para inactivar 1,0 log (EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

Otras referencias confirman la efectividad para inactivar virus, habiéndose notificado 4 unidades logarítmicas o mayores de inactivación de poliovirus, de ecovirus y del virus Coxsackie con dosis de 4 mW*s/cm² (Reiff y Witt, 1995, en ENOHSA, 2000).

Dosis comprendidas entre 21 y 36 mW*s/cm² logran inactivar 2 a 3 log de virus (AWWA, 1991, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999). Estas dosis están basadas en estudios con el virus de la Hepatitis A aplicando un factor de seguridad de 3 para los datos de inactivación. Resultados más recientes con el virus de la Hepatitis A en aguas subterráneas indican que de 6 a 15 mW*s/cm² son requeridas para inactivar 4 log (Snicer y col., 1996, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

Otros trabajos han reportado que se pueden inactivar hasta 3 log de bacterias y virus, inclusive Escherichia coli, Estreptococos fecales, Poliovirus y Reovirus, con dosis de radiación UV superiores a 45 mW*s/cm² a una longitud de onda de 254 nm (Malley y asociados 1995, en ENOHS, 2000).

Un estudio comparativo entre UV y cloro libre dio como resultado que una concentración de cloro libre de 1,25 mg/l durante 18 minutos, tuvo menor eficacia que una dosis de UV igual a 25 mW*s/cm², en la inactivación de virus, para una fuente de agua subterránea determinada (Slade y col., 1986, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

Estudios comparativos de la susceptibilidad de organismos virales MS-2 colifagos con relación a los virus Hepatitis A, Poliovirus y Rotavirus, para 10 fuentes de agua diferentes, indicaron que los organismos MS-2 colifagos son de 2 a 3 veces más resistentes que los tres agentes patógenos virales indicados (Snicer y col., 1996, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

En la siguiente figura se presentan resultados de trabajos efectuados en dos plantas piloto, en donde una de las fuentes de agua bruta (planta 2), tiene concentraciones elevadas de hierro.

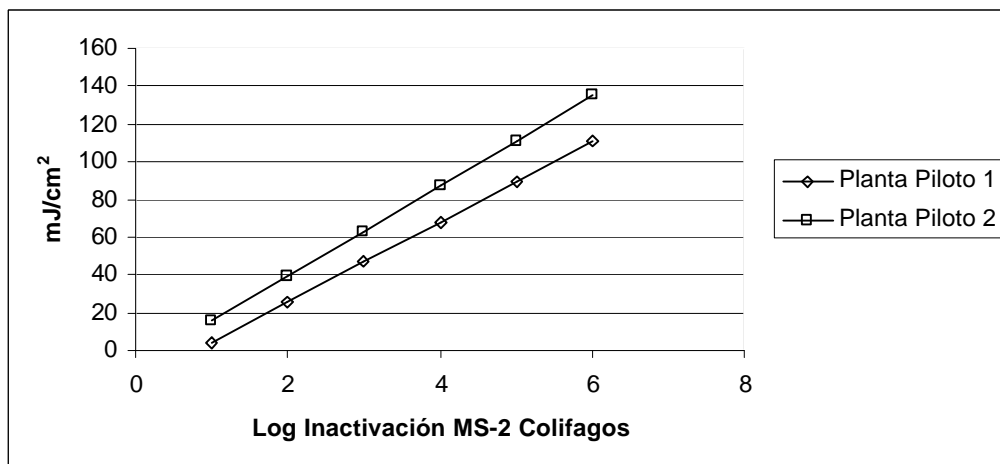


Figura 5.3.2 Dosis requeridas para inactivación de MS-2 colifagos (Fuente Snicer y col., 1996, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999)

Inactivación de Protozoarios con radiación UV

La inactivación de estos microorganismos requiere de dosis sensiblemente mayores que las necesarias para inactivar bacterias y virus, no obstante es posible lograr muy buenos resultados con una adecuada selección de los equipos de radiación.

Menos de 80 % de inactivación de *Giardia* se logra con dosis de 63 mW*s/cm² (Rice y Hoff, 1981, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999), para elevar el porcentaje a 1 log se requiere una dosis de 82 mW*s/cm² (Carlson y col., 1982, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999). Para obtener 2 log de inactivación de *Giardia* se debe aplicar una dosis por encima de 121 mW*s/cm² (Karanis y col., 1992, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

Otras investigaciones resaltan el potencial para inactivación de *Cryptosporidium parvum* mediante luz ultravioleta. De 2 a 3 log de inactivación fueron logrados con una intensidad de 14,58 mW/cm² durante un tiempo de exposición de 10 minutos, resultando en una dosis de 8748 mW*s/cm² (Campbell y col., 1992, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

Recientes estudios, han demostrado que los sistemas de potabilización convencionales, no presentan suficiente seguridad frente al parásito *Cryptosporidium parvum*, incluso en aquellos sistemas que logran reducir la turbiedad por debajo de 0,05 NTU. Los estudios efectuados sobre 82 plantas potabilizadoras de aguas superficiales en los Estados Unidos, reportaron un riesgo de contraer criptosporidiosis de 52 infecciones por 10.000 habitantes / año, sugiriendo la necesidad de introducir barreras adicionales tales como la radiación ultravioleta (Aboytes y col., 2004).

Paralelamente, la Environmental Protection Agency tiene entre sus planes asignar un crédito potencial de hasta 3-log de inactivación en los sistemas que cuentan con instalaciones de desinfección con radiación ultravioleta, aguas abajo del proceso de filtración (Batch y col., 2004).

Subproductos de la radiación UV

Escasa información existe en la literatura acerca de la generación de subproductos de la desinfección con luz ultravioleta (Malley, 1999).

Si bien la radiación ultravioleta no inactiva microorganismos por medio de reacciones químicas, ciertas investigaciones sugieren que se producen reacciones fotoquímicas con los ácidos ARN y ADN de los organismos, que puede resultar en la formación de ozono y/o radicales oxidantes (Ellis y Wells, 1941; Murov, 1973, en EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

En consecuencia se ha planteado el interés de determinar si la radiación ultravioleta podría generar subproductos similares a los formados por la ozonización y los procesos avanzados de oxidación.

No obstante se acepta que la formación de DBPs es mínima en relación con los desinfectantes químicos, incluidos el cloro y sus derivados, y el ozono (EPA 815-R-99-014, Abril 1999).

Otras referencias señalan que la luz ultravioleta tiene la capacidad de desinfectar sin producir cambios físicos o químicos considerables en el agua, y que no se han identificado efectos directos adversos sobre la salud de los consumidores de agua desinfectada con luz ultravioleta. A la dosificación y frecuencia utilizada para la desinfección, no se conoce que exista la formación de derivados, y la sobredosis de luz ultravioleta tampoco resulta en ningún efecto nocivo (Solsona y Méndez (2002).

Ventajas y desventajas de la desinfección con radiación UV

De acuerdo con Souza (2000, en Daniel, 2001), son varias las ventajas de la luz ultravioleta como agente desinfectante, entre ellas:

- Efectividad para inactivar gran variedad de bacterias y virus, con dosis relativamente pequeñas
- Mínimos riesgos de salud, por escasa o nula formación de subproductos
- Seguridad y aceptación de operadores y población (ningún producto químico es transportado y/o almacenado)
- Bajos costos de implantación, operación y mantenimiento
- Corto tiempo de contacto, del orden de segundos, por lo que no es necesaria la construcción de grandes tanques

Dentro de las desventajas se pueden mencionar:

- Si se emplean dosis subletales, existen mecanismos de reparación internos del daño provocado al ADN de los organismos
- No confiere efecto residual
- La materia orgánica disuelta o en suspensión, reduce la intensidad de la radiación, al igual que el material inorgánico disuelto o en suspensión
- La radiación ultravioleta puede causar lesiones en los ojos y cáncer de piel

5.3.2 Desinfección con Luz Solar

La Desinfección Solar del Agua es una solución simple, de bajo costo y ambientalmente sostenible para el tratamiento de agua para consumo humano a nivel doméstico, en lugares en los que la población consume agua bruta y microbiológicamente contaminada (Meierhofer y col., 2002).

La energía solar puede destruir los microorganismos patógenos que causan enfermedades, ya que son vulnerables a dos efectos de la luz solar: la radiación ultravioleta en el espectro de luz UV-A (longitud de onda 315-400 nm) y el calor (aumento de la temperatura del agua). Se produce una sinergia entre estos dos efectos, ya que el efecto combinado de ambos es mucho mayor que la suma de cada uno de ellos independientemente (Meierhofer y col., 2002).

La desinfección solar puede ser ideal para desinfectar pequeñas cantidades de agua con bajo contenido de partículas en suspensión (agua clara, con muy baja turbiedad). El procedimiento empleado consiste en llenar botellas de plástico transparente, las cuales se exponen a la luz solar durante al menos seis horas. Cuando existe mucha nubosidad, puede ser necesario exponer las botellas de plástico durante 2 días consecutivos para obtener agua segura para el consumo humano. Sin embargo, si la temperatura del agua supera los 50°C, una hora de exposición es suficiente. Es posible mejorar la eficacia del tratamiento si las botellas de plástico se exponen a la luz solar mediante superficies reflectoras (Meierhofer y col., 2002).

El ojo humano no puede percibir la radiación UV que tiene un rango de radiación muy agresiva y puede causar daños severos en los ojos y en la piel.

La mayoría de la luz UV-C y UV-B en el rango de 200 a 320 nm es absorbida por la capa de ozono en la atmósfera, que protege a la tierra de la radiación solar.

Sólo una fracción de la radiación UV-A, con un rango de longitud de onda más alto, 315 a 400 nm, cercano a la luz visible, llega a la superficie de la tierra, y tiene un efecto letal sobre los patógenos.

La radiación UV-A interactúa directamente con el ADN, los ácidos nucleicos y las enzimas de las células vivas, cambia la estructura molecular y puede producir la muerte de la célula.

La radiación UV-A también reacciona con el oxígeno disuelto en el agua y produce formas altamente reactivas (radicales libres de oxígeno y peróxidos de hidrógeno). Estas moléculas también interfieren con las estructuras celulares, eliminando los patógenos (Meierhofer y col., 2002).

Otro aspecto de la luz solar es la radiación infrarroja, con una longitud de onda superior a 700 nm, que tampoco es visible, pero al ser absorbida por el agua es responsable de su calentamiento.

En la siguiente tabla (extraída de Meierhofer y col., 2002), se indican la temperatura y el tiempo de exposición necesarios para inactivar algunos tipos de microorganismos.

Tabla 5.3.2 Resistencia térmica de microorganismos (Fuente: Meierhofer Regula, Wegelin Martin y col., «Desinfección Solar del Agua: Guía de aplicación», 2002)

Microorganismo	Temperatura para una desinfección al 100% (°C)		
	1 minuto	6 minutos	60 minutos
<i>Enterovirus</i>			62°C
<i>Rotavirus</i>			63 por 30 min
<i>Coliformes fecales</i>			
<i>Salmonella</i>		62	58
<i>Shigella</i>		61	54
<i>Vibrio cholerae</i>			45
<i>Quistes de entamoeba histolytica</i>	57	54	50
<i>Quistes de giardia</i>	57	54	50
<i>Huevos y larvas de gusano ganchudo</i>		62	51
<i>Huevos de áscaris</i>	68	62	57
<i>Huevos de esquistosoma</i>	60	55	50
<i>Huevos de tenia</i>	65	57	51

La radiación solar es el método recomendado cuando las condiciones económicas y socioculturales de la comunidad ponen en riesgo la sostenibilidad de otras alternativas de tratamiento y desinfección, como la filtración o el uso de cloro, aún cuando éstas también sean reconocidas como simples y económicas (Solsona y Méndez, 2002).

La aplicación de este método de desinfección, debe ir acompañado de campañas de educación sanitaria sobre higiene y manejo del agua.

5.3.3 Calor

Es el principal y más seguro de los sistemas de desinfección a nivel doméstico, muy recomendado para efectuar desinfecciones de emergencia en situaciones de desastre (Solsona y Méndez, 2002). Hervir el agua vigorosamente tres minutos, es un método muy eficaz para desinfectar el agua, ya que elimina la casi la totalidad de las bacterias, virus y quistes de protozoarios parásitos. Quince a veinte minutos de ebullición son suficientes para destruir cualquier microorganismo patógeno. El agua, sin embargo, puede adquirir un sabor peculiar debido a la expulsión de los gases por el incremento de temperatura (ENOHSA, 2000).

5.4 Inactivación de patógenos con agentes químicos

Aspectos Generales

Los agentes químicos utilizados en el campo de la potabilización de aguas, pueden ser oxidantes químicos, tales como el cloro, el dióxido de cloro, el ozono, el permanganato de potasio, o iones metálicos tales como los iones de Plata.

Estos agentes químicos al introducirse en el agua producen la oxidación, con posterior ruptura de pared celular, y la difusión del agente al interior de las células, con la consecuente interferencia en la actividad celular. Por lo tanto la capacidad de oxidación y de difusión son requisitos esenciales para que cualquier agente desinfectante sea considerado eficiente.

El mecanismo por el cual se destruyen los organismos depende principalmente del tipo de organismo y de la naturaleza del desinfectante. Si bien los mecanismos de inactivación de las bacterias, virus y protozoarios no están completamente esclarecidos, se acepta de que la mayor parte de los desinfectantes químicos afectan la proteína celular, principalmente por destrucción de enzimas esenciales para el metabolismo (ENOHSA, 2000).

Se debe señalar que un oxidante fuerte no es necesariamente un buen desinfectante, como es el caso del peróxido de hidrógeno, mientras que un oxidante relativamente débil puede ser muy eficaz como agente desinfectante, tal como ocurre con el yodo (ENOHSA, 2000).

El desinfectante químico más utilizado es el cloro, el cual puede suministrarse en forma líquida, en forma gaseosa, o como alguna de sus sales tales como el hipoclorito de sodio o de calcio.

Otros oxidantes comúnmente utilizados en el campo de la potabilización de aguas como lo son el dióxido de cloro y el permanganato de potasio tienen su principal aplicación en otros procesos (oxidación, control de algas, eliminación de olores y sabores).

La eficiencia y eficacia de los agentes químicos son afectadas por diversos factores tales como: la concentración del desinfectante, el tiempo de contacto entre el agua y el desinfectante, la temperatura, el pH, la concentración y el tipo de microorganismos.

5.4.1 Principales condiciones que deben cumplir los desinfectantes

Las principales condiciones que debe cumplir un desinfectante son (ENOHSA, 2000):

- Debe ser capaz de inactivar, con dosis y tiempos de contacto razonables, las clases y cantidades de microorganismos patógenos que pueden estar presentes en el agua.
- El método de análisis para determinar su concentración debe ser exacto, sencillo, rápido y apto para realizarlo tanto en el campo como en laboratorio.
- Debe ser fiable para utilizarse dentro del rango de condiciones que podrían presentarse en las plantas de tratamiento de agua.
- Es recomendable que el desinfectante permita mantener una concentración residual adecuada en el sistema de distribución de agua para evitar el deterioro de la calidad microbiológica de la misma por recontaminación o reproducción de microorganismos.
- Debe ser razonablemente seguro y conveniente de manipular y utilizar en las condiciones que se prevé su uso.
- En lo posible no debe producir ni introducir sustancias tóxicas, o en caso de hacerlo, éstas deben mantenerse bajo los valores permitidos por las normas, ni alterar de algún otro modo las características del agua de forma que ésta no sea apta para consumo humano.
- El costo del equipamiento, su instalación, operación, mantenimiento y reparación, así como la adquisición y el manipuleo de los materiales necesarios para mantener en forma continua una dosificación efectiva, debe ser razonable.

5.4.2 Otras aplicaciones de los desinfectantes químicos

Los desinfectantes químicos, por su capacidad de oxidación, también pueden ser utilizados con otros propósitos tales como:

- Minimización de formación de subproductos (DBPs).
- Oxidación de hierro y manganeso.
- Oxidación de sulfuros
- Prevención de crecimiento biológico en la red de distribución y mantenimiento de la estabilidad biológica
- Remoción de sabor y olor
- Mejora de la eficiencia de la coagulación y la filtración
- Prevención de crecimiento de algas en sedimentadores y filtros
- *Remoción de color*

5.4.3 Cinética de la desinfección

La velocidad con la cual el desinfectante inactiva los microorganismos, depende de muchos factores, los modelos matemáticos simplifican la problemática en función de la fuerte dependencia con la concentración del desinfectante y el tiempo de contacto.

Los primeros conceptos de cinética de la desinfección fueron enunciados por Chick en 1908, quién reconoció la similitud que existía entre las reacciones químicas y la inactivación de microorganismos por medio de desinfectantes químicos, utilizando culturas puras de Bacillus Anthrax (ENOHSA, 2000; Daniel, 2001).

Generalmente la inactivación o destrucción de los microorganismos no se produce en forma instantánea, sino que el proceso ocurre gradualmente como en la mayoría de las reacciones químicas. La desinfección engloba una serie de etapas físicas, químicas y bioquímicas complejas, pero por razones prácticas, las reacciones de desinfección puedan ser expresadas por ecuaciones cinéticas simples (ENOHSA, 2000).

Ley de Chick

La ley de Chick expresa la velocidad de inactivación de los microorganismos por una ecuación cinética de primer orden (ENOHSA, 2000; Daniel, 2001):

$$\frac{dN}{dt} = -k * N$$

N : Concentración de microorganismos por unidad de volumen

k : Constante de decaimiento (s^{-1})

t : Tiempo (s)

Integrando la ecuación entre el tiempo inicial ($t = 0$) y un tiempo (t), para una concentración inicial de microorganismos N_0 :

$$L\left(\frac{N}{N_0}\right) = -k * t$$

$$N = N_0 e^{-kt}$$

La expresión anterior es válida bajo las siguientes condiciones (Daniel, 2001):

- Población homogénea de microorganismos (cultivo puro)
- Reactores de flujo pistón o sistemas «batch» de mezcla completa
- Distribución homogénea de desinfectante
- Concentración de desinfectante constante a lo largo del tiempo
- La constante k es válida para una determinada concentración de desinfectante

Convirtiendo a logaritmos decimales se obtiene:

$$\text{Log} \left(\frac{N}{N_0} \right) = -0,4343 * k * t$$

La ley de Chick expresa que la velocidad de desaparición de microorganismos es constante a lo largo del tiempo, para un determinado grado de remoción. Esto significa que el logaritmo de la concentración de microorganismos remanentes y el tiempo siguen una relación lineal.

La ley de Chick es limitada en su aplicación a la mayor parte de los casos de desinfección, ya que en la práctica, la velocidad de inactivación disminuye o aumenta con el tiempo, en lugar de permanecer constante, lo cual depende del tipo de organismo y del desinfectante utilizado (ENOHSA, 2000).

Ley de Chick-Watson

En el mismo año (1908) Watson presentó una ley de decaimiento bacteriano similar, pero que relaciona la constante k con la concentración de desinfectante C (ENOHSA, 2000; Daniel, 2001):

$$\frac{dN}{dt} = -k' * C^n * N$$

$$k = k' * C^n$$

C : Concentración del desinfectante (mg/l)

n : Coeficiente

Integrando la ecuación entre el tiempo inicial (t = 0) y un tiempo (t), para una concentración inicial de microorganismos N₀, para C y n constantes y un reactor tipo «batch»:

$$L\left(\frac{N}{N_0}\right) = -k' * C^n * t$$

$$N = N_0 e^{-k' C^n t}$$

Cuando la concentración del desinfectante es variable en el tiempo o cuando se utiliza un sistema continuo en lugar de un reactor «batch», se deben aplicar las ecuaciones de reacción apropiadas que permitan caracterizar la transformación del desinfectante junto con el balance de masa correspondiente, para relacionar la inactivación de los microorganismos con la concentración y con el tiempo de contacto (ENOHSA, 2000).

Ley de Hom

Hom en 1972 presentó un modelo empírico de decaimiento bacteriano en función de la concentración del desinfectante y el tiempo de contacto, con una tasa de decaimiento dada por la siguiente expresión (Daniel, 2001):

$$\frac{dN}{dt} = -k'' * C^n * t^{m-1} * N$$

Integrando la ecuación entre el tiempo inicial ($t = 0$) y un tiempo (t), para una concentración inicial de microorganismos N_0 , para C , n y m constantes y un reactor tipo «batch», se obtiene la siguiente expresión:

$$L\left(\frac{N}{N_0}\right) = -\frac{k'' * C^n * t^m}{m}$$

Las constantes y los coeficientes de todos los modelos de decaimiento son obtenidos por regresión a partir de resultados experimentales, obtenidos en laboratorio, en condiciones controladas y conocidas, como temperatura, pH, alcalinidad, color, turbiedad, y para un determinado tipo de microorganismos (Daniel, 2001).

Dado la variabilidad de la calidad del agua, y que generalmente conviven diversas especies de microorganismos, no se puede asumir mucha confiabilidad en cuanto a la reproductividad de los resultados, sino mas bien deben tomarse como datos estimativos para los proyectos, adoptando los coeficientes de seguridad correspondientes (Daniel, 2001).

La concentración del desinfectante no es constante en el tiempo, ya que este reacciona con la materia orgánica e inorgánica, reduciendo su concentración e interfiriendo con la velocidad de inactivación, resultando en un desvío de los modelos matemáticos (Daniel, 2001).

5.4.4 Tiempo de contacto durante la desinfección

La inactivación de microorganismos se ve afectada por la concentración del desinfectante (C), y el tiempo de contacto de este con el agua (T). En consecuencia el producto C*T es un parámetro fundamental para evaluar la eficiencia de la desinfección (EPA, Agosto 1999).

Dado que los cortocircuitos son comunes en los sistemas de tratamiento, para las reglamentaciones se utiliza el término T_{10} como tiempo de contacto.

T_{10} es definido como el tiempo en que el 90% del agua que ingresa a determinada unidad está todavía retenida en la misma, o lo que es lo mismo el tiempo en que el 10% del agua abandonó la unidad (EPA, Agosto 1999).

En otros términos, T_{10} es el tiempo que demora en abandonar la unidad el 10% del volumen de agua que ingresó en ese tiempo.

$$C*T \text{ (mg/l*min)} = \text{Desinfectante residual (mg/l)} * T_{10} \text{ (min)}$$

En general, se observa que:

Cuanto mayor es la concentración de desinfectante activo, menor es el tiempo que se necesita para inactivar o destruir los microorganismos.

A mayor temperatura, mayor es la eficacia de los desinfectantes químicos, y viceversa. Por el contrario, la temperatura prácticamente no afecta la eficiencia desinfectante de la luz ultravioleta.

Cuanto mayor es el tiempo de contacto entre los organismos y el desinfectante, mayor es la posibilidad de interacción y, por lo tanto, mayor es el número de organismos muertos o inactivados.

Según (EPA, Agosto 1999), el tiempo de contacto (T_{10}) se puede determinar basado en:

- Estudios de trazadores
- Utilizando «factores de baffle» de la literatura de acuerdo a la hidráulica de la unidad

$T = V/Q$ (Tiempo de retención medio de la unidad)

$$T_{10} = V/Q * T_{10}/T$$

T_{10}/T es el «factor de baffle»

Tabla 5.4.1 Coeficientes de Baffle (Fuente: AWWA, 1991, en EPA, Agosto 1999)

CONDICION DE BAFFLE	T_{10}/T	DESCRIPCIÓN
Flujo « mezclado »	0,1	Baja relación largo/ancho, depósito sin baffles y agitado. Velocidades altas de entrada y salida
Pobre	0,3	Entrada y salida con baffles, sin baffles interiores
Promedio	0,5	Entrada y salida con baffles, con algún baffle interior
Buena	0,7	Entrada con “pantalla difusora” y salida mediante vertederos
Perfecta (flujo pistón)	1,0	Flujo en tuberías

Para el caso de un depósito de almacenamiento de agua filtrada «convencional», con un baffle interior, se puede estimar $T_{10}/T = 0,3-0,5$ mientras que para sedimentadores de flujo horizontal con pantallas difusoras y recolección mediante canaletas o tuberías perforadas se puede adoptar $T_{10}/T = 0,6 - 0,7$ (EPA, Agosto 1999).

En la siguiente figura se indican, en planta, dos formas típicas de depósitos de agua filtrada, con un baffle interior, y sus respectivos coeficientes de baffle:

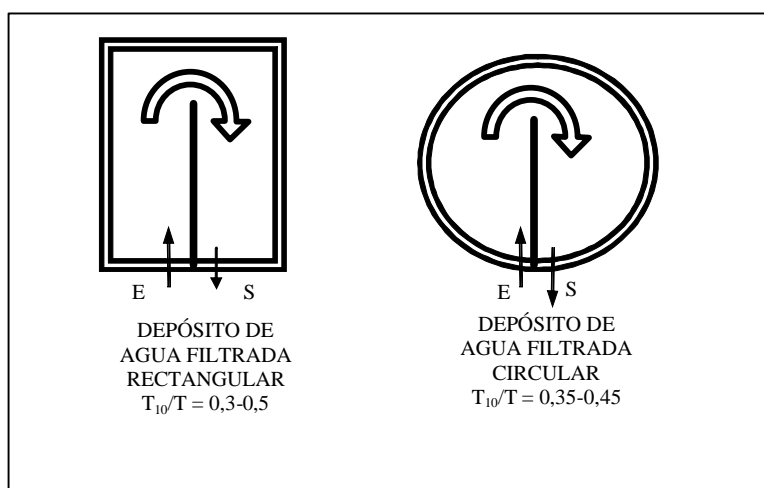


Figura 5.4.1 Coeficientes de baffle en depósitos convencionales

5.4.5 Desinfección con cloro

Historia de la cloración

La cloración es el método de desinfección más antiguo y utilizado en el mundo, y correctamente comprendido y operado, es seguro, práctico y efectivo para destruir eficientemente la mayoría de los organismos patógenos (ENOHSA, 2000).

La desinfección con cloro ha jugado un papel crítico protegiendo de los agentes patógenos del agua durante casi un siglo, y ha sido reconocida como uno de los adelantos significativos en protección de la salud pública. La filtración y la desinfección con cloro han logrado combatir eficientemente enfermedades de transmisión hídrica tales como el cólera, la fiebre tifoidea, la disentería y la hepatitis A (Christman, 1998).

La disminución de las defunciones por enfermedades de transmisión hídrica tuvo su base en la propagación de la desinfección con cloro a principios del siglo XX. En 1908, Jersey City (New Jersey), fue la primer ciudad que comenzó a tratar el agua con cloro (Arboleda, 2003).

En 1909 la compañía Electro Bleaching Gas Company fabricó el cloro líquido, y su primera aplicación con fines de desinfección en una planta potabilizadora se hizo en Niagara Falls en 1912, pero fue al parecer Filadelfia en 1913, la primera gran ciudad que lo usó en América. En Chicago se comenzó a clorar en 1916 (Arboleda, 2003).

Poco después de la segunda guerra mundial se estimaba que 7000 comunidades norteamericanas estaban utilizando cloro como desinfectante. Esto produjo una disminución notable en la tasa de mortalidad por fiebre tifoidea, que en la década de 1860 en Chicago era de 329 por 100.000 habitantes y en 1913, en las 12 ciudades más grandes de Estados Unidos, era de 13 por 100.00 habitantes (Arboleda, 2003).

La cloración se propagó con relativa rapidez en América Latina, en los años 30 las ciudades capitales ya contaban con un sistema de desinfección mediante cloro (Arboleda, 2003).

Pero aún existe gran parte del continente americano que no recibe agua desinfectada. Una encuesta realizada en 1995 por la Organización Panamericana de la Salud reveló que solo el 41% del agua suministrada a la población, recibía una desinfección adecuada (Solsona y Méndez, 2002).

Objetivos de la cloración

El objetivo de la desinfección con cloro es inactivar los microorganismos patógenos presentes en el agua, en un sistema convencional debe destruir aquellos patógenos que sobrevivieron a los procesos anteriores de coagulación, floculación, sedimentación/flotación y filtración.

El cloro puede utilizarse también, como parte de otros procesos de tratamiento, en sus comienzos se utilizó para eliminar olores desagradables del agua, pero a fines del siglo XIX se comenzó a utilizar como desinfectante y ya en los primeros años del siglo XX pasó a ser uno de los procesos habituales en las plantas potabilizadoras de varios países (ENOHSA, 2000).

Se utiliza también para desinfectar depósitos de almacenamiento, tuberías y sistemas de distribución, para oxidar hierro, manganeso y sulfuro de hidrógeno, y para controlar sabores, olores y algas. No obstante, la desinfección como proceso unitario de una planta potabilizadora es el objetivo fundamental de la cloración, a tal punto que habitualmente los términos desinfección y cloración se utilizan como sinónimos (ENOHSA, 2000).

Además del cloro gaseoso, se utilizan varios compuestos de cloro para desinfectar el agua, como los hipocloritos de sodio o calcio, el dióxido de cloro y las cloraminas. Estas últimas suelen formarse en el agua en presencia de nitrógeno inorgánico, pero también se pueden agregar en forma voluntaria, dosificando cloro y amoníaco al agua, con el objetivo principal de proporcionar desinfectante residual (ENOHSA, 2000).

En los Estados Unidos encima de 98% de los sistemas de suministro de agua utilizan el cloro como desinfectante, en base a su potencial germicida, economía y eficacia. Además, los desinfectantes basados en cloro son los únicos que tienen propiedades residuales duraderas que previenen el recrecimiento microbiano en las redes de distribución (Christman, 1998).

El cloro y sus derivados tienen las siguientes características que los hacen sumamente valiosos (Solsona y Méndez, 2002):

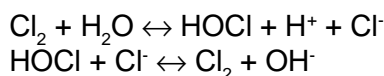
- Tienen una acción germicida de amplio espectro
- Muestran una buena persistencia en los sistemas de distribución de agua, pues presentan propiedades residuales
- Estas propiedades residuales (cloro residual), pueden medirse fácilmente luego de ser tratada el agua, y en las redes de distribución
- Para pequeñas comunidades hay dosificadores de «tecnología apropiada» que son fáciles de usar

- El cloro y sus derivados se consiguen fácilmente, aun en lugares remotos de los países en desarrollo
- Es económico y eficaz en relación con sus costos
- Se dispone de equipos para la dosificación sencillos, confiables y de bajo costo respecto a otras opciones

Química de la cloración

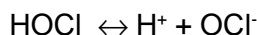
Hidrólisis del cloro gaseoso

Cuando se adiciona cloro al agua, este se hidroliza rápidamente, formándose ácido hipocloroso (HOCl):



La dosificación de cloro reduce la alcalinidad, a razón de 1,4 mg/l de CaCO₃ por mg/l de Cl₂, pero en la práctica, normalmente (excepto en el caso de la solución concentrada de los cloradores, que se encuentra en el entorno de 3000 a 3500 mg/l de Cl₂), la cantidad de cloro agregada al agua no da una solución concentrada de tal fuerza que produzca un descenso apreciable del pH (ENOHSA, 2000).

El ácido hipocloroso formado por la hidrólisis del cloro mantiene la propiedad oxidante, y es también el principal responsable del efecto germicida de la solución acuosa de cloro. Este ácido débil se ioniza o disocia en iones hidrógeno e hipoclorito (ENOHSA, 2000):



El ácido hipocloroso (HOCl) y el ion hipoclorito OCl⁻, conforman lo que se denomina cloro residual libre. Para aguas con pH entre 6,5 y 8,5 la reacción es incompleta y ambas especies están presentes en diferente porcentaje, dependiendo del pH.

La constante de ionización es:

$$K_i = \frac{[\text{H}^+][\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}]}$$

K_i varía con la temperatura según la siguiente tabla:

Tabla 5.4.2 Constante de ionización del cloro (Fuente: White, 1992)

T (°C)	0	5	10	15	20	25	30
$K_i \times 10^8$ (mol/l)	1.488	1.753	2.032	2.320	2.621	2.898	3.175

Las proporciones de HOCl y OCl⁻ se calculan de la siguiente forma:

$$\frac{[HOCl]}{[HOCl] + [OCl^-]} = \frac{1}{1 + \frac{[OCl^-]}{[HOCl]}} = \frac{1}{1 + \frac{K_i}{[H^+]}}$$

Por lo tanto:

$$[HOCl] = \frac{1}{1 + \frac{K_i}{[H^+]}} \quad [OCl^-] = \frac{1}{1 + \frac{[H^+]}{K_i}}$$

La distribución de ambas especies es tal que a valores bajos de pH predomina el ácido hipocloroso sobre el ion hipoclorito, lo cual puede observarse en la siguiente tabla:

Tabla 5.4.3 Distribución de OCl⁻ y HOCl en función del pH del agua

pH	OCl ⁻ (%)	HOCl (%)
5,5	0,23	99,77
6	0,46	99,54
6,5	1,45	98,55
7	4,46	95,54
7,5	12,86	87,14
8	31,82	68,18
8,5	59,61	40,39
9	82,36	17,64
9,5	93,65	6,35

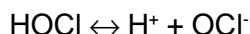
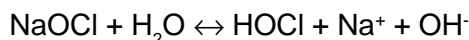
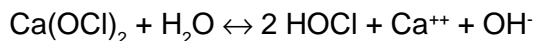
Consecuentemente, en la cloración a cloro libre es recomendable que el pH se encuentre por debajo de 7,5 a los efectos de que predomine fuertemente el ácido hipocloroso, de mayor poder germicida, sobre el ion hipoclorito.

La eficiencia del HOCl en la inactivación de microorganismos es por lo menos 80 veces mayor que la del OCl⁻ (Solsona y Méndez, 2002).

Hidrólisis de hipocloritos

Cuando se dosifica en el agua alguna de las sales de cloro (hipoclorito de calcio o hipoclorito de sodio), que son sumamente solubles, se ionizan dando

ácido hipocloroso e ion hipoclorito, de acuerdo a las siguientes reacciones (ENOHSA, 2000):



De igual forma que en la hidrólisis del cloro gaseoso, el pH de la solución acuosa determina la distribución relativa de las especies HOCl y OCl⁻. Si bien el equilibrio que se establece en el agua clorada es el mismo para el cloro gaseoso que para las sales de hipoclorito, mientras que el cloro gaseoso tiende a reducir el pH, los hipocloritos tienden a aumentarlo, ya que estos compuestos contienen álcali en exceso por razones de estabilidad (ENOHSA, 2000).

El hipoclorito de sodio se comercializa en forma líquida mientras que el hipoclorito de calcio en forma sólida, en forma granular o de pastillas. Ambos productos se utilizan particularmente en pequeñas instalaciones, o para desinfectar aguas a nivel domiciliario.

Reacciones con el amoníaco

El cloro dosificado al agua reacciona con los compuestos nitrogenados inorgánicos, como el amoníaco (nitrógeno amoniacal), y orgánicos, como las proteínas y aminoácidos. Al reaccionar con el nitrógeno amoniacal que puede existir naturalmente en el agua o que se ha agregado intencionalmente, se forman compuestos llamados cloraminas. Dichos compuestos participan de una serie de reacciones complejas en las cuales cada átomo de hidrógeno del amoníaco es sustituido por cloro, según las siguientes reacciones (ENOHSA, 2000):



Estas reacciones generalmente se desarrollan en etapas de modo que todas compiten entre sí. La prevalencia de uno u otro producto está determinada por las velocidades de reacción, las cuales son función del pH, la temperatura, el tiempo de contacto, la relación cloro a amoníaco (Cl₂:NH₃) inicial, y en especial de las concentraciones iniciales de cloro y amoníaco.

Todo el cloro se encuentra bajo forma de monocloramina con una relación ($\text{Cl}_2:\text{NH}_3$) equimolar (5:1, en peso), o menor, pH neutro o ligeramente alcalino (7-8) y temperaturas altas.

Con relaciones ($\text{Cl}_2:\text{NH}_3$) altas, pH y temperaturas bajas, se favorece la formación de dicloramina.

Las tricloraminas se forman con relaciones ($\text{Cl}_2:\text{NH}_3$) más altas (15:1 en peso) y cuando el pH es igual a 7- 8, aunque se ha podido demostrar a escala de laboratorio, que pueden formarse aún con una relación ($\text{Cl}_2:\text{NH}_3$) equimolar y pH = 5 o menores, y se las ha podido detectar en plantas potabilizadoras en las cuales la relación ($\text{Cl}_2:\text{NH}_3$) es de 25:1 en peso y el pH próximo a 9 (ENOHSA, 2000).

Las reacciones de formación de las cloraminas son parte importante del fenómeno conocido como «punto de quiebre» o «breakpoint». La curva de punto de quiebre presenta tres zonas con características distintivas, en donde predominan unas u otras especies de cloraminas, según se puede observar en las figuras siguientes:

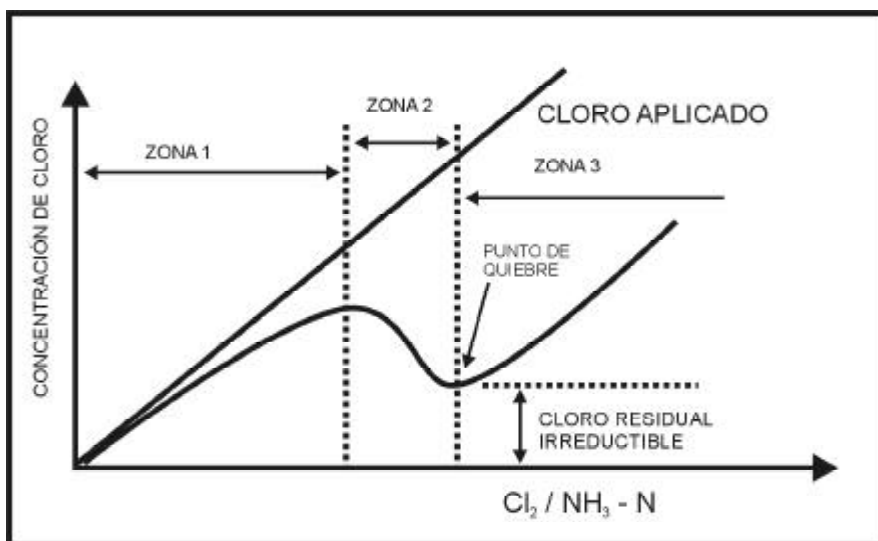


Figura 5.4.2 Curva de punto de quiebre teórica

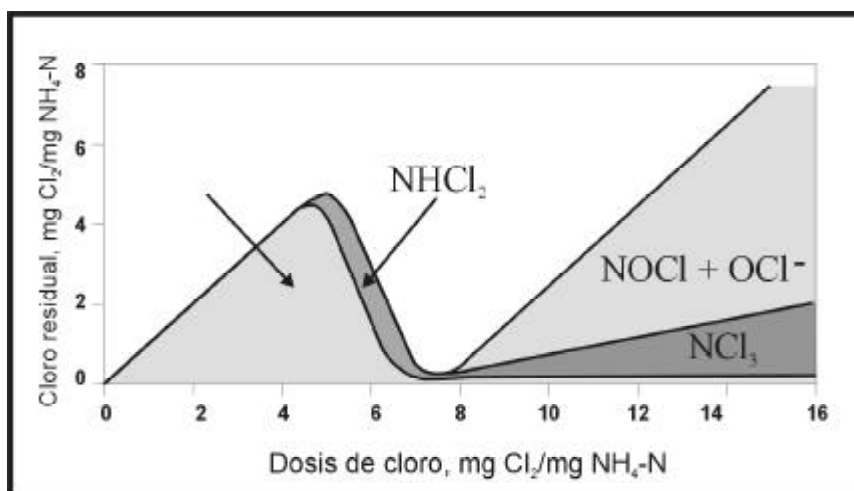


Figura 5.4.3 Distribución de cloraminas y cloro libre

En la zona 1 (figura 5.4.2), se produce la reacción de formación de monocloramina a partir del cloro agregado y del nitrógeno amoniacal presente en el agua, de modo que todo el cloro residual que se forma en esta zona es monocloramina, hasta llegar a la cresta de la curva. La concentración máxima de monocloramina, se alcanza, teóricamente, cuando la relación cloro a nitrógeno amoniacal es equimolar (el número de moles de cloro es igual al número de moles de nitrógeno amoniacal), equivalente a una relación 5:1 en peso (ENOHSA, 2000).

A medida que se aumenta la dosis de cloro y la relación cloro a nitrógeno amoniacal, comienza la zona 2 de la curva, (figura 5.4.2), donde la monocloramina da lugar a la formación de dicloramina. A su vez, se produce un proceso de oxidación que, simultáneamente, destruye el cloro residual combinado (dicloramina) y prácticamente todo el nitrógeno amoniacal. Estas reacciones se producen hasta que la concentración de cloro residual alcanza su valor mínimo en el llamado «punto de quiebre» (ENOHSA, 2000).

Este cloro residual mínimo remanente está conformado fundamentalmente por dicloramina y trazas de monocloramina y cloro libre, y se conoce también como «cloro residual indeseable o molesto». En el «punto de quiebre», la relación teórica ($\text{Cl}_2:\text{NH}_3$) en peso es 7,6:1. En la práctica, se han observado valores de esta relación mayores que el teórico, debido a que, en el punto de quiebre, se producen reacciones que requieren cloro para formar otros compuestos, entre los cuales se destacan el nitrógeno gas, nitrato y tricloramina (ENOHSA, 2000).

A partir del punto de quiebre, en la zona 3 de la curva, (figura 5.4.2), prácticamente todo el nitrógeno amoniacal ha sido oxidado, y cualquier aumento en

la dosis de cloro resulta en un incremento igual del contenido de cloro residual libre. Por lo tanto a partir del punto de quiebre, la curva teórica tiene una pendiente de 45°.

En esta zona el cloro residual está constituido por el cloro residual irreductible y el cloro residual libre que se va generando (Griffin, 1939, en ENOHSA, 2000). Con posterioridad (Rosum, 1943, en ENOHSA, 2000), se observó que en la zona 3 de la curva vuelve a aparecer nitrógeno amoniacal (ENOHSA, 2000).

Es importante señalar que la forma de la curva de punto de quiebre depende de las concentraciones de cloro y amoníaco, de la temperatura, del pH y del tiempo de contacto. A igual concentración de nitrógeno amoniacal, pH y temperatura, hay una curva distinta para distintos tiempos de contacto (ENOHSA, 2000).

El cloro reacciona también con el nitrógeno orgánico presente en el agua, dando lugar a la formación de complejos orgánicos cloraminados. El cloro libre reacciona con las aminas orgánicas formando monocloraminas orgánicas. Las reacciones entre monocloraminas y aminas orgánicas pueden dar lugar a la formación de cloraminas orgánicas. Los mecanismos de reacción entre el cloro y los compuestos orgánicos nitrogenados son similares a los mecanismos de formación de las cloraminas inorgánicas.

Los compuestos resultantes de la reacción del cloro con el nitrógeno orgánico, y los producidos por las reacciones de formación de las cloraminas inorgánicas, constituyen el cloro residual combinado (ENOHSA, 2000).

En el caso de existir en el agua compuestos nitrogenados orgánicos además de nitrógeno amoniacal, la curva que se obtiene presenta generalmente un punto de quiebre menos definido, ya que éstos reaccionan de distinta forma en función de la complejidad de sus moléculas. Las curvas resultan más suaves, sin cambios bruscos de pendiente al pasar de una zona a otra, debido a que el cloro y los compuestos orgánicos nitrogenados reaccionan mucho más lentamente que el cloro y el nitrógeno amoniacal. Mientras que las reacciones del cloro con el nitrógeno orgánico pueden tardar días en completarse, las reacciones con el nitrógeno amoniacal se completan en horas (ENOHSA, 2000).

Eficacia del cloro como desinfectante del agua

A pesar de practicarse la cloración desde hace muchos años, aún no se conoce con exactitud como este desinfectante logra destruir los microorganismos.

En general, se acepta que el ácido hipocloroso penetra la pared celular alterando la integridad y permeabilidad de la misma, y posteriormente reacciona con las enzimas esenciales para el proceso metabólico de la célula, destruyendo al microorganismo.

El ácido hipocloroso, al ser una molécula neutra de reducido tamaño podría traspasar la pared celular con más facilidad que la molécula cargada de ion hipoclorito, lo cual podría explicar por qué el ácido hipocloroso, es un desinfectante más efectivo que el ion hipoclorito (ENOHSA, 2000).

En la práctica, se utilizan dos métodos de cloración, que consisten en la cloración a residual combinado, dosificando paralelamente amoníaco para promover la formación de cloraminas inorgánicas, y la cloración a residual libre, cuando el cloro residual luego del tiempo de contacto está bajo la forma de ión hipoclorito (OCl^-) y/o ácido hipocloroso (HOCl). Las efectividades del cloro libre y el cloro combinado en la destrucción de los microorganismos, se comparan en la siguiente tabla (ENOHSA, 2000):

Tabla 5.4.4 Eficiencia desinfectante relativa de las distintas especies de cloro residual (Fuente: ENOHSA, 2000)

Forma de cloro residual	Eficacia relativa respecto al HOCl
Acido hipocloroso, HOCl	1
Ion hipoclorito, OCl^-	1/100
Tricloramina, NCl_3	(*)
Dicloramina, NHCl_2	1/80
Monocloramina, NH_2Cl	1/150

(*) Si bien no se ha determinado, se supone que la tricloramina es un desinfectante más efectivo que la dicloramina.

Efectividad de cloro en la inactivación de bacterias

La desinfección con cloro es un método muy eficiente para destruir o inactivar bacterias. La bacteria *Escherichia coli* es más resistente al cloro que otras bacterias tales como *Shigella*, *Salmonella*, *Vibrio Cholerae*, y la mayoría de las bacterias intestinales, por lo tanto es un buen indicador de la calidad del agua desde el punto de vista bacteriológico (ENOHSA, 2000).

Diversas recomendaciones coinciden que manteniendo un nivel de cloro residual libre entre 0,2 y 0,5 mg/l durante media hora de contacto, con pH menor que 7,5 y turbiedad inferior a 1,0 NTU, se logra la destrucción casi total de las bacterias patógenas presentes en el agua.

En la descripción de los agentes bacterianos (sección 4.2) se indican las efectividades de los procesos de tratamiento, incluyendo desinfección, enfocados en cada caso particular, para el grupo de bacterias analizado.

Efectividad de cloro en la inactivación de virus

Generalmente los virus son más resistentes que las bacterias, tanto al cloro como a la mayoría de los desinfectantes químicos.

El virus de la hepatitis infecciosa, cuya vía de transmisión es la ruta fecal-oral y es frecuentemente transportado por el agua, no se inactiva tan fácilmente como otros patógenos con las dosis de cloro normalmente utilizadas en las plantas potabilizadoras, ni se remueve tan eficientemente por filtración convencional, debido a su reducido tamaño (ENOHSA, 2000).

Existen diversos datos acerca de la resistencia de los virus al cloro, trabajos realizados por Wilson y Sobsey, (1987, en ENOHSA, 2000), demostraron que concentraciones de cloro residual libre de 5,0 mg/l, a 5°C y de 1,0 mg/l, a 5° y 25°C, y a todos los rangos de pH, permiten inactivar en un corto tiempo cuatro unidades logarítmicas de cepas de los virus de poliomielitis 1 y ecovirus 1 (ENOHSA, 2000).

La resistencia al cloro libre de los distintos virus depende del organismo específico. El poliovirus 1 y el virus Coxsackie A2 y A9 parecen ser más resistentes al cloro que otros enterovirus (Reiff y Witt, 1995, en ENOHSA, 2000). Trabajos realizados por dichos autores para los virus indicados, con aguas con pH menor que 8 y temperatura mayor que 4°C, concluyen que con dosis de 0,1 mg/l y 0,4 mg/l de cloro se pueden lograr remociones del 99% al 99,9% y del 99,99% al 99,999% respectivamente, luego de un tiempo de contacto de 30 minutos (ENOHSA, 2000).

Otros estudios sugieren que las dosis de cloro utilizadas para inactivar los virus de Coxsackie, que son más resistentes al cloro que otros enterovirus, y que la mayoría de las bacterias patógenas, podrían servir como valores de referencia para la cloración del agua (Reiff y Witt, 1995, en ENOHSA, 2000).

Operando adecuadamente los sistemas de desinfección con cloro, se obtienen elevadas eficiencias en la inactivación de virus. Una dosis de 0,5 mg/l de cloro residual libre y un tiempo de contacto de 30 a 60 minutos, son suficientes en general para lograr su casi completa inactivación. En las redes de distribución es necesario mantener continuamente residuales de cloro libre superiores a 0,5 a 0,7 mg/l, para reducir significativamente la incidencia de las diarreas provocadas por virus (Reiff y Witt, 1995, en ENOHSA, 2000).

En las tablas de C*T elaboradas por la Environmental Protection Agency, muy utilizadas para diseñar y/o evaluar la inactivación de Virus con cloro libre, puede observarse que para inactivar 4-log de virus, a una temperatura de 15°C y pH 7, si la concentración de cloro libre es 1,0 mg/l, es necesario un tiempo de contacto de apenas 4 minutos.

En la descripción de los agentes virales (sección 4.3) se indican las efectividades de los procesos de tratamiento, incluyendo desinfección, enfocados en cada caso particular, para el grupo de virus analizado.

Efectividad de cloro en la inactivación de protozoarios

Tanto el cloro como los demás desinfectantes químicos, son menos eficientes para inactivar quistes de protozoarios, que para inactivar virus y bacterias.

De las tablas de C*T elaboradas por la Environmental Protection Agency, para la inactivación de Giardia con cloro libre, se obtiene que, para inactivar 3-log de Giardia, a una temperatura de 15°C y pH 7, se necesita un tiempo de contacto de 75 minutos si la concentración de cloro libre es 1,0 mg/l, y 175 minutos si la concentración de cloro libre es 0,4 mg/l, lo cual es muy difícil de lograr con las dosis y los tiempos de contacto habitualmente utilizados en las plantas de tratamiento.

El Cryptosporidium es aún más resistente que la Giardia al cloro. Por lo tanto estos parásitos necesitan ser removidos en una importante proporción, optimizando los procesos de tratamiento, y dejando menos de una unidad logarítmica para ser inactivados mediante desinfección.

En la descripción de los protozoarios parásitos (sección 4.4) se indican las efectividades de los procesos de tratamiento, incluyendo desinfección, enfocados en cada caso particular, para el grupo de organismos analizados.

Tablas C*T para inactivación con cloro libre

A los efectos prácticos, son de mucha utilidad las tablas que proporcionan información relativa a los tiempos de contacto y concentración de desinfectantes que se requieren para la inactivación de microorganismos.

La EPA elaboró las siguientes tablas donde se indican los valores de C*T necesarios para «inactivar» mediante cloro libre Virus y Giardia, en donde C es la concentración de cloro libre en mg/l y T es el tiempo de contacto en minutos. Dichas tablas se utilizan para elaborar los perfiles de desinfección en los sistemas de potabilización, en especial en la Planta de Aguas Corrientes, de 6,5 m³/s, que abastece de agua potable a la ciudad de Montevideo y área Metropolitana

Tabla 5.4.5 Valores de C*T para inactivación de virus con cloro libre (mg/l* min). (Fuente: EPA, «Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual», Agosto 1999)

Temperatura (°C)	Log de inactivación					
	2,0 – log		3,0 – log		4,0 - log	
	pH 6-9	PH 10	PH 6-9	pH 10	pH 6-9	pH 10
0,5	6	45	9	66	12	90
5	4	30	6	44	8	60
10	3	22	4	33	6	45
15	2	15	3	22	4	30
20	1	11	2	16	3	22
25	1	7	1	11	2	15

Tabla 5.4.6 Valores de C*T para 99,9 % (3-log) de inactivación de quistes de Giardia a 15°C (mg/l*min) (Fuente: EPA, «Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual», Agosto 1999)

COLORO RESIDUAL LIBRE (mg/l)	pH = 6	pH = 6,5	pH = 7	pH = 7,5	pH = 8	pH = 8,5	pH = 9
0,4	49	59	70	83	99	118	140
0,6	50	60	72	86	102	122	146
0,8	52	61	73	88	105	126	151
1,0	53	63	75	90	108	130	156
1,2	54	64	76	92	111	134	160
1,4	55	65	78	94	114	137	165
1,6	58	66	79	96	116	141	169
1,8	57	68	81	98	119	144	173
2,0	58	69	83	100	122	147	177
2,2	59	70	85	102	124	150	181
2,4	60	72	86	105	127	153	184
2,6	61	73	88	107	129	156	188
2,8	62	74	89	109	132	159	191
3,0	63	76	91	111	134	162	195

Para estimar la inactivación a determinado valor de C*T de Virus y Giardia, se aplican las siguientes expresiones (EPA, Agosto 1999):

$$\text{Log inactivación VIRUS} = 4,0 * \frac{CT (\text{aplicado})}{CT_{4 \text{Log VIRUS}}}$$

$$\text{Log inactivación GIARDIA} = 3,0 * \frac{CT (\text{aplicado})}{CT_{3\text{Log GIARDIA}}}$$

Ejemplo

Determinar la concentración de cloro residual libre medido al final de un depósito de agua filtrada de 500 m³ de capacidad, que tiene un «baffle» interior, necesaria para inactivar 4-Log de Virus y 0,5-Log de Giardia, para un caudal de 800 m³/h
Temperatura del agua 15°C, pH = 7,0

Resolución:

El tiempo de contacto medio se determina como:

$$T = V/Q = 37,5 \text{ min}$$

Considerando un factor de «baffle» de 0,4 :

$$T_{10} = 0,4 * 37,5 = 15 \text{ min}$$

Observando la tabla, para inactivar 4-Log de virus a 15°C y pH = 7,0 se debe conseguir en el depósito de agua filtrada que C*T = 4 mg/l * min.

Por lo tanto, considerando como tiempo de contacto T el valor de T₁₀, para inactivar 4-Log de Virus se requiere C = 0,27 mg/l de cloro residual libre

Para utilizar las tablas de inactivación de Giardia se aplica el siguiente procedimiento:

Si C= 0,4 mg/l	C.T _{3 log} ³ 70 mg/l * min	C.T _{0,5 log} ³ 11,67 mg/l * min	T ³ 29,2 min
Si C= 0,6 mg/l	C.T _{3 log} ³ 72 mg/l * min	C.T _{0,5 log} ³ 12,00 mg/l * min	T ³ 20,0 min
Si C= 0,8 mg/l	C.T _{3 log} ³ 73 mg/l * min	C.T _{0,5 log} ³ 12,17 mg/l * min	T ³ 15,2 min
Si C= 0,9 mg/l	C.T _{3 log} ³ 74 mg/l * min	C.T _{0,5 log} ³ 12,33 mg/l * min	T ³ 13,7 min

Por lo tanto, para inactivar 0,5-Log de Giardia se requiere C = 0,9 mg/l de cloro residual libre, siendo este último el valor el requerido por ser mayor que el necesario para inactivar 4-Log de Virus.

5.4.6 Desinfección con cloraminas

Las cloraminas, si bien tienen menor poder desinfectante que el cloro libre, se utilizan por su capacidad de persistir en el agua, proporcionando un residual «combinado» que actúa en las redes y depósitos de distribución.

Las prácticas de cloración a residual combinado tienen por objetivo la formación de monocloraminas (NH₂Cl), por la adición de cloro y amonio al agua, o por reacción del cloro dosificado y el amonio naturalmente presente en la misma.

A los valores de pH que habitualmente presentan las aguas naturales predomina la monocloramina por sobre la dicloramina, y la tricloramina, si se forma, es inestable y muy insoluble en agua. Si bien la dicloramina tiene un efecto germicida más potente que la monocloramina, se debe evitar la formación tanto de dicloramina como de tricloramina ya que ambas confieren olor y sabor desagradables al agua (ENOHSA, 2000).

Si la concentración de amoníaco en el agua es nula o escasa, se requiere la adición de cloro y amoníaco, hasta lograr la concentración de cloro residual combinado deseada. Si la concentración de amoníaco en el agua es suficiente para lograr la concentración de cloro residual combinado que se requiere, solo se dosifica cloro (ENOHSA, 2000).

Si la desinfección principal se realiza a residual libre, puede utilizarse la cloración a residual combinado al final del proceso, con el objetivo de producir y mantener un residual estable a través del sistema de distribución, que permita proteger el agua de la red contra cualquier posible recontaminación (ENOHSA, 2000).

Las cloraminas son una buena opción como desinfectante secundario por los siguientes potenciales beneficios (EPA, Abril 1999):

- No son tan reactivas como el cloro libre con los compuestos orgánicos para formar trihalometanos
- La monocloramina residual es más estable en el agua que el cloro libre y el dióxido de cloro, proporcionando mayor protección contra recrecimientos bacterianos en las redes de distribución y depósitos de almacenamiento
- Las monocloraminas son muy efectivas para controlar biofilms en las redes de distribución
- Dado que las cloraminas no tienden a reaccionar con los compuestos orgánicos, se han obtenido experiencias que les otorgan menor incidencia que el cloro libre en la generación de olores y sabores

En cambio, pueden citarse las siguientes desventajas del uso de cloraminas (EPA, Abril 1999):

- El poder desinfectante de las cloraminas es menor que el de otros desinfectantes tales como el cloro libre, el ozono y el dióxido de cloro
- Las cloraminas no oxidan hierro, manganeso y sulfuros
- Excesos de amonio en el sistema de distribución pueden conducir a la nitrificación, especialmente en puntas de red
- La formación de dicloraminas ocasiona problemas operativos
- Las cloraminas deben ser generadas in-situ

Inactivación de bacterias con cloraminas

Wattie and Butterfield, 1944, (en EPA, Abril 1999), realizaron una serie de experimentos tendientes a evaluar la eficiencia del cloro libre y las cloraminas inorgánicas, en aguas libres de demanda de cloro.

Los resultados obtenidos fueron concluyentes en cuanto la mayor efectividad del cloro libre, ya que una concentración de monocloramina de 0,3 mg/l requirió de un tiempo de contacto de 240 minutos para inactivar 3-log de *Escherichia coli*, mientras que una dosis de 0,14 mg/l de cloro libre requirió solo de 5 minutos para lograr el mismo nivel de inactivación, a iguales condiciones de temperatura y pH.

Inactivación de virus con cloraminas

Para la inactivación de virus con cloraminas es necesario aplicar mayores concentraciones durante tiempos de contacto más largos que en el caso de la desinfección con cloro libre.

Resultados experimentales indican que, con concentraciones de 0,67 a 1,0 mg/l de cloraminas, se necesitan tiempos de contacto entre 2 y 8 horas para inactivar 2-log de Poliovirus y Coxsackievirus, mientras que 0,2 a 0,35 mg/l de cloro libre durante 4 a 16 minutos logran el mismo grado de inactivación (Kelley y Sanderson, 1958 y 1960, en EPA, Abril 1999).

La Environmental Protection Agency dispone de la siguiente tabla donde se indican los valores de C*T necesarios para inactivación de Virus con cloraminas:

Tabla 5.4.7 Valores de C*T (mg/l*min), para inactivación de Virus con cloraminas, pH 6-9 (Fuente: AWWA, 1991 en *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual*, Abril 1999)

Inactivation	Temperatura (°C)				
	5	10	15	20	25
2-log	857	643	428	321	214
3-log	1.423	1.067	712	534	356
4-log	1.988	1.491	994	746	497

Inactivación de protozoarios con cloraminas

Stringer and Kruse, 1970 (en EPA, Abril 1999), determinaron que para inactivar 2-log de quistes de *Entamoeba Histolytica* es necesario aplicar una dosis de 8 mg/l de cloramina durante un tiempo de contacto de 10 minutos, mientras que para el mismo grado de inactivación y tiempo de contacto, se necesitan 3 mg/l de cloro libre.

La Environmental Protection Agency dispone de la siguiente tabla donde se indican los valores de C*T necesarios para inactivación de *Giardia* con cloraminas:

Tabla 5.4.8 Valores de C*T (mg/l*min), para inactivación de quistes de *Giardia* con cloraminas, pH 6-9 (Fuente: AWWA, 1991 en *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual*, Abril 1999)

Inactivation	Temperatura (°C)				
	5	10	15	20	25
0,5-log	365	310	250	185	125
1,0-log	735	615	500	370	250
1,5-log	1.100	930	750	550	375
2,0-log	1.470	1.230	1.000	735	500
2,5-log	1.830	1.540	1.250	915	625
3,0-log	2.200	1.850	1.500	1.100	750

Recientes estudios realizados con el objetivo de evaluar la efectividad de la inactivación de *Cryptosporidium* con cloraminas, luego de haber dosificado ozono, dieron como resultado la siguiente expresión que permite calcular el grado de inactivación de *Cryptosporidium* con ozono + cloraminas (Najm ycol., 2004):

$$\text{Log}_{\text{OZONO}} = (C*T)*0,0397*(1,09757)^{\text{Temp}}$$

$$\text{Log}_{\text{CLORAMINAS}} = 0,00006255*[(1,09757)^{\text{Temp}}*(C*T)_{\text{OZONO}}]^{0,8152}*(1,0665)^{\text{Temp}}*(C*T)_{\text{CLORAMINAS}}$$

$$\text{Log}_{\text{TOTAL}} = \text{Log}_{\text{OZONO}} + \text{Log}_{\text{CLORAMINAS}}$$

Ejemplo

Para una temperatura de 10°C, $(C*T)_{\text{ozono}} = 10 \text{ mg/l*min}$, se obtiene un grado de inactivación de *Cryptosporidium* de $\text{Log}_{\text{OZONO}} = 0,5$.

Para obtener un grado de inactivación total de 1,0-log, se debe obtener una inactivación de 0,5-log con la aplicación de cloraminas, lo cual puede lograrse si se aplican 301 mg/l*min.

5.4.7 Desinfección con ozono

Características de ozono

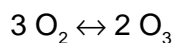
El ozono, poderoso oxidante representado por el símbolo O_3 , es un alótropo (alotropía: propiedad de algunos elementos químicos de presentarse en dos o más formas diferentes, en un mismo estado físico) del oxígeno, conformado por tres átomos de este elemento. Es un gas cuya densidad es 1,5 veces mayor que la del oxígeno, y 1,7 veces más pesado que el aire, y es solo parcialmente soluble en agua, pero cerca de 10 a 20 veces más que el oxígeno.

A presión y temperatura ambiente es un gas inestable que se descompone rápidamente regenerando la molécula de oxígeno. Por lo tanto no se puede

almacenar o envasar, se debe generar en el mismo sitio en donde se va a utilizar, y se debe aplicar inmediatamente (ENOHSA, 2000).

El ozono es extremadamente corrosivo y ataca a la mayoría de los metales, por lo que se deben seleccionar cuidadosamente todos los materiales de las instalaciones (ENOHSA, 2000).

La formación del ozono se da a partir de la combinación de un átomo de oxígeno y una molécula de oxígeno, según la siguiente reacción endotérmica, que requiere de importantes inputs de energía:



El ozono puede producirse a través de variados métodos, tales como la irradiación con luz ultravioleta de un gas que contenga oxígeno, reacciones electrolíticas y otros métodos emergentes (EPA, Abril de 1999).

Historia de la ozonización

El ozono se utilizó por primera vez con fines de potabilización en 1893 en los Países Bajos (Langlais y col., 1991, en EPA, Abril 1999; ENOHSA, 2000).

A principios del siglo XX, el ozono se comenzó a utilizar en Francia, luego de que se implementara en Niza, la desinfección con ozono de un agua relativamente limpia proveniente de una vertiente. Las primeras aplicaciones fueron como oxidante para tratar contaminantes tales como hierro, nitritos, manganeso, sulfuros, arsénico, olores y sabores, color, precursores de compuestos orgánicos halogenados, y otros contaminantes industriales.

Luego la mayoría de los países de Europa, Sudáfrica, Japón, Canadá y los Estados Unidos, comenzaron a utilizar el ozono para resolver problemas específicos en el campo de la potabilización de aguas (ENOHSA, 2000).

Mientras el ozono se utilizaba con frecuencia en Europa como oxidante y desinfectante, fue muy lenta su transferencia a los Estados Unidos. En 1987, se puso en servicio un sistema de ozonización en la planta de Filtración de Los Ángeles, y en 1991 ya existían aproximadamente 40 plantas de tratamiento de agua que utilizaban ozono, sirviendo cada una más de 10.000 personas en los Estados Unidos (Langlais y col., 1991, en EPA, Abril 1999).

La tecnología e comenzó a difundir rápidamente y en abril de 1998 existían en los Estados Unidos un total de 264 plantas que utilizaban ozono, la mayoría de pequeña capacidad, 149 de ellas con un caudal inferior a 4000 m³/d (EPA, Abril 1999).

Las primeras aplicaciones del ozono en los Estados Unidos fueron orientadas a la eliminación de olor y sabor, y como oxidante en sustitución del cloro, pero con el establecimiento en 1989 del reglamento de potabilización de aguas superficiales (Surface Water Treatment Rule, SWTR), comenzó a predominar su uso como desinfectante primario (EPA, Abril 1999).

Actualmente existen más de 2.000 plantas de potabilización en todo el mundo, de las cuales 1.500 o más se encuentran en Europa, que utilizan ozono con uno o más propósitos, en especial oxidación y desinfección. En cambio poco desarrollo ha tenido esta tecnología en los países de América Latina donde su uso es, hasta la fecha, muy limitado (ENOHSA, 2000).

Una de las principales aplicaciones actuales del ozono es para oxidar parcialmente compuestos orgánicos naturales presentes en el agua, mejorando su remoción durante los procesos posteriores de coagulación, floculación, sedimentación y filtración (ENOHSA, 2000).

Los procesos de desinfección con ozono normalmente tratan de mantener un residual mínimo de 0,4 a 0,5 mg/l luego de 10 a 20 minutos de contacto con el agua (Solsona y Méndez, 2002).

Principales aplicaciones del ozono

El ozono tiene algunas limitaciones importantes como desinfectante único: su vida media en el agua es corta (aproximadamente media hora), reacciona con sustancias orgánicas para producir derivados de peso molecular inferior, que son más biodegradables que sus precursores, y no deja efecto residual (desinfectante residual) (ENOHSA, 2000).

Se ha demostrado que dosis de 1 y 2 mg/l de O₃ aplicadas a un agua que contiene 1,0 mg/l de carbono orgánico disuelto (DOC), convierten respectivamente el 75% y el 90% de estos compuestos orgánicos en compuestos biodegradables. Por lo tanto, la ozonización podría favorecer el crecimiento de microorganismos en los sistemas de distribución ya que los compuestos biodegradables que forman pueden ser utilizados por los microorganismos como sustrato (ENOHSA, 2000).

Si el ozono se utiliza como desinfectante principal, se suele aplicar en combinación con otros desinfectantes que producen residuales más débiles pero más persistentes, para evitar el recrecimiento de microorganismos en las redes y depósitos de distribución, por ejemplo con cloraminas (ENOHSA, 2000).

Mediante la ozonización se puede favorecer la eliminación de sustancias orgánicas que al reaccionar, se convierten en compuestos biodegradables de

menor peso molecular, y se remueven más fácilmente del agua, por ejemplo, por biofiltración (ENOHSA, 2000).

Otro inconveniente con los sistemas de ozonización está asociado a la distribución inadecuada del ozono en el agua, ya que puede ocurrir que éste se transforme en oxígeno antes de que pueda entrar en contacto con los microorganismos (ENOHSA, 2000).

En la siguiente tabla se resumen las principales aplicaciones del ozono en la potabilización de aguas:

Tabla 5.4.9 Principales aplicaciones del ozono. (Fuente: ENOHSA, 2000)

Tratamiento	Objetivos del tratamiento
Desinfección	Inactivación de bacterias, virus y quistes de protozoarios
Oxidación de compuestos inorgánicos	Hierro, Manganeso, iones Nitrito, Sulfuro y Cianuro, Arsénico
Oxidación de compuestos orgánicos	Sabor, olor, color, fenoles, detergentes, pesticidas, precursores de THM, control de algas, control de formación de películas biológicas, estimulación de la biodegradación
Control de turbiedad	Neutralizar las cargas superficiales de la partículas en suspensión (con dosis muy bajas, para no generar turbiedad)
Ayudante de coagulación	Los compuestos oxidados que se forman, como por ejemplo: <ul style="list-style-type: none"> - los grupos carboxílicos precipitan en presencia de cationes trivalentes o directamente con calcio - los absorbidos en las partículas naturales se liberan y pueden interactuar con los floculantes, precipitándose - los compuestos metaestables intermedios (ozónidos, peróxidos, radicales orgánicos libre, etc.) se condensan o polimerizan, precipitándose. Para producir la ruptura de complejos organo-metálicos. Para destruir algas y formar biopolímeros que actúan como floculantes naturales (también en este caso se deben solo aplicar las dosis optimas porque el ozono en exceso produce el efecto inverso)

Acción Desinfectante del Ozono

El ozono es el desinfectante más potente que se utiliza en los sistemas de potabilización de aguas, siendo los valores de C*T necesarios para inactivar la mayoría de los microorganismos la décima parte de los correspondientes al ácido hipocloroso (HOCl) o al dióxido de cloro (ClO₂) (ENOHSA, 2000).

Los mecanismos por los cuales el ozono produce la destrucción o inactivación de los microorganismos no son totalmente conocidos, en gran medida debido a las dificultades que existen para determinar bajas concentraciones de ozono disuelto.

La inactivación de microorganismos se puede producir por contacto físico directo entre éstos y las burbujas de gas ricas en ozono (efecto aparentemente más importante), y por acción del ozono disuelto y sus productos de reacción (ENOHSA, 2000).

Si bien el tiempo de contacto del ozono con el agua tiene su importancia, en la relación $C \cdot T$, la dosis suministrada tiene mayor peso relativo, debido a su elevado poder oxidante. Solo queda residual de ozono en el agua luego de que la totalidad de la materia con alta capacidad de oxidación fue oxidada, en caso contrario, es posible que no se haya satisfecho completamente la demanda de ozono (Solsona y Méndez, 2002).

La inactivación de microorganismos por el ozono residual disuelto no se ve afectada significativamente por las variaciones de pH (ENOHSA, 2000; Solsona y Méndez, 2002).

Efectividad de ozono en la inactivación de bacterias

El ozono es muy efectivo para la inactivación de bacterias. Se han reportado remociones de 4-log de *Escherichia coli* en tiempos de contacto menores que un minuto con concentraciones de ozono disuelto de $9 \mu\text{g/l}$, a una temperatura de 12°C (Wuhrmann and Meyrath, 1955, en EPA, Abril 1999).

Domingue, et al., 1988, (en EPA, Abril 1999), reportaron 2-log de inactivación de *Legionella pneumophila* en un tiempo de 5 minutos a una concentración de ozono de $0,21 \text{ mg/l}$.

No existen diferencias significativas entre la sensibilidad al ozono de la mayoría de los bacilos Gram negativos, en cambio los cocos Gram positivos (*Estafilococos* y *Streptococos*), los bacilos Gram positivos y las *Mycobacterias* son las formas más resistentes (EPA, Abril 1999).

Efectividad de ozono en la inactivación de virus

Típicamente, los virus son más resistentes al ozono que las bacterias vegetativas pero menos resistentes que las esporas bacterianas y las *Mycobacterias* (Bablon, et al., 1991, en EPA, Abril 1999).

Keller et al. (1974), (en EPA, Abril 1999), estudiaron la inactivación de virus con ozono en planta piloto y en sistemas batch de laboratorio, obteniendo más de 3-log de inactivación de Poliovirus 2 y Coxsackie virus B3 en el test batch, en un tiempo de contacto de 5 minutos a concentraciones de ozono de $0,8 \text{ mg/l}$ y $1,7 \text{ mg/l}$. En planta piloto, obtuvieron grados de inactivación mayores que 5-

log con dosis de 1,45 mg/l, que generaban concentraciones de ozono residual de 0,28 mg/l, en aguas de lago (EPA, Abril 1999).

Tabla 5.4.10 Valores de C*T para inactivación de Virus con Ozono (Fuente: *Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual, EPA 815-R-99-013, Agosto 1999*)

INACTIVACIÓN (LOG)	TEMPERATURA (°C)					
	1	5	10	15	20	25
2	0,90	0,60	0,50	0,30	0,25	0,15
3	1,40	0,90	0,80	0,50	0,40	0,25
4	1,80	1,20	1,00	0,60	0,50	0,30

Efectividad de ozono en la inactivación de protozoarios

Los protozoarios son mucho más resistentes al ozono y a otros desinfectantes que las bacterias vegetativas y los virus. La sensibilidad de *Giardia lamblia* es similar a la de las esporas de *Mycobacteria*, y los quistes de *Acantamoeba* y de *Naegleria* son más resistentes al ozono que los quistes de *Giardia* (Bablon et al., 1991, en EPA, Abril 1999).

Para inactivar 2-log de *Giardia lamblia* y *Naegleria gruberi* a 5°C, se necesitan valores de C*T de 0,53 y 4,23 mg/l*min respectivamente (Wickramanayake et al., 1984, en EPA, Abril 1999).

Otros estudios reportaron que *Cryptosporidium parvum* es hasta diez veces más resistente al ozono que *Giardia lamblia* (Owens et al., 1994, en EPA, Abril 1999).

Tabla 5.4.11 Valores de C*T para inactivación de *Giardia* con Ozono (Fuente: *Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual, EPA 815-R-99-013, Agosto 1999*)

INACTIVACIÓN (LOG)	TEMPERATURA (°C)					
	1	5	10	15	20	25
0,5	0,48	0,32	0,23	0,16	0,12	0,08
1,0	0,97	0,63	0,48	0,32	0,24	0,18
1,5	1,50	0,95	0,72	0,48	0,36	0,24
2,0	1,90	1,30	0,95	0,63	0,48	0,32
2,5	2,40	1,60	1,20	0,79	0,60	0,40
3,0	2,90	1,90	1,43	0,95	0,72	0,48

Tabla 5.4.12 Requerimientos de ozonización para 2-log de inactivación de ooquistes de *Cryptosporidium* (Fuente: *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual, EPA, Abril 1999*)

Especies	Tipo de ensayo	Ozono residual (mg/L)	Tiempo de contacto (min)	Temp. (°C)	C*T (mg/l*min)	Referencia
<i>C. baileyi</i>	Batch	0,6 – 0,8	4	25	2,4 – 3,2	Langlais et al., 1990
<i>C. muris</i>	Contactor de flujo continuo			22 - 25	7,8	Owens et al., 1994
<i>C. parvum</i>	Batch	0,50	18	7	9,0	Finch et al., 1993
		0,50	7,8	22	3,9	
<i>C. parvum</i>	Batch	0,77	6	ambiente	4,6	Peeters et al., 1989
		0,51	8		4	
<i>C. parvum</i>	Batch, aplicación continua de ozono	1,0	5 - 10	25	5 - 10	Korich et al., 1990
<i>C. parvum</i>	Contactor de flujo continuo			22 - 25	5,5	Owens et al., 1994

Recientes estudios realizados con el objetivo de evaluar la sinergia de la efectividad del tratamiento conjunto aplicando cloraminas aguas debajo de la aplicación de ozono, dieron como resultado la siguiente expresión que permite calcular el grado de inactivación de *Cryptosporidium* con ozono (Najm ycol., 2004):

$$\text{Log- inactivación} = (C*T)*0,0397*(1,09757)^{\text{Temp}}$$

De la expresión anterior se extrae que para C*T=10 mg/l*min, a 10°C de temperatura, el grado de inactivación de *Cryptosporidium* es 1,0-log. Para obtener 3-log de inactivación de *Cryptosporidium* a 10°C, se necesita C*T=30 mg/l*min

5.4.8 Desinfección con dióxido de cloro

Aspectos Generales

Desde comienzos del siglo 20 se conoce que el dióxido de cloro (ClO_2) es un poderoso oxidante y desinfectante, pero recién a partir de los años 1950 se comenzó a utilizar con mayor frecuencia en los sistemas de potabilización. En 1992 existían en los Estados Unidos entre 700 y 900 sistemas públicos de agua potable que utilizaban dióxido de cloro con algún propósito (EPA, Abril 1999).

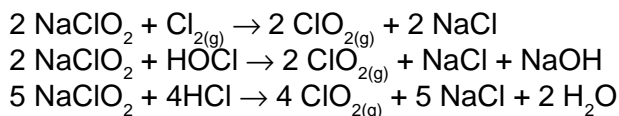
Se estima que en el año 2000 existían entre 1200 a 1500 plantas potabilizadoras en los Estados Unidos que utilizaban dióxido de cloro, principalmente para oxidación de manganeso, control de sabores y olores, y para disminuir los niveles de trihalometanos. Aproximadamente 500 plantas lo utilizaban en forma continua, y otras 900 lo hacían durante cortos períodos en función de problemas estacionales (ENOHSA, 2000).

El dióxido de cloro se produce haciendo reaccionar ácido clorhídrico con clorato de sodio (NaClO_3):



Para la producción de pequeñas cantidades, generalmente se emplea clorito de sodio (NaClO_2), que si bien es más caro que el clorato de sodio, se presta mejor para la producción, en pequeña escala, de dióxido de cloro con equipos de bajo costo (ENOHSA, 2000).

El dióxido de cloro para el tratamiento de agua para consumo humano, se genera casi exclusivamente a partir de soluciones de clorito de sodio y un agente oxidante como por ejemplo cloro gaseoso o en solución, o ácido clorhídrico (ENOHSA, 2000; EPA, Abril 1999):



Desde sus comienzos el dióxido de cloro se utilizó en plantas potabilizadoras para eliminar olor y sabor causados por fenoles, algas y vegetación en descomposición, y para remover hierro y manganeso ya que ha demostrado ser más efectivo que el cloro con ese propósito (ENOHSA, 2000).

Actualmente los usos principales del dióxido de cloro son la desinfección, el control de hierro y manganeso, de sulfuro de hidrógeno, de compuestos fenólicos, el control de algas, y para eliminar olores y sabores en general (EPA, Abril 1999).

Hace más de 30 años se observó que el dióxido de cloro no reaccionaba como el cloro con los compuestos orgánicos presentes en el agua formando trihalometanos, y permitía reducir eficientemente los precursores (ENOHSA, 2000).

La dosificación de dióxido de cloro en cantidad suficiente como para satisfacer la demanda y mantener un residual hasta el final del sistema de distribución puede ocasionar serios reclamos por parte de los consumidores a causa de olor y sabor desagradable. Cuando el agua bruta es de muy buena calidad y contiene niveles muy bajos de compuestos orgánicos, evaluados como carbono orgánico total (TOC), puede lograrse mantener dióxido de cloro residual hasta los extremos de la red de distribución, sin afectar la sensibilidad de los usuarios (ENOHSA, 2000).

Acción Desinfectante del Dióxido de Cloro

El dióxido de cloro es muy eficaz como bactericida y virucida, y en especial, tiene un gran poder para destruir esporas bacterianas. Se le atribuyen diversos mecanismos de acción sobre los microorganismos, en particular se supone que actúa a través de la oxidación directa de ciertos compuestos que forman parte de las proteínas, interfiriendo con zonas claves de la estructura de las enzimas metabólicas sensibles (ENOHSA, 2000).

El dióxido de cloro se disuelve fácilmente en el agua para dar lugar a soluciones que son capaces de destruir eficientemente una gran variedad de microorganismos.

El pH tiene mucho menor efecto sobre la inactivación de virus y quistes, durante la desinfección con dióxido del cloro que durante la desinfección con cloro, en el rango de pH 6 a 8,5. A diferencia del cloro, la efectividad del dióxido del cloro para la inactivación de Poliovirus 1 (Scarpino y col., 1979, en EPA, Abril 1999) y quistes de *Naegleria gruberi* (Chen y col., 1984, en EPA, Abril 1999), aumenta con el pH.

Inactivación de bacterias con dióxido de cloro

En general, el dióxido de cloro tiene una eficacia similar o superior al cloro para la inactivación de bacterias. Se ha demostrado que incluso con la presencia de material suspendido en el agua, el dióxido de cloro es efectivo para

inactivar *Escherichia coli* y *Bacillus anthracoides* con dosis en el rango de 1 a 5 mg/l (Trakhtman, 1949, en EPA, Abril 1999).

Otras investigaciones reportan que concentraciones de dióxido de cloro residual inferior a 1 mg/l inactivan eficientemente bacterias tales como *Shigella* y *Salmonella paratyphi* (Ridenour and Armbruster, 1949, en EPA, Abril 1999).

Trabajos realizados por Roberts y col. en 1980 (en EPA, Abril 1999), mostraron que para reducidos tiempos de contacto (5 minutos), el dióxido de cloro es más efectivo que el cloro para la inactivación de coliformes, en cambio es igual o menos efectivo para tiempos de contacto del orden de 30 minutos.

Oliveri y col. (1984, en EPA, Abril 1999), reportaron que con concentraciones iniciales de dióxido de cloro de 0,85 a 0,95 mg/l, se obtiene un grado de inactivación de coliformes totales de 2,8-Log, en un tiempo de contacto de 240 minutos.

Inactivación de virus con dióxido de cloro

El dióxido de cloro es un efectivo virucida, de potencialidad similar al cloro libre (EPA, Abril 1999).

Sobsey (1998, en EPA, Abril 1999) determinó valores de C*T para inactivar el virus de la Hepatitis A. Para un grado de inactivación de 4-Log, a temperaturas de 5 y 10°C, reportó valores de C*T, iguales a 35 y 10 mg/l*min, respectivamente.

La Environmental Protection Agency dispone de la siguiente tabla donde se indican los valores de C*T necesarios para inactivar Virus con dióxido de cloro:

Tabla 5.4.13 Valores de C*T para inactivación de Virus con Dióxido de Cloro, pH 6-9 (Fuente: *Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual*, EPA 815-R-99-013, Agosto 1999)

INACTIVACIÓN (LOG)	TEMPERATURA (°C)					
	1	5	10	15	20	25
2	8,4	5,6	4,2	2,8	2,1	1,4
3	25,6	17,1	12,8	8,6	6,4	4,3
4	50,1	33,4	25,1	16,7	12,5	8,4

Inactivación de protozoarios con dióxido de cloro

La eficiencia del dióxido de cloro para la inactivación de protozoarios es similar o superior a la del cloro. Basados en un tiempo de contacto de 60 minutos, con dosis de dióxido de cloro de 1,5 a 2 mg/l, Hofmann y col. (1997, en EPA, Abril 1999), midieron grados de inactivación de 3-Log de *Giardia*, a temperaturas de 1 a 25°C, y pH en el rango de 6 a 9.

Dependiendo de la temperatura, el *Cryptosporidium* suele ser de 8 a 16 veces más resistente al dióxido de cloro que la *Giardia* (Hofmann y col., 1997, en EPA, Abril 1999).

Un grupo de investigadores encontraron que en un tiempo de contacto de 30 minutos con una concentración de dióxido de cloro de 0,22 mg/l, se logra inactivar un porcentaje importante de *Cryptosporidium* (Peeters y col., 1989, en EPA, Abril 1999).

En contraste, otros investigadores determinaron que valores de C*T en el rango de 60 a 80 mg/l*min son necesarios para inactivar 1,0 a 1,5-Log de *Cryptosporidium* con dióxido de cloro (Korich y col., 1990; Ransome y col., 1993, en EPA, Abril 1999).

La Environmental Protection Agency dispone de la siguiente tabla donde se indican los valores de C*T necesarios para inactivar *Giardia* con dióxido de cloro:

Tabla 5.4.14 Valores de C*T para inactivación de *Giardia* con Dióxido de Cloro, pH 6-9 (Fuente: *Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual*, EPA 815-R-99-013, Agosto 1999)

INACTIVACIÓN (LOG)	TEMPERATURA (°C)					
	1	5	10	15	20	25
0,5	10,0	4,3	4,0	3,2	2,5	2,0
1,0	21,0	8,7	7,7	6,3	5,0	3,7
1,5	32,0	13,0	12,0	10,0	7,5	5,5
2,0	42,0	17,0	15,0	13,0	10,0	7,3
2,5	52,0	22,0	19,0	16,0	13,0	9,0
3,0	63,0	26,0	23,0	19,0	15,0	11,0

5.5 Guías y Reglamentos para Riesgos Biológicos

La mayoría de las reglamentaciones son coincidentes en cuanto a las exigencias de padrones de potabilidad desde el punto de vista microbiológico, en el agua tratada con fines de consumo humano. Asimismo, normalmente se establecen diferencias entre el agua a la «salida del sistema de tratamiento» y el agua «en las redes de distribución», permitiendo algunas reglamentaciones en este último caso la existencia de algunas muestras clasificadas como positivas, particularmente en el parámetro «coliformes totales». A continuación se presenta una síntesis de las consideraciones de las Guías de la OMS en cuanto a los contaminantes biológicos, y de otras reglamentaciones de carácter nacional a modo de comparación con las Normas de Calidad de Aguas Potables de OSE (Uruguay).

5.5.1 Aspectos microbianos en las Guías de Calidad de Aguas de la Organización Mundial de la Salud

Las Guías de la OMS establecen los siguientes valores guía para los contaminantes microbiológicos en el agua de bebida (WHO, 2004):

Tabla 5.5.1 Valores Guía para verificación de la calidad microbiológica (a) (Fuente: WHO Guidelines for Drinking-Water Quality – Chapter 7 – DRAFT – 17 February 2003)

Organismo	Valor Guía
Agua directamente destinada al consumo humano Escherichia coli o Coliformes termo resistentes (b,c)	No detectable en 100 ml en ninguna muestra
Agua tratada que ingresa al sistema de distribución Escherichia coli o Coliformes termo resistentes (b)	No detectable en 100 ml en ninguna muestra
Agua tratada en el sistema de distribución Escherichia coli o Coliformes termo resistentes (b)	No detectable en 100 ml en ninguna muestra

(a) Si es detectada *Escherichia coli* se debe investigar inmediatamente la causa

(b) Si bien *Escherichia coli* es un indicador más preciso de la contaminación fecal, el conteo de coliformes termo resistentes es una alternativa válida. Si es necesario, se pueden efectuar muestreos de confirmación. Los coliformes totales no son un indicador aceptable de la calidad de agua para los sistemas rurales, particularmente en áreas tropicales en donde muchas bacterias sin significado sanitario están presentes en la mayoría de los sistemas de abastecimiento que no reciben tratamiento.

(c) En la mayoría de los abastecimientos rurales de los países en desarrollo, la contaminación fecal es extendida. Bajo esas condiciones la agencia de vigilancia puede adoptar metas intermedias para el mejoramiento de la calidad del agua

5.5.2 Regulaciones primarias de la EPA relativas a contaminantes microbiológicos

La Environmental Protection Agency cuenta entre sus regulaciones primarias de la calidad de agua destinada al consumo humano, los siguientes parámetros microbiológicos:

Tabla 5.5.2 Regulaciones primarias de la EPA relativas a Contaminantes Microbiológicos (Fuente: «National Primary Drinking Water Standards», EPA 816-F-03-016, Junio 2003)

Parámetro	MCLG (mg/L)	MCL (mg/L)	Potencial riesgo para la salud	Fuentes de contaminación del agua de bebida
Giardia lamblia	0	TT ¹	Enfermedades gastrointestinales	Heces humanas y de animales
Legionella	0	TT	Legionelosis o enfermedad del legionario	Bacteria común en aguas naturales, puede proliferar en aguas de sistemas de calefacción
Heterotróficos	-	TT	No tiene efectos directos sobre la salud. Indica la efectividad del sistema de tratamiento	Bacterias naturalmente presentes en el ambiente
Coliformes totales	0	< 5,0% ²	Potencial presencia de patógenos gastrointestinales	Heces humanas y de animales
Turbiedad	-	TT	Indica fallas en el sistema de tratamiento y posible presencia de patógenos	Partículas producto del arrastre de lluvias, descargas y erosión
Virus	0	TT	Enfermedades gastrointestinales	Heces humanas y de animales

1. Fuente: AWWA Internet, 1997

2. ¹TT = Técnica de Tratamiento requerida

3. ² No más del 5.0 % de muestras positivas si se toman más de 40 muestras por mes. No más de 1 muestra positiva si se toman menos de 40 muestras por mes

4. MCL : Nivel máximo permitido del contaminante

5. MCLG : Nivel máximo objetivo del contaminante

5.5.3 Reglamentos de la calidad microbiológica del agua en Uruguay

Las Normas de Calidad de Aguas Potables de la Administración de las Obras Sanitarias del Estado del Uruguay (OSE), que dicho organismo utiliza para el control de la calidad del agua de bebida, son tomadas también como referencia por parte de la URSEA (Unidad Reguladora de los Servicios de Energía y Agua Potable), órgano regulador de reciente creación, para sus tareas de vigilancia.

En cuanto a los aspectos microbiológicos la norma establece:

«Cuando se trata de sistemas grandes de abastecimiento, no deben detectarse bacterias coliformes en el 95% del total de las muestras obtenidas en los

procedimientos de rutina a lo largo de cualquier período de un año, siempre que se haya examinado un número suficiente de muestras.

Este requisito no se aplica a los sistemas pequeños, pero, en el caso de resultados poco satisfactorios relacionados con la presencia de bacterias coliformes, debe considerarse también el aumento de las frecuencias de muestreo, posterior al tratamiento adecuado correctivo que se aplique»

Los límites fijados son los siguientes:

Agua sometida a tratamiento que entra en el sistema de distribución

Bacterias coliformes fecales	número por 100 ml	0
Bacterias coliformes	número por 100 ml	0

Agua no sometida a tratamiento que entra en el sistema de distribución

Bacterias coliformes fecales	número por 100 ml	0
Bacterias coliformes	número por 100 ml	0 (*)

(*) En el 95% de las muestras examinadas durante más de un año cuando se trata de grandes sistemas

Bacterias coliformes	número por 100 ml	3 (**)
----------------------	-------------------------	--------

(**) Ocasionalmente pero no en muestras sucesivas

Agua dentro del sistema de distribución

<u>Bacterias coliformes fecales</u>	número por 100 ml	0
<u>Bacterias coliformes</u>	número por 100 ml	0 (***)

(***) En el 90% de las muestras examinadas durante un año, cuando se trata de grandes sistemas

<u>Bacterias coliformes</u>	número por 100 ml	10 (****)
-----------------------------	-------------------------	-----------

Agua no distribuida por tuberías

<u>Bacterias coliformes fecales</u>	número por 100 ml	0
<u>Bacterias coliformes</u>	número por 100 ml	10 (****)

(****) No debiendo ocurrir en forma repetida

Además la norma expresa:

«En ningún caso podrá aceptarse la presencia de Pseudomonas aeruginosa en muestras de agua destinadas al consumo humano y se llamara la atención sobre la presencia de otras especies del genero Pseudomonas»

En cuanto a «parámetros biológicos» indica:

«Protozoarios

El agua potable no debe contener ningún protozooario patógeno intestinal.

Los datos existentes acerca de la Entamoeba histolytica y de las especies de Giardia, indican que estos microorganismos son considerablemente más resistentes a la acción del cloro que las bacterias o los virus. Puesto que no se cuenta con un buen indicador sencillo de la presencia o ausencia de protozoarios patógenos es necesario utilizar fuentes de agua exentas en lo posible de contaminación fecal y asegurar el correcto funcionamiento de las distintas etapas de las plantas de potabilización.

Helmintos

El agua como vía de transmisión de los estadios infectantes de muchos nematelmintos y platelmintos, es relativamente poco importante; salvo en el caso del gusano de Guinea (Dracúnculus medinensis) y de los esquistosomas (Schistosoma mansoni) los cuales pueden constituir un peligro, principalmente en los sistemas que no distribuyen agua mediante tuberías.

La ingestión del agua tiene poca importancia en sí misma y en la mayoría de los casos, la infección se produce a través de otros tipos de contacto con el agua como, por ejemplo, los baños en zonas de recreación»

Tabla 5.5.3 Resumen mensual de análisis bacteriológicos en el Uruguay, enero – diciembre de 2004 (Fuente: Unidad Laboratorios de OSE, Uruguay)

	Nº muestras	Muestras aceptables	Muestras no aceptables	Porcentaje de aceptables
Montevideo	4218	4090	128	97,0
Artigas	365	364	1	99,7
Canelones	469	433	36	92,3
Cerro Largo	571	544	27	95,3
Colonia	1109	1031	78	93,0
Paysandú	637	609	28	95,6
Rivera	471	462	9	98,1
Salto	553	524	29	94,8
Treinta y Tres	224	212	12	94,6

5.5.4 Reglamentos de la calidad microbiológica del agua en algunos países de América

Existen muchos países que adoptan oficialmente los valores Guía de la OMS como parámetros específicos para sus reglamentos nacionales, los cuales se incluyen en la siguiente tabla (CEPIS, 2004):

Tabla 5.5.4 Lista de países que adoptan las Guías de la OMS como reglamento de calidad del agua de bebida (Fuente: CEPIS, 2004)

Antigua y Barbuda	Dominica	Saint Kitts and Nevis
Bahamas	Granada	Saint Lucia
Barbados	Guyana	S. Vincent & the Granadines
Bermuda	Haití	Suriname
Belice	Jamaica	Trinidad y Tobago

En la siguiente tabla se resumen los reglamentos de algunos países de América Latina en cuanto a los aspectos microbiológicos, según el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS, 2004):

Tabla 5.5.5 Comparación entre Reglamentos de Calidad Microbiológica del Agua para consumo humano en algunos países de América (Fuente: CEPIS, 2004)

PARÁMETRO	UNIDAD	OMS	URU	BOL	BRA	COL	CRI	MEX	SLV
Año		2003	1986	1997	2000	1998	1997	1994 (*)	1997
Origen		Valores guía	OSE	IBNORCA NB512	Portaria 1469	MS 475/-98	Dto. 25991-S	NOM-127-SSA1	NSO 130701
Coli fecales o <i>E. coli</i>	UFC/100 mL	0	0	0	0	0	0	0	0
Coliformes totales	UFC/100 mL	0	5	0	0	1	-	0	0
Bact. Heterotróficas	UFC/mL	-	-	-	-	-	-	-	100

URU- Uruguay, BOL-Bolivia, BRA-Brasil, COL-Colombia, CRI-Costa Rica, MEX-México, SLV-El Salvador

(*) La Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, « Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización», fue modificada en el año 2000, fijándose los parámetros que se incluyen en la tabla.

Caso de Brasil: Portaria Nº 1469 del 29 de diciembre de 2000

La Portaria Nº 1469 del Ministerio de Salud de Brasil, establece en su artículo 11 los padrones de potabilidad para contaminantes microbiológicos (Barros, 2001):

Tabla 5.5.6 Portaria Nº 1469 del Ministerio de Salud de Brasil (Fuente: Barros de Macedo Jorge Antonio, «Subprodutos do processo de desinfecção de água pelo uso de derivados clorados», 2001)

PARÁMETRO	VALOR MÁXIMO PERMITIDO
Agua para consumo humano(1) Escherichia coli o coliformes termoresistentes (2)	Ausencia en 100 ml
Agua a la salida del tratamiento Coliformes totales	Ausencia en 100 ml
Agua tratada en el sistema de distribución (redes y reservorios)	
Escherichia coli o coliformes termoresistentes (2)	Ausencia en 100 ml
Coliformes totales	Sistemas que analizan 40 o más muestras al mes: Ausencia en 100 ml en el 95% de las muestras examinadas en el mes Sistemas que analizan menos de 40 muestras al mes: Apenas una muestra podrá presentar mensualmente resultados positivos en 100 ml

(1) Agua para consumo humano en cualquier situación, incluyendo fuentes individuales como pozos, nacientes, etc.

(2) La detección de Escherichia coli debe ser preferentemente adoptada

Generalmente cuando se obtiene un resultado negativo en una muestra confirmatoria, surge la duda y de cual resultado adoptar para elaborar las estadísticas o índices de calidad de aguas. En este, la Portaria Nº 1469 del Ministerio de Salud de Brasil, especifica claramente en su artículo 11, numeral 4:

«el resultado negativo para coliformes totales de muestras extras no anula el resultado originalmente positivo, para el cálculo de los porcentajes de muestras con resultado positivo»

Las bacterias heterotróficas son contempladas en el numeral 6:

«En el 20% de las muestras mensuales para análisis de coliformes totales en el sistema de distribución, debe ser efectuado el recuento de heterotróficos, que si exceden de 500 UFC/ml, deben efectuarse muestreos de confirmación, inspecciones y otras medidas adicionales que sean de aplicación»

IDENTIFICACIÓN DE RIESGOS QUÍMICOS ASOCIADOS A LA DESINFECCIÓN

6.1 Los riesgos químicos asociados a la desinfección en el agua de bebida

Mucho se ha escrito en los últimos años sobre los riesgos químicos asociados a la desinfección del agua, especialmente de los Trihalometanos (THMs) y los Ácidos Acéticos Halogenados (HAAs), compuestos que se generan al reaccionar el cloro con la Materia Orgánica Natural (NOM, Natural Organic Matter) contenida en el agua. A pesar de haberse redactado normativas en muchos países de América que contemplan estos Subproductos de la Desinfección (DBPs), no tanto se ha avanzado tanto, al menos en nuestro país, en relación a la evaluación de la problemática, y menos en cuanto a la implementación de acciones tendientes a controlar y reducir estos compuestos en las aguas de consumo.

Los productos contenidos en el agua que potencialmente pueden dar lugar a la formación de DBPs se llaman precursores, siendo el principal precursor la materia orgánica natural. Los subproductos que se generan durante la desinfección están fuertemente ligados al tipo de agente desinfectante y a las características del agua, la ecuación general de formación de subproductos es la siguiente:



El Carbono Orgánico Total (TOC) es una medida del contenido de Materia Orgánica Natural, cuya presencia en el agua es la principal causa de generación de DBPs. Por lo tanto la reducción del TOC minimiza la generación de DBPs.

La absorbancia ultravioleta específica (SUVA) del agua, definida como la absorbancia ultravioleta (UVA) dividido el carbono orgánico disuelto (DOC), es un buen subrogante del contenido húmico, y es también un indicador del contenido aromático de la NOM.

$$SUVA = \frac{UVA}{DOC}$$

El parámetro SUVA puede ser utilizado para evaluar la tratabilidad de la fuente, generalmente aguas con $SUVA < 2 \text{ l}/(\text{mg}\cdot\text{m})$ son difíciles de tratar, y en contraste, aguas con elevada SUVA son más fáciles de tratar (Xie, 2004).

Por ser el cloro el desinfectante más difundido a nivel mundial, los subproductos de la cloración, volátiles y no volátiles, son los más conocidos. De ellos, la fracción más importante son los trihalometanos (THMs) y los Ácidos Acéticos Halogenados (HAAs). Dentro de los THM, el compuesto más trascendente y estudiado hasta ahora ha sido el cloroformo.

Los THMs y los demás subproductos no son contaminantes naturales de las aguas y no se detectan en las aguas brutas, solo aparecen luego del tratamiento de estas con cloro u otro desinfectante, y su grado de generación depende de la calidad del agua a la cual se aplica el agente desinfectante.

Este es un punto fundamental ya que la minimización de los subproductos se basa en la «preparación» previa del agua para la desinfección, haciéndola menos susceptible a la generación de compuestos nocivos.

La práctica de diversas medidas correctivas relacionadas con los procesos de tratamiento permite bajar las concentraciones de cloro y sus subproductos a niveles que se reduzcan los riesgos químicos, sin poner en peligro la efectividad de la desinfección y a costos razonables para la comunidad.

En la tabla 6.1.1 se indican los principales subproductos asociados a los distintos tipos de desinfectantes.

Tabla 6.1.1 Subproductos de la desinfección (Fuente: Krasner Stuart W., «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water», Chapter two: «Chemistry of Disinfection By Products Formation», AWWA, 1999)

GRUPO	SUBPRODUCTO	FÓRMULA
Trihalometanos (THM)	Cloroformo	CHCl_3
	Bromodiclorometano	CHCl_2Br
	Dibromoclorometano	CHClBr_2
	Bromoformo	CHBr_3
Ácidos Haloacéticos (HAAs)	Monocloroacético	CH_2ClCOOH
	Dicloroacético	CHCl_2COOH
	Tricloroacético	CCl_3COOH
	Bromocloroacético	CHBrClCOOH
	Bromodicloroacético	$\text{CBrCl}_2\text{COOH}$
	Dibromocloroacético	$\text{CBr}_2\text{ClCOOH}$
	Monobromoacético	CH_2BrCOOH
	Dibromoacético	CHBr_2COOH
	Tribromoacético	CBr_3COOH
Aldehídos (subproductos no halogenados)	Formaldehído	HCHO
	Acetaldehído	CH_3CHO
	Glyoxal	OHCCHO
	Metil glyoxal	CH_3COCHO
Aloacetonitrilos (HANs)	Tricloroacetonitrilo	$\text{CCl}_3\text{C}\equiv\text{N}$
	Dicloroacetonitrilo	$\text{CHCl}_2\text{C}\equiv\text{N}$
	Bromocloroacetonitrilo	$\text{CHBrClC}\equiv\text{N}$
	Dibromoacetonitrilo	$\text{CHBr}_2\text{C}\equiv\text{N}$
Ácidos carboxílicos (subproductos no halogenados)	Formato	HCOO^-
	Acetato	CH_3COO^-
	Oxalato	$\text{OOC}\text{COO}^{-2}$
Subproductos de las cloraminas	Cloruro de cianógeno	$\text{ClC}\equiv\text{N}$
	Bromuro de cianógeno	$\text{BrC}\equiv\text{N}$
Subproductos inorgánicos del ClO_2	Clorito	ClO_2^-
	Clorato	ClO_3^-

Los subproductos generados durante la desinfección pueden ser clasificados en halogenados (resultantes de la cloración y la ozonización), subproductos de oxidación (resultantes de la ozonización) y subproductos inorgánicos, producto de la aplicación de dióxido de cloro (Chowdhury y col., 1999).

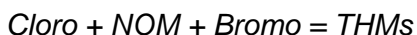
Los principales halogenados son los trihalometanos (THMs), los ácidos acéticos halogenados (HAAs) y los haloacetonitrilos (HANs). Los subproductos de oxidación incluyen a los aldehídos, ácidos carboxílicos y bromato (BrO_3^-), mientras que los subproductos inorgánicos son el clorito y el clorato (Chowdhury y col., 1999).

La mayoría de los DBPs del cloro son halogenados volátiles, la ebullición del agua elimina entre el 50 y 90 % de los compuestos halogenados (Galad-Gorchev, 1994).

En cuanto a los subproductos generados por la ozonización, la aplicación de dióxido de cloro y de cloraminas, se tiene actualmente poca información referente a la toxicidad de los mismos, al menos en relación a los subproductos de la cloración los cuales han sido profundamente estudiados.

6.2 Trihalometanos

Los trihalometanos conforman el grupo de subproductos más difundido y que mayormente se identifica en las reglamentaciones de los distintos países. Se forman a partir de la sustitución de 3 átomos de hidrógeno del metano (CH_4), por átomos de un halógeno (cloro o bromo, y eventualmente yodo) (Xie, 2004).



La base de datos de la AWWA (conocida como Waterstats) en 1996 determinó que la relación de trihalometanos totales con respecto a los ácidos acéticos halogenados, es de 1,45 a 1 (TTHMs/HAA = 1,45:1) (Krasner, 1999).

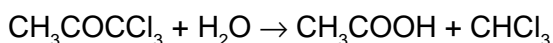
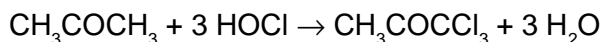
Se pueden formular algunas afirmaciones generales con respecto a los THM en el agua potable clorada (Galad-Gorchev, 1994):

- La concentración de THM es variable y fluctúa entre un grado no detectable a 1 mg/l o más
- Los niveles de THM son mayores en el agua superficial clorada que en las aguas subterráneas cloradas
- La concentración de THM tiende a aumentar con la temperatura, el tiempo de contacto (Feijó de Figueiredo, 1999), el pH y especialmente la dosificación de cloro
- El tiempo de contacto influye más que la temperatura en el aumento de la concentración de THM (Feijó de Figueiredo, 1999). Por lo tanto aumenta la concentración de THM con el almacenamiento del agua incluso después del agotamiento del cloro residual, lo cual indica la formación de productos intermedios que conducen a la lenta producción de THM
- El cloroformo es generalmente el principal componente de los THM y a menudo representa más del 90 % de la concentración total de THM (trihalometanos totales TTHM). Datos reportados de Brasil indican que en aproximadamente el 70 % de las plantas de potabilización, el cloroformo representa el 80% de los TTHM, mientras que el tribromometano es raramente detectado, y el dibromoclorometano nunca contribuye con más del 3% de los TTHM (Barros de Macedo, 2001)
- La formación de THM se puede reducir al mínimo si se evita la precloración y se recurre a la oxidación con otro agente y a los procesos convencionales para eliminar los precursores orgánicos antes de la desinfección final

Si bien el cloroformo es uno de los principales productos reactivos de la desinfección con cloro, también se forma, aunque en concentraciones mucho menores, durante la desinfección con cloraminas. La ozonización previa a la desinfección con cloro puede reducir la formación de cloroformo, y de trihalometanos bromados (Galad-Gorchev, 1994).

Considerando las diferentes combinaciones de cloro, bromo y yodo, teóricamente podrían existir un total de 27 trihalometanos (Xie, 2004).

La formación de trihalometanos puede ser ilustrada por la reacción entre el cloro y el propanol, donde este se oxida a tricloropropanol, el cual mediante una reacción de hidrólisis forma cloroformo (Xie, 2004):

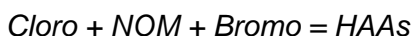


Un parámetro habitualmente utilizado para evaluar la potencialidad de formación de trihalometanos es el «Potencial de formación de Trihalometanos, THMFP», que corresponde al resultado de la medición de trihalometanos en una muestra de agua, bajo condiciones conocidas. El test puede ser realizado por ejemplo bajo las siguientes condiciones: 30°C, pH= 10,5-11,2, Cloro residual = 2-3 mg/l, tiempo de contacto = 3 días (Najm y col., 1991).

6.3 Ácidos Acéticos Halogenados

Los 9 ácidos acéticos halogenados (HAAs) son el segundo grupo en importancia, luego de los trihalometanos, de subproductos de la desinfección con cloro (Xie, 2004).

Se forman a partir de la sustitución de átomos de hidrógeno de los ácidos acéticos (CH_3COOH), por átomos de halógenos (cloro o bromo), al reaccionar la materia orgánica natural con el cloro y el bromo:



Existen tres categorías, el ácido monohaloacético, tiene un átomo de halógeno, mientras que los ácidos dihaloacético y trihaloacético cuentan con dos y tres halógenos respectivamente (Xie, 2004).

Ácidos monohaloacéticos

Ácido monocloroacético (CH_2ClCOOH)

Ácido monobromoacético (CH_2BrCOOH)

Ácidos dihaloacéticos

Ácido dicloroacético (CHCl_2COOH)

Ácido dibromoacético (CHBr_2COOH)

Ácido bromocloroacético (CHBrClCOOH)

Ácidos trihaloacéticos

Ácido tricloroacético (CCl_3COOH)

Ácido tribromoacético (CBr_3COOH)

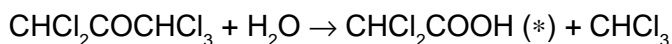
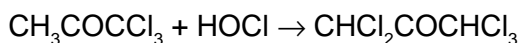
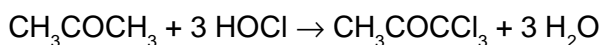
Ácido bromodicloroacético ($\text{CBrCl}_2\text{COOH}$)

Ácido dibromocloroacético ($\text{CBr}_2\text{ClCOOH}$)

En algunas reglamentaciones se limita la concentración total de los ácidos monohaloacéticos sumados a los ácidos dihaloacéticos, identificados como HAA5 (ej. Environmental Protection Agency, «Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual», EPA 815-R-99-012, Mayo 1999).

Los valores típicos de los ácidos acéticos halogenados en el agua de suministro clorada varían entre 0,03 y 0,15 mg/l. Sobre la base de datos limitados, el ácido monocloroacético generalmente está presente en concentraciones menores que 0,001 mg/l, el ácido dicloroacético entre 0,01 y 0,1 mg/l y el ácido tricloroacético entre 0,02 y 0,15 mg/l. La concentración de ácidos acéticos halogenados tiende a disminuir al aumentar el pH (Galad-Gorchev, 1994).

La formación de ácidos acéticos halogenados se puede ilustrar también mediante la reacción de propanol con cloro (Xie, 2004):



(*) Ácido dicloroacético

6.4 Efecto de los precursores en la formación de subproductos

6.4.1 Efecto de la Materia Orgánica Natural en la formación de subproductos de la desinfección

La principal causa de generación de subproductos de la desinfección es la materia orgánica natural, que se evalúa mediante el carbono orgánico total (TOC), o el carbono orgánico disuelto (DOC). Los constituyentes de la materia orgánica que componen el TOC y el DOC, dependen de la fuente. En la mayo-

ría de los ambientes acuáticos, los ácidos orgánicos no volátiles dominan en contenido de DOC, los cuales son considerados refractarios por su lenta degradación en comparación con otras fracciones o clases de materia orgánica (Croué y col., 1999).

La materia orgánica natural puede ser separada en distintas fracciones, incluyendo ácidos húmicos, ácidos fulvicos, ácidos hidrofóbicos, ácidos hidrofílicos, ácidos transfílicos (Xie, 2004).

Según Arboleda (2000), toda agua contiene una mezcla heterogénea de sustancias orgánicas no bien definidas, que constituyen la materia orgánica natural, entre las que se destacan:

Sustancias húmicas

- *«La fracción húmica de la materia orgánica la forman principalmente el ácido húmico y el ácido fúlvico, que son polielectrolitos aniónicos con un grado de ionización que depende del pH, por lo que en la remoción de estas sustancias el pH es un factor dominante. Se trata de compuestos bastante heterogéneos y no bien conocidos que se caracterizan por parámetros no específicos, como la solubilidad en álcalis o en ácidos, su contenido de carbono orgánico, su absorbencia ultravioleta (UVA-254 nm), constituyen a veces hasta el 50% de la NOM, y son responsables del color de las aguas*
- *Algas y su material extracelular, extraídos especialmente de organismos tales como la Anabaena, que por fotosíntesis produce material orgánico, en su mayoría constitutivo del color*
- *Vegetación en contacto con las fuentes de aguas: hojas, pastos, maderas que al descomponerse introducen compuestos como lignina, tanino y otras moléculas orgánicas que pueden aparecer como color»*

Sustancias no húmicas

- *«Desagües domésticos que introducen material orgánico, como proteínas, aminoácidos, carbohidratos, entre otros*
- *Lixiviados de basuras orgánicas, o cuando estas son descargadas directamente en las fuentes de agua*
- *Deshechos industriales o agrícolas»*

Los sustancias húmicas al estar constituidas por coloides hidrofóbicos (sustancias insolubles en el agua, como arcillas y metales), de alto peso molecular, pueden ser removidas más fácilmente que las sustancias no húmicas, que son coloides hidrofílicos (dispersiones coloidales que tienen una fuerte atracción por el agua) (Arboleda, 2000).

En los ecosistemas acuáticos contribuyen al TOC y al DOC, el arrastre por las escorrentías, de material orgánico, y las fuentes autóctonas, que derivan de la biota (algas, bacterias y macrofitas). Ese material orgánico es degradado biológicamente por la actividad heterotrófica bacteriana (Croué y col., 1999).

En general, aguas cloradas con mayor nivel de materia orgánica natural tienen mayor tendencia a la formación de subproductos, según puede observarse en los siguientes ejemplos:

Tabla 6.4.1 Efecto del TOC en la formación de THM (Fuente: Xie, «Disinfection By Products in Drinking Water, Formation, Analysis and Control», 2004)

TOC (mg/l)	TTHM (mg/l) (fuente con 0,01 mg/l de bromuros)	TTHM (mg/l) (fuente con 0,8 mg/l de bromuros)
1,10	25	88
1,38	32	135
2,00	40	180
3,25	62	240
4,15	75	242

En el siguiente gráfico se observa la influencia del TOC en la formación de trihalometanos totales (TTHM) y ácidos acéticos halogenados (HAA5), para un agua dosificada con 4,3 mg/l de cloro. Fuente: A. Franchi and C. Hill (2002), en EPA «Stage 2 Disinfectants and Disinfection by Products Rule, Significant Excursion Guidance Manual», EPA 815-D-03-004, Julio 2003, Office of Water (4601):

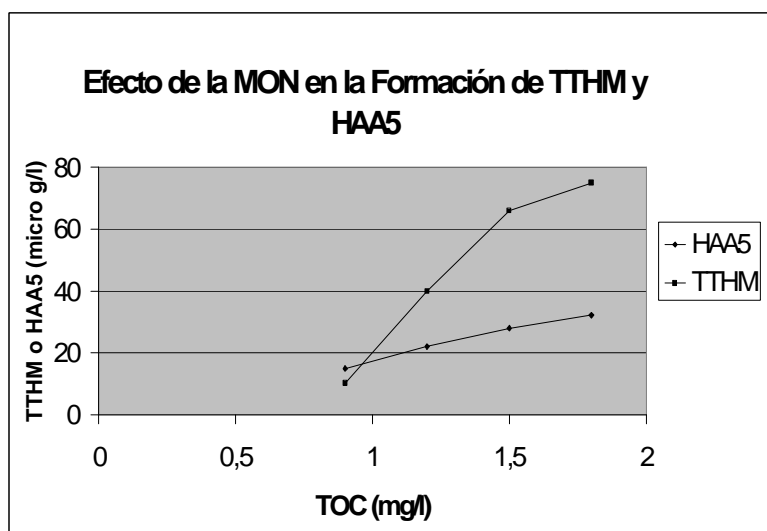
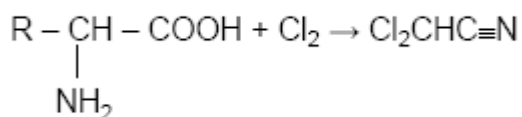


Figura 6.4.1: Efecto de la Materia Orgánica Natural en la formación de HAA5 y TTHM

6.4.2 Efecto de las Algas en la formación de subproductos

En adición a las sustancias húmicas, las algas pueden ser una fuente importante de generación de subproductos de la desinfección. Hoehn y col. (1980), sostienen que tanto la biomasa como los productos extracelulares de las algas (estos en mayor medida) son capaces de reaccionar con el cloro para formar trihalometanos.

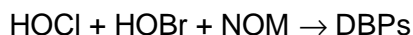
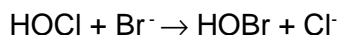
Las algas son fuente de aminoácidos. Trehy y Bieber (1981, en Krasner, 1999) encontraron que la cloración de ciertos aminoácidos, como el ácido húmico, resulta en la formación de aloacetonitrilos (HANs), en especial de dicloroacetonitrilo (DCAN):



6.4.3 Efecto del ion bromuro en la formación de subproductos

La formación de trihalometanos bromados durante la cloración depende de la presencia de bromuros en el agua sin tratar, cuyas fuentes pueden ser la intrusión salina, descargas industriales o derivados de la agricultura (Krasner, 1999).

La química de la formación de subproductos bromados incluye primeramente la oxidación del bromuro a ácido hipobromoso (HOBr), por la acción del ácido hipocloroso (HOCl):



Symons y col. (1993), estudiaron la influencia de la concentración de bromuros en la formación de trihalometanos. Determinaron que cuando la relación de bromuros a cloruros (moles de Br^- / moles de Cl^+) aumentó de 0,00026 a 0,0465, la relación de trihalometanos bromados (THM-Br) a cloroformo (CHCl_3), aumentó de 0,53 a 2,56 (Symons y col, 1993).

Amy, Tan y Davis (1991, en Krasner, 1999), determinaron que mientras que el ácido hipocloroso es un oxidante más efectivo, el ácido hipobromoso tiene más avidez por la sustitución de los átomos de hidrógeno, para dar lugar a la formación de trihalometanos.

Cowman y Singer (1996, en Krasner, 1999), encontraron que el bromo es más reactivo que el cloro en las reacciones de adición y sustitución que forman ácidos acéticos halogenados (HAAs).

Galad-Gorchev en 1994, reportaron que las concentraciones pueden variar entre 0,001 a 0,05 mg/l para el bromodichlorometano, 0,001 a 0,02 mg/l para el clorodibromometano, y 0,001 a 0,01 mg/l para el bromoformo. Por su mayor contenido de bromuro natural, las aguas subterráneas cloradas generalmente presentan mayores niveles de trihalometanos bromados que las aguas superficiales cloradas (Galad-Gorchev, 1994).

El aumento de la concentración de bromuros en el agua conlleva a un aumento de los subproductos bromados y a la disminución de los subproductos clorados. Paralelamente se reduce la concentración de los cinco ácidos acéticos halogenados (HAA5) regulados por la EPA en su reglamento «Stage 1 Disinfection - DBP Rule» (Xie, 2004).

6.4.4 Efecto de los parámetros de calidad de aguas en la formación de subproductos

Efecto del pH y el tiempo de reacción en la formación de DBPs

Morris y Baum (1978, en Krasner, 1999), estudiando la cloración de diversos compuestos orgánicos, determinaron que la formación de cloroformo es mayor a valores elevados de pH.

Stevens y col. (1976) observaron que la tasa de formación de cloroformo aumenta con el pH.

En cambio, algunos aloacetonitrilos y ácidos acéticos halogenados (en particular el dicloroacetonitrilo y el ácido tricloroacético), reducen su concentración al aumentar el pH (Reckhow y Singer, 1984, en Krasner, 1999).

En la siguiente tabla se observa la influencia del pH en la formación de algunos subproductos:

Tabla 6.4.2 Efecto del pH en la formación de subproductos (Fuente: Krasner, 1999)

Subproducto	pH = 5	pH = 7	pH = 9,4
THMs	Menor formación		Mayor formación
DCAA	Similar formación, aunque levemente mayor para pH = 7		
TCAA	Similar formación		Menor formación
DCAN	Mayor formación	Formación dentro de 4 horas, luego decae	Menor formación

DCAA = Ácido dicloroacético, TCAA = Ácido tricloroacético, DCAN = Dicloroacetonitrilo

La formación de trihalometanos se ve favorecida con el tiempo de contacto, por lo que en general se detectan mayores concentraciones en los sistemas de distribución que en los efluentes de las plantas de tratamiento:

Tabla 6.4.3 Efecto del pH y el tiempo de reacción en la formación de subproductos en dos sistemas que utilizan cloraminas (Fuente: Krasner, 1999)

Parámetro	Planta 1 (*)		Planta 2 (†)		
	Efluente Planta	Sistema de Distribución	Ingreso a los Filtros	Efluente Planta	Sistema de Distribución
pH	8,0	7,9	7,3	9,0	9,0
THMs (mg/l)	44	50	38	39	44
HAAs (mg/l)	40	46	34	39	44
HANs (mg/l)	6,3	7,7	5,0	1,5	0,5

(*) *Planta 1: Sistema de tratamiento convencional con precloración y post cloraminación, con concentraciones de TOC en el agua bruta y tratada de 4,2 y 2,8 mg/l respectivamente.*

(†) *Planta 2: Sistema de tratamiento convencional con precloraminación, con concentraciones de TOC en el agua bruta y tratada de 7,7 y 4,8 mg/l respectivamente.*

Efecto de la temperatura en la formación de DBPs

La formación de subproductos de la desinfección se ve favorecida con el aumento de la temperatura del agua.

Stevens y col. (1976), estudiaron los efectos de la temperatura sobre la tasa de reacción de precursores presentes en el río Ohio. Las producciones de cloroformo, luego de 96 horas de reacción a pH neutro, fueron de <50, ≈ 100 y > 200 µg/l, para 3, 25 y 40°C respectivamente.

En un estudio realizado sobre 31 sistemas de agua potable, se observó que la concentración de trihalometanos fue mayor en los sistemas con temperaturas de 24 a 31°C, respecto a los sistemas con 1,1 a 8,5°C, y 16 a 23°C (Krasner y col., 1990, en Krasner, 1999).

Los cambios estacionales no solamente traen cambios en la temperatura sino muchas veces en la composición del agua. La disminución de la temperatura durante el invierno se presenta en paralelo con el aumento de las lluvias, las consiguientes escorrentías y el aumento de las concentraciones de NOM, que pueden favorecer la generación de subproductos.

Durante el verano, al aumentar la temperatura, disminuye la concentración de HOCl, bajando la efectividad de la cloración. Para mantener un residual apropiado se debe aumentar la dosis de cloro, lo que favorece la generación de subproductos.

6.5 Modelación matemática de subproductos de la desinfección

Los modelos son relaciones funcionales que permiten predecir la formación de DBPs en función de datos de calidad de aguas, concentración del desinfectante y condiciones de reacción.

Por la complejidad de los DBPs y el no conocimiento exacto acerca de los mecanismos de su formación, la mayoría de los modelos desarrollados son de carácter empírico, elaborados en base a análisis estadístico de datos derivados de experimentos de campo o ensayos de laboratorio (Chowdhury y col., 1999).

6.5.1 Factores que afectan la formación de DBPs

La formación de DBPs depende de las dosis de desinfectante, la naturaleza y concentración de los precursores, y varios parámetros de calidad de aguas, tales como el pH y la temperatura. Otro factor importante es el tiempo de reacción, o tiempo de contacto del agua con el desinfectante. Los precursores orgánicos son evaluados a través del carbono orgánico total (TOC), el carbono orgánico disuelto (DOC) y la absorbancia ultravioleta a 254 nm (UVA-254) (Chowdhury y col., 1999).

La mayoría de las DBPs se forman a través de una rápida reacción inicial seguida de una tasa lenta de formación, que puede durar días si no se agota el desinfectante residual. No obstante, en algunos casos, se ha demostrado que la formación de ciertos DBPs como los Aloacetoneitrilos (HANs), decrecen en concentración mientras continúan reaccionando con el cloro (Chowdhury y col., 1999).

También se ha determinado que la tasa de formación de subproductos bromados es más rápida que la de subproductos clorados (Koch y col., 1991).

Trussel y Umphres (1978, en Chowdhury y col., 1999), observaron una positiva correlación entre el pH del agua y la tasa de formación de trihalometanos. La cloración a bajos valores de pH favorece la formación de ácidos acéticos halogenados (HAAs), en cambio la ozonización con pH bajo reduce la formación de bromatos (Chowdhury y col., 1999).

6.5.2 Modelos matemáticos para predicción de trihalometanos

Moore, Tuthill y Polakoff (1979, en Chowdhury y col., 1999), estudiaron la formación de trihalometanos a través del análisis de datos de agua bruta y tratada, con bajo contenido de bromuros, de 19 sistemas de agua potable de Massachussets.

Propusieron el siguiente modelo lineal para la formación de cloroformo (principal componente de los trihalometanos):

$$\text{CHCl}_3 \text{ (}\mu\text{g/l)} = - 11,24 + 22,23 * \text{Dosis de Cl}_2 \text{ (mg/l)}$$

Kavanaugh y col. (1980), sugirieron una expresión para la tasa de formación de trihalometanos totales en función de carbono orgánico total (TOC):

$$\frac{d(\text{TTHM})}{dt} = k_n * (\text{TOC}) * \left(\text{Dosis Cl}_2 - \frac{3 * (\text{TTHM})}{f} \right)^m$$

k_n = Constante de reacción
 f, m = Parámetros empíricos

Amy y col. (1987), desarrollaron el siguiente modelo empírico muy útil para la predicción de la concentración de trihalometanos a partir de varios parámetros de calidad de aguas:

$$\text{TTHM} = 0,00309 * (\text{UVA-254} * \text{TOC})^{0,440} * (\text{Cl}_2)^{0,409} * \theta^{0,265} * T^{1,06} * (\text{pH}-2,6)^{0,715} * (\text{Br}+1)^{0,0358}$$

TTHM = Trihalometanos totales ($\mu\text{moles/l}$)

UVA-254 = Absorbancia a 254 nm (cm^{-1})

TOC = Carbono orgánico total (mg/l)

Cl_2 = Dosis de cloro al comienzo de la reacción (mg/l)

θ = Tiempo de reacción (horas)

T = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

Br = Concentración de bromuros (mg/l)

La mayoría de estos modelos empíricos fueron diseñados para predecir la concentración máxima de trihalometanos. La distribución de las diferentes especies puede ser variable en función de las condiciones específicas en una determinada calidad de agua bruta y planta de tratamiento

La base de datos analizada para el modelo anterior incluye los siguientes rangos para los parámetros: TOC de 3 a 13,8 mg/l, θ de 0,1 a 168 horas, temperatura de 10 a 30 $^{\circ}\text{C}$, pH entre 4,6 y 9,8, absorbancia UVA-254 de 0,063 a 0,489 cm^{-1} , bromuros entre 0,010 y 0,245 mg/l, y dosis de cloro entre 1,5 y 41,4 mg/l (Chowdhury y col., 1999).

Posteriormente, Amy y col. (1991, en Chowdhury y col., 1999), enriquecieron con más datos la base anterior, y propusieron ecuaciones de formación para las distintas especies de trihalometanos:

$$[\text{CHCl}_3] = a * (\text{UVA-254} * \text{TOC})^b * (\text{Cl}_2)^c * \theta^d * T^e * (\text{pH}-2,6)^f * (\text{Br}+1)^g$$

$$[\text{CHCl}_2\text{Br}] = a_1 * (\text{UVA-254} * \text{TOC})^{b1} * (\text{Cl}_2)^{c1} * \theta^{d1} * T^{e1} * (\text{pH}-2,6)^{f1} * (\text{Br})^{g1}$$

$$[\text{CHClBr}_2] = a_2 * (\text{UVA-254} / \text{TOC})^{b2} * (\text{Cl}_2)^{c2} * \theta^{d2} * T^{e2} * (\text{pH}-2,6)^{f2} * (\text{Br})^{g2}$$

$$[\text{CHBr}_3] = a_3 * (\text{UVA-254})^{b3} * (\text{Cl}_2)^{c3} * \theta^{d3} * T^{e3} * (\text{pH}-2,6)^{f3} * (\text{Br} / \text{TOC})^{g3}$$

$$[\text{TTHM}] = [\text{CHCl}_3] + [\text{CHCl}_2\text{Br}] + [\text{CHClBr}_2] + [\text{CHBr}_3]$$

Donde:

[TTHM] = Concentración de trihalometanos totales ($\mu\text{moles/l}$)

[CHCl₃] = Concentración de cloroformo ($\mu\text{moles/l}$)

[CHCl₂Br] = Concentración de bromodiclorometano ($\mu\text{moles/l}$)

[CHClBr₂] = Concentración de dibromoclorometano ($\mu\text{moles/l}$)

[CHBr₃] = Concentración de bromoformo ($\mu\text{moles/l}$)

Los parámetros a_i , b_i , c_i , d_i , e_i , f_i , g_i del modelo dependen de la concentración de bromuros en el agua según la tabla 6.5.1.

Tabla 6.5.1 Coeficientes para predicción de trihalometanos según modelo de Amy y col. (1991). (Fuente Chowdhury y col., 1999)

Coeficiente	Br < 0,25 mg/l	0,25 mg/l < Br < 0,75 mg/l	Br > 0,75 mg/l
a	0,381	0,00776	28,47
b	0,553	0,988	1,0837
c	0,457	0,1829	0,1718
d	0,251	0,2675	0,2121
e	0,986	2,6131	1,8227
f	0,978	-0,7367	-0,2576
g	0,533	-2,6614	-8,0572
a ₁	0,835	0,066	0,0615
b ₁	0,074	0,3519	0,4845
c ₁	0,381	0,8515	1,1501
d ₁	-0,258	0,2939	0,2976
e ₁	0,681	1,3478	1,4203
f ₁	0,886	-0,2774	-0,7399
g ₁	0,710	0,0821	-2,111
a ₂	3,043	0,1246	0,3654
b ₂	-0,0199	-0,2930	0,140
c ₂	-0,0105	0,7073	1,3343
d ₂	0,2499	0,2576	0,2748
e ₂	0,5285	0,7275	0,6448
f ₂	1,5339	0,6492	-0,2901
g ₂	2,0455	1,2451	0,7757
a ₃	11,82	29,28	686663
b ₃	0,3407	-1,453	0,8122
c ₃	-0,2468	3,338	5,4964
d ₃	0,1256	0,2052	0,2466
e ₃	-0,7812	-2,802	-5,9748
f ₃	2,0894	0,9105	2,566
g ₃	1,1332	2,7728	6,4774

6.5.3 Modelos matemáticos para predicción de HAAs

Modelos empíricos de la formación de varias especies de ácidos acéticos halogenados en agua clorada fueron reportados por la American Water Works Association Research Fundation (AWWARF, 1991 en Chowdhury y col., 1999).

$$[MCAA] = 1,634 * (TOC)^{0,753} * (Br+0,01)^{-0,085} * (pH)^{-1,124} * (Cl_2)^{0,509} * \theta^{0,300}$$

$$[DCAA] = 0,605 * (TOC)^{0,291} * (UVA-254)^{0,726} * (Br+0,01)^{-0,568} * T^{0,665} * (Cl_2)^{0,480} * \theta^{0,239}$$

$$[TCAA] = 87,182 * (TOC)^{0,355} * (UVA-254)^{0,901} * (Br+0,01)^{-0,679} * pH^{-1,732} * (Cl_2)^{0,881} * \theta^{0,264}$$

$$[MBAA] = 0,176 * (TOC)^{1,664} * (UVA-254)^{-0,624} * (Br)^{0,795} * pH^{-0,927} * \theta^{0,145} * T^{0,450}$$

$$[DBAA] = 84,94 * (TOC)^{0,620} * (UVA-254)^{0,651} * (Br)^{1,073} * (Cl_2)^{-0,200} * \theta^{0,120} * T^{0,657}$$

Donde:

[MCAA] = Concentración de ácido monocloroacético ($\mu\text{g/l}$)

[DCAA] = Concentración de ácido dicloroacético ($\mu\text{g/l}$)

[TCAA] = Concentración de ácido tricloroacético ($\mu\text{g/l}$)

[MBAA] = Concentración de ácido monobromoacético ($\mu\text{g/l}$)

[DBAA] = Concentración de ácido dibromoacético ($\mu\text{g/l}$)

$$\text{HAA5} = [\text{MCAA}] + [\text{DCAA}] + [\text{TCAA}] + [\text{MBAA}] + [\text{DBAA}]$$

La base de datos utilizada para el desarrollo del modelo incluye TOC entre 2,8 y 11 mg/l, tiempos de reacción (θ) de 0,1 a 105 horas, temperatura entre 13 a 20°C, pH entre 5,6 y 9, UVA-254 de 0,05 a 0,38 cm^{-1} , bromuros entre 0,005 y 0,430 mg/l, y dosis de cloro entre 3 y 25 mg/l (Chowdhury y col., 1999).

Además de las condiciones de borde que implican limitaciones a la aplicación de las ecuaciones anteriores, la principal limitación radica en que las mismas fueron desarrolladas para fuentes de agua bruta cloradas, y no para aguas tratadas cloradas (Chowdhury y col., 1999).

6.5.4 Modelos para predicción de subproductos de la ozonización

La aplicación de ozono en aguas con bromo ha sido reportada como una importante fuente de generación de bromatos (BrO_3^-). Los siguientes modelos fueron propuestos por Amy y col. (1998), Song y col. (1996) y Ozekin (1994), (en Chowdhury y col., 1999):

Modelo de Amy y col. (1998, en Chowdhury y col., 1999):

$$[\text{BrO}_3^-] = 2,32 * 10^{-6} * (\text{DOC})^{-1,47} * (\text{O}_3)^{1,65} * (\text{Br})^{0,81} * (\text{NH}_3\text{-N})^{-0,121} * (\text{pH})^{5,35} * \theta^{0,28}$$

Modelo de Song y col. (1996, en Chowdhury y col., 1999):

$$[\text{BrO}_3^-] = 10^{-6,11} * (\text{DOC})^{-1,18} * (\text{O}_3)^{1,42} * (\text{Br})^{0,88} * (\text{NH}_3\text{-N})^{-0,18} * (\text{pH})^{5,11} * \theta^{0,27} * (\text{IC})^{0,18}$$

Modelo de Ozekin (1994, en Chowdhury y col., 1999):

$$[\text{BrO}_3^-] = 1,63 * 10^{-6} * (\text{DOC})^{-1,26} * (\text{O}_3)^{1,57} * (\text{Br})^{0,73} * (\text{pH})^{5,82} * \theta^{0,28}$$

$[\text{BrO}_3^-]$ = Concentración de bromatos, ($\mu\text{g/l}$)

$\text{NH}_3\text{-N}$ = Nitrógeno amoniacal (mg/l)

DOC = Carbono orgánico disuelto (mg/l)

O_3 = Dosis de ozono al comienzo de la reacción (mg/l)

θ = Tiempo de reacción (horas)

IC = Concentración de carbono inorgánico (mg/l CaCO_3)

Br = Concentración de bromuros (mg/l)

Los modelos anteriores fueron desarrollados con aguas de fuentes superficiales sin tratamiento (aguas brutas), con las cuales se efectuaron experimentos tipo «batch». La base de datos utilizada para el desarrollo los modelos corresponde a aguas con bromuros entre 0,07 y 0,44 mg/l, DOC entre 1,1 y 8,4 mg/l, tiempos de reacción (θ) de 1 a 120 min, dosis de ozono entre 1 y 10 mg/l, temperatura entre 20 a 30°C, pH entre 6,5 y 8,5, y concentración de carbono inorgánico de 1 a 216 mg/l CaCO_3 (Chowdhury y col., 1999).

REDUCCIÓN DE LOS RIESGOS QUÍMICOS

7.1 Aspectos Generales

Las formas de combatir los DBPs se enfocan en la eliminación de los precursores o bien en la eliminación de los DBPs luego de su formación, lo que generalmente es mucho más costoso y técnicamente menos apropiado.

En particular en el Uruguay, la minimización de los DBPs actuando sobre los precursores es una medida que puede ser viable. En cambio difícilmente se puedan implementar medidas para la utilización de desinfectantes alternativos o para la eliminación de los DBPs luego de su generación, opciones que pueden traer aparejados cambios de infraestructura en las instalaciones de potabilización.

En los sistemas de potabilización de aguas superficiales del Uruguay, los objetivos deberían estar centrados en minimizar los riesgos químicos sobre la base de eliminación de los precursores, es decir reducir el contenido orgánico del agua previo a la desinfección. Se debería restringir el uso de cloro como oxidante previo, propiciar la utilización de carbón activado y oxidantes alternativos como el permanganato de potasio y el peróxido de hidrógeno, y mantener el uso de cloro como desinfectante principal a aplicar en la etapa final de los procesos de tratamiento, con restricciones sobre el agua sedimentada, y posteriormente en los Sistemas de Recloración en las redes de distribución para proporcionar los niveles de desinfectante residual necesarios.

La medición de TOC y de absorbancia ultravioleta UVA 254 nm son fundamentales para la evaluación de la presencia de precursores de los DBP, altas concentraciones de TOC se relacionan con elevados contenidos de materia orgánica natural NOM, cuya reacción con el cloro potencia la formación de DBPs, especialmente THM.

7.2 Remoción de precursores mediante procesos convencionales

Los procesos convencionales de potabilización de aguas superficiales, si bien generalmente fueron diseñados para remover contaminantes físicos y biológicos, tienen relativa eficiencia en la remoción de compuestos orgánicos que

pueden dar lugar a la formación de subproductos, dependiendo de las características del agua bruta, del tipo de tratamiento, del coagulante utilizado y de sus dosis.

Desde el punto de vista práctico, la mejor alternativa para la eliminación de sustancias húmicas es mejorar el proceso de coagulación, dado que obligatoriamente se utiliza en las plantas potabilizadoras. Optimizando el proceso con el objetivo de obtener una eficiencia adecuada en la remoción de compuestos orgánicos, evaluados a través de la concentración de TOC, no se producen perjuicios en la remoción de turbiedad (Frederico y col., 1999).

Frederico y col., (1999), obtuvieron las siguientes conclusiones de los ensayos de jarras efectuados con agua de la planta da Alto Boa Vista (San Pablo, Brasil), con diferentes coagulantes:

- La remoción de TOC puede ser maximizada conjuntamente con la remoción de turbiedad, dado que el rango de pH para el cual es máxima la remoción de TOC, es efectivo también para la remoción de turbiedad
- El rango de pH que permite la mayor remoción de TOC se ubica entre 5,8 y 6,3 , tanto para cloruro férrico como para sulfato de aluminio
- El cloruro férrico presentó mejor desempeño que el sulfato de aluminio en la remoción de TOC

Estudios realizados sobre la eficiencia en la remoción de compuestos orgánicos naturales mediante procesos convencionales en la planta de tratamiento de Alto da Boa Vista (San Pablo, Brasil), dieron como resultado las siguientes conclusiones (Garzuzi y col., 1999):

- Las concentraciones promedio de TOC en el agua bruta y filtrada durante el período de monitoreo fueron 4,01 mg/l 2,25 mg/l respectivamente
- En el proceso de coagulación con sales de hierro, con valores de pH entre 5,8 y 6,5, la capacidad de remoción de TOC fue del 44%.
- La remoción de TOC durante el proceso de coagulación mostró ser profundamente dependiente del pH. De modo general, cuando menor fue el pH de coagulación, mayor fue el porcentaje de remoción de TOC
- El parámetro UVA-254 nm demostró ser un eficiente subrogante de la eficiencia prevista en remoción de TOC durante el proceso de coagulación

Evaluaciones efectuadas en la Planta Potabilizadora de Aguas Corrientes durante el año 2003, dieron que mediante los procesos convencionales, antes de la desinfección, se remueve entre el 60% y el 64% del TOC, según puede observarse en la siguiente tabla:

Tabla 7.2.1 Remoción de Carbono Orgánico Total en la Planta de Aguas Corrientes. (Fuente: Jefatura de Tratamiento Ing. Ingrid Manion, Jefatura de Laboratorios I.Q. Almari Pioli)

Fecha: 6/10/2003	AGUA BRUTA	AGUA SEDIMENTADA	AGUA FILTRADA	AGUA CLORADA
Turbiedad (NTU)	18	3,8	0,7	0,8
Color (U. Pt-Co)	55	< 5	< 5	< 5
Alcalinidad Total (mg/l CaCO₃)	96	64	62	62
pH	7,7	6,8	6,8	6,8
TOC (mg/l)	5,5	2,4	2,2	2,4
Fecha: 5/11/2003				
Turbiedad (NTU)	12	2,9	0,8	0,8
Color (U. Pt-Co)	60	< 5	< 5	< 5
Alcalinidad Total (mg/l CaCO₃)	122	88	86	84
pH	7,9	6,9	6,9	6,9
TOC (mg/l)	7,5	2,9	2,7	2,5

7.3 Coagulación acentuada

El término «coagulación acentuada», o «aumentada» o «potenciada» o «ensanchada» (enhanced coagulation), se refiere al proceso modificado de coagulación con el objetivo de potenciar la remoción de precursores de DBPs durante la potabilización de aguas. La remoción de materia orgánica natural mediante este proceso, que es altamente efectivo para la remoción de TOC, tanto con sales de aluminio como con sales de hierro, ha sido demostrada por medio de investigaciones de laboratorio y plantas piloto (EPA, Mayo 1999).

La aplicación del proceso de coagulación acentuada implica coagular a valores de pH bajos, lo cual generalmente requiere de post-alcalinización permanente para alcanzar los niveles de pH establecidos en las reglamentaciones de calidad de aguas. Es una alternativa que implica mínimos costos de implantación, eleva los costos operativos por consumo de coagulantes y alcalinizantes, requiere de mayor control del proceso, pero es altamente recomendable para aquellas fuentes con elevado contenido de TOC, en las cuales cualquier otra opción representaría ejecutar inversiones de infraestructura, tales como la preoxidación, biofiltración o adsorción en carbón activado.

La tecnología se basa en que la remoción por coagulación de la materia orgánica natural del agua es más efectiva a valores de pH sensiblemente inferiores a los requeridos para remoción de turbiedad de origen inorgánico.

Para practicar esta técnica de tratamiento se necesitan ciertos requerimientos de manera que:

- Puedan ser alcanzadas las remociones de TOC necesarias sin la adición de excesivas cantidades coagulante
- Los valores de remoción de TOC exigidos puedan ser alcanzados fácilmente con costos razonables

El proceso fue estudiado por la EPA desarrollando un método estándar, para su implementación en los sistemas de potabilización de Estados Unidos. Dicho método cuenta con dos pasos. El Paso 1 requiere de un porcentaje específico de remoción de TOC, basado en los niveles de TOC y alcalinidad de la fuente de agua. El Paso 2 es aplicable a los sistemas que no puedan cumplir con el criterio del Paso 1, estableciéndose un porcentaje de remoción alternativo (EPA, Mayo 1999).

Según lo dispuesto por la EPA en su reglamentación «Stage 1 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule (DBPR)», los sistemas públicos de agua potable deben implementar el proceso de coagulación acentuada para remoción de TOC si:

- La fuente de agua es superficial o está bajo influencia directa de agua superficial
- El proceso de potabilización es convencional

Requerimientos para la remoción de TOC (Paso 1)

La EPA establece que se requiere de coagulación acentuada para la remoción de TOC, de acuerdo al contenido de alcalinidad de la fuente de agua bruta:

Tabla 7.3.1 Remoción requerida de TOC por «coagulación acentuada» para sistemas convencionales de aguas superficiales (porcentajes). (Fuente: EPA 815-R-99-012, May 1999)

Agua Bruta TOC (mg/L)	Alcalinidad del agua bruta (mg/L de CaCO₃)		
	0-60	>60-120	>120
>2,0 - 4,0	35.0	25.0	15.0
>4,0 – 8,0	45.0	35.0	25.0
>8,0	50.0	40.0	30.0

Al ser más eficiente la remoción de NOM en aguas con baja alcalinidad y elevados valores de TOC, la reglamentación se torna más exigente según se observa en el cuadro anterior. Si el coagulante es sulfato de aluminio, el pH óptimo para eliminación de NOM se encuentra en el rango de 5,5 a 6,0. En aguas con elevada alcalinidad, la disminución de pH a un nivel en el cual la remoción de TOC es óptima es más difícil y no puede ser alcanzada con la adición de coagulante solamente, y generalmente requieren de la adición de ácido.

Si la remoción de TOC establecida en la tabla anterior no puede ser cumplida por razones estrictamente técnicas, relacionadas con la susceptibilidad del agua de la fuente a los procesos de coagulación, deben implementarse los requerimientos establecidos en el Paso 2 (EPA, Mayo 1999).

Requerimientos alternativos de remoción de TOC (Paso 2)

Algunas plantas no logran alcanzar la remoción de TOC especificada debido a las características de la fuente de agua bruta. En estos casos se debe recurrir a ensayos de Jar Test de acuerdo al procedimiento indicado a continuación, para establecer una remoción de TOC requerida alternativa.

Inicialmente debe determinarse el rango de dosis de sulfato de aluminio o equivalente a ser testado, dosificando dosis crecientes con intervalos de 10 mg/l, sin adición de ácido, hasta obtener el valor de pH correspondiente a la siguiente tabla:

Tabla 7.3.2 Valores de pH de referencia (Fuente: EPA 815-R-99-012, May 1999)

Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	pH objetivo
0-60	5,5
60-120	6,3
120-240	7,0
>240	7,5

La dosis «equivalente a sulfato de aluminio» de otros coagulantes se determina por la siguiente expresión:

$$\text{Dosis eq.coagulante} = \text{Dosis sulf.alum} * \frac{\text{P.E. coagulante}}{\text{P.E. sulf.alum.}}$$

En la siguiente tabla se indican las dosis equivalentes de diferentes coagulantes:

Tabla 7.3.3 Dosis equivalente «a sulfato de aluminio» de coagulantes metálicos (mg/l). (Fuente: EPA 815-R-99-012, May 1999)

Sulfato de Aluminio Al ₂ (SO ₄) ₃ .14 H ₂ O	Sulfato de Aluminio Al ₂ (SO ₄) ₃ .18 H ₂ O	Cloruro Férrico FeCl ₃	Sulfato Férrico Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9 H ₂ O
10	11,2	5,5	9,5
20	22,0	10,9	18,9
30	34	16,4	28,4
40	45	21,9	37,8
50	56	27,4	47,3

Luego se realizan ensayos de jarras, con dosis crecientes a intervalos de 10 mg/l de sulfato de aluminio o equivalente, determinando para cada dosis la concentración de TOC correspondiente.

El valor numérico de remoción de TOC de la curva para el cual la pendiente comienza a ser menor que 0,3/10 (mg/l de TOC por mg/l de sulfato de aluminio), es el valor alternativo de remoción de TOC que debe implementar el sistema, siempre que la pendiente se mantenga menor que 0,30/10 hasta al menos una dosis correspondiente al pH de referencia de la tabla 7.3.2.

Ejemplo

Determinar el grado de remoción de TOC que debe exigirse en el siguiente caso, para estar en cumplimiento con los requerimientos de remoción de TOC por coagulación acentuada establecidos por la EPA en su reglamentación «Stage 1 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule (DBPR)».

Alcalinidad total = 100 mg/l de CaCO₃

pH = 7,1

TOC = 5,45 mg/l

Mediante ensayos de jarras, utilizando sulfato de aluminio como coagulante, se obtuvieron los siguientes resultados:

DOSIS (mg/l)	pH	TOC (mg/l)
0	7,10	5,45
10	6,83	5,45
20	6,74	5,4
30	6,65	5,3
40	6,55	5
50	6,45	4,4
60	6,07	4,2
70	6,10	4
80	6,30	3,8
90	6,24	3,75
100	6,20	3,7

De acuerdo con los requerimientos de remoción de TOC de la tabla 7.3.1 debe removerse un 35 % de TOC por coagulación acentuada, por lo que el TOC debe descender por debajo de 3,54 mg/l. Para las dosis ensayadas, y dado que el aumento de dosis por encima de 100 mg/l parece no proporcionar resultados diferentes, no es posible cumplir con las exigencias del paso 1, y debe establecerse un nuevo valor alternativo de referencia para la fuente de agua bruta (paso 2).

Por lo tanto se construye el gráfico de TOC en función de la dosis de sulfato de aluminio, y se analiza su pendiente.

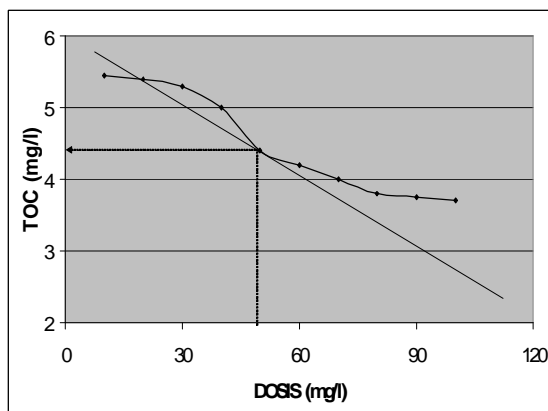


Figura 7.3.1 Coagulación acentuada

Se observa que a partir de una dosis de 50 mg/l de sulfato de aluminio, la pendiente de la curva es inferior a 0,3/10 (mg/l de TOC por mg/l de sulfato de aluminio).

Como la pendiente de la curva se mantiene por debajo de 0,30/10 hasta una dosis de 80 mg/l, correspondiente al pH de referencia, que en este caso es 6,3, se define el grado de remoción alternativo como el correspondiente a la dosis de 50 mg/l.

La planta debe remover $(5,45 - 4,4)/5,45 * 100 = 19,2 \%$

Por lo tanto, en este caso, para estar en cumplimiento con la reglamentación de la EPA, se debe remover el 19,2 % de TOC, inferior al 35 % previsto en la tabla 7.3.1.

Crterios alternativos de conformidad

Una planta puede cumplir con los requerimientos de coagulación acentuada para remoción de TOC si cumple con cualquiera de los siguientes criterios, y no son necesarios los procedimientos previstos en los pasos 1 y 2:

- TOC de la fuente de agua bruta menor que 2,0 mg/l
- TOC del agua tratada menor que 2,0 mg/l
- SUVA de la fuente de agua bruta menor o igual que 2,0 l/(m*mg)
- SUVA del agua tratada menor o igual que 2,0 l/(m*mg)
- TOC de la fuente de agua bruta menor que 4,0 mg/l, alcalinidad total mayor que 60 mg/l CaCO₃, TTHM menor que 40 µg/l, HAA5 menor que 30 µg/l en el agua tratada. Esta condición se sustenta en que es más difícil la remoción de TOC en aguas con altos niveles de alcalinidad y bajas concentraciones de TOC
- TTHM menor que 40 µg/L y HAA5 menor que 30 µg/l en el agua tratada, para plantas que utilizan solamente cloración

7.4 Preoxidación

La preoxidación es un proceso crítico que puede potenciar o minimizar la formación de subproductos, dependiendo del oxidante utilizado y de la calidad del agua de la fuente.

En el pasado la precloración era una práctica muy utilizada en las plantas de tratamiento para combatir sabores y olores, hierro, manganeso, y controlar el crecimiento de algas dentro de las unidades. Actualmente se intenta evitar este proceso por su incidencia directa sobre la formación de subproductos en aguas con elevado contenido orgánico (Xie, 2004).

Un procedimiento habitualmente utilizado es la aplicación de oxidantes tales como permanganato de potasio, peróxido de hidrógeno, dióxido de cloro u ozono, para oxidar los precursores de DBPs y posteriormente utilizar cloro con fines de desinfección. Otra alternativa, es oxidar después de la coagulación, sedimentación y filtración, lo cual baja la demanda de oxidante y reduce la formación potencial de DBPs (ENOHSA, 2000).

Los siguientes datos corresponden a dos trenes de tratamiento llevados a cabo en la misma planta de Pennsylvania, en uno de los trenes se utilizaba precloración por requerimientos de desinfección, mientras que en el otro se cloraba el agua sedimentada (intercloración), previo al ingreso a los filtros.

Tabla 7.4.1 Efecto de la precloración en la formación de THM (Fuente: Xie, 2004)

Subproducto	Con Intercloración	Con Precloración
Cloroformo	50	157
Trihalometanos Totales	62	168

Con las dosis habitualmente empleadas los oxidantes alternativos tienen poco impacto en la concentración de NOM, pero en general se cumple que los mismos reducen la demanda de cloro (cuando este se utiliza como desinfectante final), bajando el riesgo de formación de trihalometanos y otros subproductos (Xie, 2004).

Por ejemplo, una preozonización de 0,5 mg/l puede disminuir en forma significativa la formación de trihalometanos, de ácidos tricloroacéticos y de dicloroacetoneitrilos, pero tiene poco impacto sobre la formación de ácido dicloroacético (Xie, 2004).

En función de que la calidad del agua influye especialmente sobre la formación de subproductos, el ozono, que en general reduce la formación de THMs, en ciertas condiciones, puede contribuir al aumento de los mismos. Por lo tanto se recomienda el tratamiento individual de cada caso particular, efectuando, si es posible, estudios a escala piloto (ENOHSA, 2000).

En un estudio a escala piloto en el cual se dosificó ozono luego de la coagulación, sedimentación y filtración, dio como resultado que con una dosis de ozono de 2,5 mg/l se disminuyó entre un 10-15% la formación de THMs, y se obtuvieron eficiencias mayores para dosis más altas (ENOHSA, 2000).

La ozonización combinada con los procesos convencionales de potabilización de aguas superficiales puede remover entre un 35-50% de los precursores de THMs. (Glaze y Wallace, 1984, en ENOSA, 2000).

La preoxidación con ozono, dióxido de cloro, peróxido de hidrógeno o permanganato de potasio contribuye también a un desarrollo más eficiente del proceso de coagulación, incidiendo en la disminución de la concentración de NOM en el agua. Trabajos realizados en la planta potabilizadora de Laguna del Cisne (Canelones, Uruguay), parecen confirmar esta afirmación (Garat, Lavanca y Ríos, 1997).

Los trabajos fueron realizados dosificando permanganato de potasio en un agua bruta de las siguientes características, en combinación con la dosificación de sulfato de aluminio:

Color (Unid. Pt-Co).....	220
Turbiedad (NTU)	28
pH	7,0
Oxidabilidad (mg/l O ₂)	16,8
Alcalinidad total (mg/l CaCO ₃)	60
Amoníaco (mg/l NH ₄)	0,5
Hierro (mg/l Fe)	1,9
Absorbancia (muestra filtrada en 0,45 µm) UVA-254 nm (cm ⁻¹)	0,951
Absorbancia (muestra sin filtrar) UVA-254 nm (cm ⁻¹)	1,115

Los resultados finales de los ensayos se presentan a continuación:

Tabla 7.4.2 Resultado de ensayo de Jarras con permanganato de potasio como ayudante de coagulación (Fuente: «Aplicación de permanganato de potasio como oxidante en plantas de tratamiento de agua potable», Garat, Lavanca, Ríos, 1997)

	100 ppm de sulfato	100 ppm sulfato + 5ppm permanganato de potasio
Turbiedad 3 min (NTU)	37,5	11,7
Turbiedad 5 min (NTU)	10,9	5,49
Turbiedad 10 min(NTU)	5,24	2,61
Turbiedad 15 min(NTU)	4,01	2,38
pH	5,6	5,9
UVA- 254 nm (cm⁻¹)	0,112	0,118

Además de las ventajas conocidas en cuanto a las virtudes del permanganato de potasio para la limitación de algas y otros microorganismos, así como la

eliminación de olores y sabores, las conclusiones del trabajo permiten afirmar, para el agua estudiada, que:

- Las reglamentaciones de calidad de aguas son una limitante a la aplicación de dosis mayores de permanganato de potasio (en el Uruguay se permite una concentración máxima de manganeso de 0,1 mg/l en el agua de consumo)
- Se observó una baja incidencia del permanganato de potasio en la remoción de materia orgánica natural, evaluada a través de mediciones de absorbancia UV-254 y oxidabilidad, aunque la pre-oxidación permitió utilizar el cloro únicamente para la desinfección final limitando la formación de THMs y otros subproductos
- El uso de permanganato de potasio incidió en forma significativa sobre el proceso de coagulación- floculación con sulfato de aluminio, permitiendo disminuir dosis y aumentar la carga hidráulica de los sedimentadores

Dentro de las recomendaciones del Plan Director de Agua Potable para Montevideo se incluye la construcción de una Planta de dosificación de Permanganato de Potasio para su utilización como oxidante.

Dicha recomendación deberá ser analizada en profundidad en virtud de los episodios de agua turbia registrados en la red de Montevideo en noviembre de 2005, provocada especialmente por desprendimiento de manganeso de las paredes interiores de las tuberías.

7.5 Adsorción en carbón activado

Aspectos Generales

La adsorción de una sustancia es un fenómeno de superficie, que implica la acumulación de sus moléculas en la interfase de un líquido y un sólido o bien de un gas y un sólido. La sustancia que se acumula o adsorbe se denomina adsorbato, mientras que el sólido sobre el cual se produce la adsorción se denomina adsorbente (ENOHSA, 2000).

Por ser un fenómeno de superficie, la adsorción es mayor cuando mayor es la superficie específica del adsorbente, que se define como la superficie total que está disponible para la adsorción por unidad de peso de adsorbente. La superficie total que está disponible para la adsorción está compuesta por la superficie externa de las partículas del adsorbente y la superficie interna correspondiente a los poros. Por lo tanto, cuando más poroso es, y finamente dividido está el adsorbente, mayor es su capacidad de adsorción (ENOHSA, 2000).

El material adsorbente poroso por excelencia es el carbón activado, en el cual la mayor proporción de la superficie específica se encuentra ubicada en los poros del interior de las partículas, y por lo tanto su capacidad de adsorción

permanece relativamente independiente del diámetro de las mismas. La superficie específica del carbón activado puede llegar a ser 1500 m²/g (ENOHSA, 2000).

Remoción de Materia Orgánica Natural con Carbón Activado

La cantidad de adsorbato que puede acumular en su superficie es una de las características principales de un adsorbente, que se evalúa mediante la curva de equilibrio entre la masa de adsorbato por unidad de masa de adsorbente (q_e), y la concentración de adsorbato de equilibrio en la solución (C_e). Dicha curva se denomina isoterma de adsorción, la cual se describe indistintamente por los modelos de Freundlich o de Langmuir (ENOHSA, 2000).

El carbono orgánico total (TOC) o disuelto (DOC) se utilizan comúnmente para describir la adsorción de NOM, la siguiente figura ilustra una típica isoterma de adsorción de DOC:

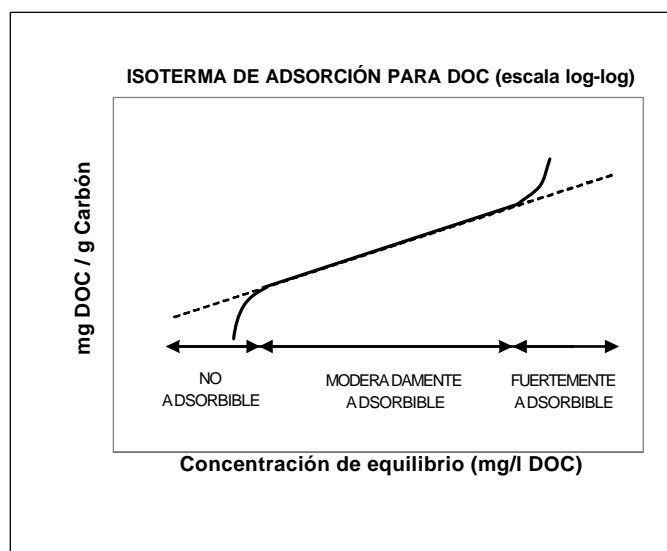


Figura 7.5.1 *Isoterma de Adsorción*

El carbón activado granular (GAC) o el carbón activado en polvo (PAC), son habitualmente empleados en las plantas de potabilización para la remoción de olores y sabores, pesticidas, herbicidas, y otros compuestos orgánicos sintéticos (Xie, 2004).

El carbón activado puede ser útil para controlar los DBPs a través de la remoción de los precursores (especialmente NOM), o a través de la remoción de los supproductos ya formados, aunque la efectividad en este último caso es menor, particularmente para los THMs (Snoeyink y col., 1999, Xie, 2004).

Acerca de la capacidad de remover precursores mediante adsorción en carbón activado se han efectuado numerosas investigaciones, algunas menos se han desarrollado con el objetivo de evaluar la capacidad de remover THM, y pocos trabajos se han publicado en cuanto a la tratabilidad de los HAAs con este proceso (Xie, 2004).

Comparado con otros procesos de tratamiento (coagulación, oxidación), la adsorción en carbón activado aparece como la tecnología más apropiada para el tratamiento de aguas con elevados niveles de precursores de trihalometanos. Los mejores resultados se logran si el precursor se reduce al mínimo posible por coagulación, previo a la adsorción (Glace y col., 1984).

En el caso del GAC la remoción de NOM es muy efectiva al comienzo del proceso y disminuye considerablemente a medida que el carbón se agota. La siguiente tabla es un resumen de trabajos efectuados con columnas de GAC a escala real, donde se observa una efectividad del 54 % de remoción de trihalometanos totales a los 22 días y tan solo del 15 % a los 50 días, mientras que la efectividad hasta los 10 días de operación se mantuvo casi en el 100 %. La adsorción en GAC afecta la distribución de especies de los THMs, favoreciendo la formación de trihalometanos bromados (Xie, 2004).

Tabla 7.5.1 Remoción de precursores de THMs en columna de GAC (Fuente: *Disinfection Byproducts in Drinking Water, Formation, Analysis and Control*, Xie, 2004)

Especie de THMFP	Concentración inicial (mg/l)	Concentración a los 10 días (mg/l)	Concentración a los 22 días (mg/l)	Concentración a los 50 días (mg/l)
CHCl ₃	80	<2	15	49
CHCl ₂ Br	44	2	22	38
CHClBr ₂	25	<2	26	37
CHBr ₃	2	<2	6	4
TTHMs	151	<2	69	128

THMFP = «Potencial de formación de Trihalometanos»

La composición de la materia orgánica natural, que es una mezcla heterogénea de compuestos orgánicos, tiene un efecto significativo sobre la efectividad del proceso. La NOM se compone de fracciones no adsorbibles, moderadamente adsorbibles, y fuertemente adsorbibles, que pueden variar de concentración a lo largo del año (Snoeyink y col., 1999).

Los compuestos no adsorbibles incluyen moléculas que son muy grandes para acceder a los poros del carbón activado (por ejemplo polisacáridos), y compuestos hidrofílicos, que prefieren mantenerse en solución a ser adsorbidos (por ejemplo azúcares simples y ácidos) (Snoeyink y col., 1999).

La performance de los filtros de carbón activado (GAC) se puede evaluar a través de la curva de traspaso (breakthrough curve). La fracción de TOC que pasa habitualmente al inicio de la filtración es del 5 al 20 %, compuesta por la

materia no adsorbible o que se adsorbe muy lentamente en relación con el tiempo de contacto del filtro. Por lo tanto la curva de traspaso se inicia normalmente en un valor de TOC mayor que cero.

Pasado el tiempo, la curva de traspaso se estabiliza en un valor de TOC/TOC₀ típico de 0,6-0,8. La fracción removida en ese punto puede ser atribuida a la fracción de adsorción lenta o al cambio del mecanismo de remoción por adsorción a biodegradación. Es decir que el remanente no adsorbido cuando la curva se vuelve horizontal, es la fracción de TOC biodegradable, o que se adsorbe muy lentamente en relación con el tiempo de contacto del filtro (Snoeyink y col., 1999).

Cuando los poros del carbón activado son pequeños (en el rango de 20 a 500 Å), este material tiene poca capacidad de adsorción de NOM, aunque puede desempeñarse con eficiencia en la adsorción de contaminantes orgánicos sintéticos (SOCs), compuestos habitualmente por moléculas de menor tamaño. En la siguiente figura se observan las curvas de traspaso de dos carbones activados diferentes, en uno de los caso se trata de un carbón con poros de menor tamaño (carbón B), que tiene menor capacidad de adsorción de NOM que el carbón A (Snoeyink y col., 1999).

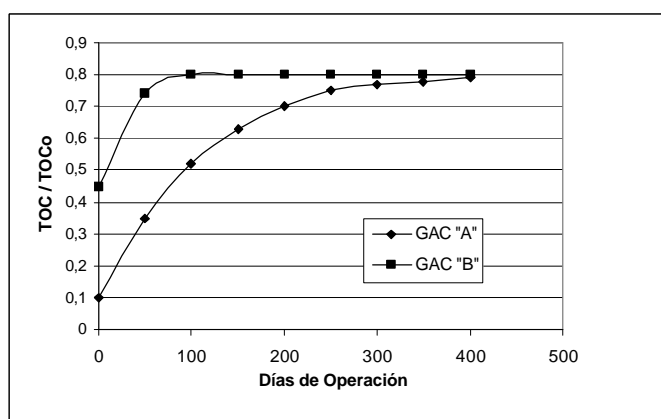


Figura 7.5.2 Curvas de traspaso para dos tipos de carbón activado diferentes (Fuente: Carlson y col., 1994)

Un factor que afecta el funcionamiento de los filtros de carbón activado granular es el tiempo de contacto de lecho vacío (empty-bed contact time, EBCT), que se expresa habitualmente en minutos, y se define como:

$$EBCT = \frac{V}{Q}$$

EBCT = Tiempo de contacto de lecho vacío (min)

V = Volumen aparente de lecho = volumen de granos+volumen de poros (m³)

Q = Caudal (m³/min)

El EBCT es proporcional al tiempo que el adsorbato está en contacto con el adsorbente, aunque este es aproximadamente la mitad del EBCT, ya que la porosidad del GAC es del orden de 0,4-0,5.

Al incrementarse el EBCT generalmente se aumenta la adsorción de TOC tal como se muestra en la siguiente tabla, para este caso el filtro con EBCT de 24 minutos demostró una mejor adsorción de THMFP (Glance y col., 1984):

Tabla 7.5.2 Efecto del Tiempo de Contacto de Lecho Vacío (EBCT) en las curvas de traspaso de THMFP (Fuente: Glance y col., 1984)

Tiempo de Operación (días)	Fracción de THMFP remanente	
	EBCT = 12 minutos	EBCT = 24 minutos
0	0,08	0,08
10	0,32	0,10
20	0,63	0,20
30	0,72	0,37
40	0,78	0,48
50	0,80	0,50

Jacangelo y col. (1995), observaron que EBCT mayores que 10 a 15 minutos son necesarios para remover aceptablemente los precursores de DBPs sin ser necesaria una excesiva regeneración. Por ejemplo, la planta de GAC de Cincinnati (Ohio) Water Works opera con EBCT de aproximadamente 20 minutos.

Tabla 7.5.3 Incremento en la remoción de THMFP con la dosificación de PAC en distintas etapas del proceso, respecto a la remoción sin dosificar PAC (Fuente: Bench Scale Study in New Orleans, Najm y col., 1991)

Secuencia de tratamiento	Dosis de PAC		
	5 mg/l	50 mg/l	500 mg/l
Modo I Adición de PAC Coag/floc/sed Filtración	0	31	84
Modo II Adición de PAC Coag/floc/sed Cloración Filtración	8	41	77
Modo III Coag/floc/sed Adición de PAC Cloración Filtración	0	27	90

La información respecto a la adsorción en GAC para la remoción de HAAs es muy limitada. Debido a sus características hidrofílicas, se asume que los HAAs son menos susceptibles a la adsorción. No obstante se han reportado resultados de investigaciones que indican una buena eficiencia para los ácidos dicloroacéticos y tricloroacéticos, superando incluso la eficiencia de adsorción de THMs (Xie, 2004).

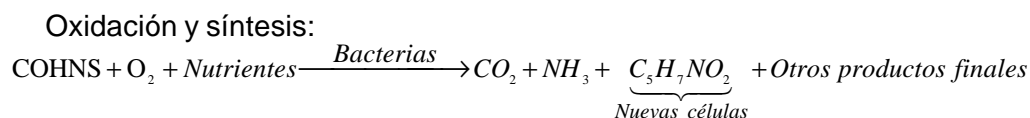
Mediante estudios en columnas de GAC se evaluó la capacidad de adsorción de HAAs, para el efluente de una planta potabilizadora en Pennsylvania, que se dosificó con 50 µg/l de ácido dicloroacético. El GAC fue operado con EBCT de 20 minutos, y se agotó totalmente en menos de 30 días, mientras que la remoción luego de los 45 días de operación, fue producto de la biodegradación del ácido dicloroacético (Xie, 2004).

7.6 Biofiltración

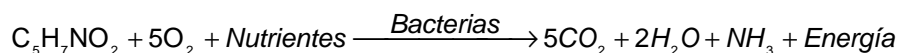
Aspectos Generales

Los beneficios de utilizar los procesos biológicos en potabilización de aguas radican en la capacidad de las bacterias para remover la porción biodegradable de la materia orgánica natural, convirtiéndola en carbono inorgánico (CO₂) y biomasa (células) (Hozalski y col., 1999).

Las reacciones simplificadas que ocurren para los procesos aerobios son las siguientes, considerando la expresión simple de materia orgánica carbonosa (COHNS):



Respiración endógena:



El lugar apropiado para efectuar la biodegradación de NOM en una planta potabilizadora es en los filtros rápidos pues (Hozalski y col., 1999):

- La baja carga orgánica y la elevada carga hidráulica no son propicias para el tratamiento de la NOM en forma de suspensión (tipo lodos activados)
- El lecho de los filtros ofrece la superficie específica necesaria para el crecimiento de bacterias y formación de biofilm
- Los costos de adaptar filtros rápidos existentes son mínimos en relación con otras opciones de biodegradación

Históricamente, los primeros filtros utilizados con este propósito fueron los filtros lentos, donde la capa superior de los mismos (schmutzdecke), es responsable de la biodegradación de los compuestos orgánicos disueltos.

Los filtros que cumplen la doble función de remover material particulado (orgánico y/o inorgánico) y materia soluble biodegradable, se denominan filtros biológicamente activos o biofiltros. La única diferencia con los filtros rápidos convencionales es se permite la formación de biofilm en la superficie de los granos (Hozalski y col., 1999).

Incrementando el tiempo de contacto de lecho vacío (EBCT) en filtros de carbón activado se puede lograr una muy elevada remoción de precursores y subproductos ya formados, por los fenómenos de adsorción y biodegradación.

El Carbono Orgánico Biodegradable (BDOC) y el Carbono Orgánico Asimilable (AOC) son los parámetros más apropiados para evaluar la estabilidad biológica o tratabilidad del agua de bebida. LeChevallier (1992) sugiere un valor máximo de 50 µg/l de AOC para prevenir el recrecimiento bacteriano y la ocurrencia de coliformes en los sistemas de distribución, mientras que otros autores sugieren que el valor debe ser inferior a 10 µg/l (Hozalski y col., 1999).

Los aldehídos y ácidos carboxílicos (subproductos de la ozonización) son los principales componentes del BDOC y del AOC (Xie, 2004). Dichos productos son fácilmente biodegradables, por lo tanto la ozonización seguida de biofiltración es una práctica muy utilizada, ya que remueve los subproductos formados con efectividad (Hozalski y col., 1999, Xie, 2004).

La ozonización se ha demostrado que también incrementa la biodegradabilidad de las sustancias húmicas, pues actúa afectando la distribución de pesos moleculares, incrementando el porcentaje de materia de menor peso molecular, que es más biodegradable. En consecuencia la preozonización favorece el crecimiento biológico en los filtros (Hozalski y col., 1999).

Tabla 7.6.1 Efecto de la ozonización en la remoción de TOC por oxidación química y posterior biodegradación para diferentes fuentes de agua (Fuente: Hozalski y col., 1999)

Fuente de NOM	Dosis de Ozono (mg O ₃ /mg TOC)	Remoción de TOC (%)		
		O ₃	Biodegradación	Total
DSW	0	s/d	22	22
DSW	1,6	22	27	49
DSW	7,3	26	31	57
Ald HA	0	s/d	0	0
Ald HA	1,3	6	23	29
Ald HA	1,9	24	38	62
Ald HA	2,8	27	41	68
Ana Ex	0	s/d	37	37
Ana Ex	0	s/d	34	34
Ana Ex	1,3	6	25	31
Ana Ex	4,3	25	50	75
FGW	0	s/d	21	21
FGW	1,9	7	18	25
FGW	2,7	12	18	30
FGW	4,1	12	31	43

DSW: Dismal Swamp Water (agua de pantano, sureste de Virginia)
 Ald HA: Aldrich Humic Acid (Aldrich Chemical Company, Milwaukee)
 Ana Ex: (exudados solubles de cultivos de anabaena en laboratorio)
 FGW: Florida Groundwater (Brevard County, Florida)

La siguiente tabla es el resultado de un estudio piloto con dos biofiltros de carbón activado granular (Xie, 2004):

Tabla 7.6.2 Remoción de AOC en biofiltros de carbón activado (Fuente: «Mc Enroe R.L., Preozonation and in-line direct filtration: impact on the bacterial regrowth potencial, M.S. thesis, University of Massachussets, Amherst, 1993», en Xie, 2004)

	Agua Bruta	Luego de Oonización	Efluente del filtro GAC 1	Efluente del filtro GAC 2
AOC (mg/l)	8	77	16	18

La coagulación y posterior floculación y sedimentación son procesos que pueden remover hasta el 50% de la NOM medida como TOC, pero no son efectivos para remover la porción de TOC biodegradable, de menor peso molecular, que se refleja en las concentraciones de BDOC y AOC (Hozalski y col., 1999).

La biofiltración es un proceso efectivo para la remoción de HAAs. Trabajos realizados por Zhou y col. (2002), se resumen en la siguiente tabla, donde se observa una menor efectividad del proceso en la remoción de ácido tricloroacético:

Tabla 7.6.3 Remoción de HAA5 en biofiltros de GAC (Fuente: Zhou Haojiang, Xie Yuefeng .F., «Biologically active carbon for HAA removal: part I, batch study», Journal AWWA, 2002)

Especie de HAA5	Afluente	Efluente
Monocloroacético (mg/l)	47,5	< 1,0
Dicloroacético (mg/l)	51,0	< 1,0
Tricloroacético (mg/l)	45,0	7,5
Monobromoacético (mg/l)	42,5	< 1,0
Dibromoacético (mg/l)	46,5	< 1,0

En cambio, la biofiltración en general no es un proceso apropiado para la remoción de THMs, ya que remueve los DBPs en forma selectiva, en función de su capacidad de biodegradación (Xie, 2004):

Tabla 7.6.4 Efecto de la biofiltración en la especiación de DBPs (Fuente: Xie Yuefeng .F., no publicado, 2002, en Xie, 2004)

Subproducto	Afluente	Efluente
THM4 (mg/l) (*)	36	39,5
HAA6 (mg/l) (**)	52	7,5
Hidrato de cloral (CCl ₃ CH(OH) ₂)	5	< 1,0

(*) Cloroformo, Bromodiclorometano, Dibromoclorometano, Bromoformo

(**) Monocloroacético, Dicloroacético, Tricloroacético, Bromocloroacético, Bromodichloroacético, Dibromocloroacético

Los factores que afectan la efectividad de la biofiltración son: la fuente de NOM y sus características, la dosis de preozonización si existe, el EBCT, el método y la frecuencia de retrolavado, el tipo de medio filtrante, y la temperatura del agua (Hozalski y col., 1999).

Cuando el origen de materia orgánica de la fuente de agua es biomasa de algas y cianobacterias, tiene menor contenido de ligninas, compuestos fenólicos y aromáticos, que la materia orgánica derivada de escorrentías y arrastre de vegetación. En ambos casos la posibilidad de biodegradación en filtros puede ser sustancialmente diferente (Hozalski y col., 1999).

Tabla 7.6.5 Experiencias con procesos de remoción biológica de carbono orgánico en plantas de potabilización de aguas (Fuente: Hozalski y col., 1999)

Proceso	Localización	Concentración Afluente	Reducción
Filtros biológicos aireados, lecho superior de GAC	Annet Sur Marne, Francia	3,2 mg/l TOC	38 %
Lecho fluidificado, escala piloto	Colwick, Gran Bretaña	10 mg/l TOC	10 %
Lecho fluidificado, escala piloto	Medmenham, Gran Bretaña	2,8 mg/l DBO ₅	29%
Filtración rápida en arena, escala real, preozonización	Mulheim, Alemania	2,9 mg/l de TOC	10%
Filtración rápida en arena, escala real	Holanda	23-500 µg/l AOC	3-84 %
Filtración lenta en arena, con preozonización	Bremen, Alemania	s/d	Reduce 0,9 mg/l de TOC
Filtración lenta en arena	Holanda	s/d	Reduce 3,1 mg/l de TOC
Filtros GAC biológicamente activos, con preozonización, escala real	Mulheim, Alemania	1,8-2,6 mg/l de DOC	75%
Filtros GAC biológicamente activos, con preozonización, escala piloto	Choisy-le-Roi Francia	2-4 mg/l TOC	30 %
Filtros GAC biológicamente activos, sin preozonización, escala real	Jefferson Parish	s/d TOC	30-50 %

Las ventajas de la biofiltración se pueden resumir en:

- Potencial efectividad para remoción de TOC y demás precursores de DBPs
- Remoción de microcontaminantes (pesticidas y compuestos generadores de olor y sabor)
- Remoción de materia orgánica biodegradable impidiendo el recrecimiento bacteriano
- Bajo costo de implementación en filtros rápidos existentes
- Reducidos costos operativos

Algunas de las desventajas del proceso de biofiltración son:

- Aumento de la pérdida de carga en los medios filtrantes por la presencia de biofilm (Goldgrabe y col., 1993)
- Incremento de la concentración de bacterias en el efluente (Goldgrabe y col., 1993)
- Incremento en la concentración de partículas en el efluente, aunque sin demasiada elevación de la turbiedad (Goldgrabe y col., 1993)
- Incremento de problemas estéticos por la presencia de biofilm y algas en la superficie de los filtros, y en otras unidades del sistema de tratamiento
- Septización de las capas inferiores del manto filtrante

Afortunadamente muchos de estos problemas se pueden solucionar con una pequeña dosis intermitente de desinfectante, por ejemplo cloro, aguas arriba de los filtros o en el agua de lavado a contracorriente (Hozalski y col., 1999).

7.7 Filtración en membranas

Aspectos Generales

En años recientes, la aplicación de la tecnología de filtración en membranas se ha incrementado considerablemente en el campo de la potabilización de aguas. Los sistemas incluyen microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa, en orden decreciente de tamaño de poros (Xie, 2004).

Adicionalmente, el costo relativo de las membranas se ha reducido debido a los avances tecnológicos logrados en la fabricación, lo cual vuelve al sistema una opción viable y competitiva frente a los procesos tradicionales. Las membranas pueden ser fabricadas a partir de polímeros orgánicos o materiales inorgánicos tales como cerámicas y metales (Jacangelo, 1999).

Una membrana semipermeable consiste en una película delgada que separa dos fases y se comporta como una barrera para el transporte de materia,

que actúa de manera selectiva, permitiendo el pasaje de agua, iones o moléculas pequeñas a través de ella. Los procesos de separación no operan como una filtración convencional, en la mayoría de los casos el agua fluye en paralelo a la membrana y la transferencia del soluto o solvente a través de ella tiene lugar por la aplicación de una fuerza impulsora, como por ejemplo una corriente eléctrica continua (electrodialisis) o presiones elevadas (microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa) (ENOHSA, 2000).

En el control de subproductos de la desinfección las membranas resuelven el problema a través de la remoción de los precursores, especialmente la materia orgánica natural, que puede ser eficientemente removida por estos sistemas, en particular por nanofiltración.

En el pasado reciente los procesos de membrana eran utilizados exclusivamente con fines de desalinización, hoy son aplicados con múltiples propósitos tales como desalinización, remoción de patógenos, clarificación, remoción de contaminantes inorgánicos y orgánicos sintéticos (SOCs), y control de subproductos de la desinfección (Jacangelo, 1999).

En la siguiente tabla se presentan las principales aplicaciones de las membranas en el campo de la potabilización de aguas:

Tabla 7.7.1 Aplicaciones de las membranas en Potabilización de Aguas (Fuente: Jacangelo, 1999, ENOHSA, 2000)

Operación	Fuerza Impulsora	Presión de operación	Aplicaciones	Diámetro de las partículas separadas	Tamaño de los poros
Microfiltración	Presión	0,5-3 bar	Desinfección, remoción de partículas	0,1 µm	> 50 nm
Ultrafiltración	Presión	0,5-3 bar	Desinfección, remoción de partículas	0,01 µm	2-50 nm
Nanofiltración	Presión	5-9 bar	Ablandamiento, remoción de NOM	0,001µm	< 2 nm
Ósmosis Inversa	Presión	10-100 bar	Desalinización, remoción de SOC y IOC	0,0001 µm	--
Diálisis	Actividad	--	No aplicable en Potabilización	--	> 50 nm
Electrodialisis	Potencial eléctrico	--	No aplicable en Potabilización	0,0004 µm	--

SOC : Contaminantes orgánicos sintéticos

IOC : Contaminantes químicos inorgánicos

Una de las particularidades de las membranas es su relación de recuperación, que consiste en la relación del flujo filtrado con respecto al flujo de alimentación, que pueden volver poco viable sus aplicaciones en aquellos casos en que no se dispone de volumen de agua bruta en cantidad suficiente (especialmente para la nanofiltración y la ósmosis inversa):

Tabla 7.7.2 Relación de recuperación en membranas (Fuente: Jacangelo, 1999)

Proceso	Relación de Recuperación (%)
Microfiltración	90 - 98
Ultrafiltración	90 - 98
Nanofiltración	75 - 90
Ósmosis Inversa	50 - 80

Remoción de NOM por Microfiltración y Ultrafiltración

La microfiltración es la tecnología de membranas más común, que tiene buena eficiencia en remoción de patógenos y materia orgánica natural particulada, pero por su tamaño de poros, no remueve la materia orgánica disuelta ni otros compuestos orgánicos e inorgánicos finamente divididos (Xie, 2004).

Con un adecuado pretratamiento (coagulación o adsorción en carbón activado) se puede aumentar la eficiencia de remoción de NOM por microfiltración y ultrafiltración, desde el 10-20 % al 60-80 % (Xie, 2004).

Dependiendo del tamaño de los poros, la ultrafiltración puede remover gran parte de la NOM del agua, reduciendo el potencial riesgo de formación de DBPs posterior, pero el proceso por excelencia es la nanofiltración (Xie, 2004).

Tabla 7.7.3 Remoción de TOC por microfiltración y ultrafiltración, con tratamiento previo de adsorción en carbón activado (Fuente: Jacangelo, 1999)

Referencia	Proceso	TOC Afluyente (mg/l)	Remoción de TOC (MF o UF)	Dosis de Carbón Activado (mg/l)	Remoción de TOC (MF o UF) + Adsorción
Laîné (1990)	UF+PAC	3	40 %	250	85 %
Adham et al. (1991)	UF+PAC	2,8-3,1	5-10 %	25	32-47 %
Jacangelo et al. (1995)	UF+PAC	1,1-11	12-14 %	10-200	17-82 %
Scanlan et al. (1997)	MF+PAC	4,5	6,5 %	20	11 %

En cuanto a la efectividad de los procesos para remover NOM evaluada a través del potencial de formación de THMs, se dispone de la siguiente información:

Tabla 7.7.4 Remoción de precursores de trihalometanos mediante microfiltración y ultrafiltración (Fuente: Xie, 2004)

Fuente de agua	Tratamiento previo	Tecnología	Agua Bruta THMFP (mg/l)	Agua Tratada THMFP (mg/l)	Reducción de THMFP (%)
Subterránea	Prefiltración	UF	961	326-947	2-66
Superficial	No	MF	60-630	40-420	20
Superficial	Coagulación	MF	70-80	30-40	20-60
Superficial	Prefiltración	UF	40-460	s/d	<10

Remoción de NOM por Nanofiltración

La nanofiltración fue inicialmente diseñada para la remoción de iones contribuyentes de la dureza (calcio y magnesio), pero actualmente es una de las mejores tecnologías disponibles para la remoción de NOM en sistemas de potabilización (Conlon y col., 1989).

En el año 1999 la mayor planta de nanofiltración para tratamiento de aguas superficiales estaba ubicada en los suburbios de París, y tenía una capacidad de 95.000 m³/d (Jacangelo, 1999).

La efectividad de la nanofiltración para remover NOM depende de varios factores tales como el tipo de membrana, la calidad del agua de la fuente, y las condiciones en que el sistema de membranas es operado. En las tablas 7.7.5 y 7.7.6 se indican resultados de algunas investigaciones:

Tabla 7.7.5 Remoción de compuestos orgánicos y precursores de THM y HAAs mediante nanofiltración (Fuente: Jacangelo, 1999)

Referencia	Porcentaje de Reducción		
	TOC	THMFP	HAAPF
Taylor et al. (1987)	90	96	--
Blau et Al (1992)	97	96	97
Laîné et al. (1993)	54-87	31-95	--
Fu et al. (1994)	>92	>97	--
Allgeier and Summeers (1995)	65-95	66-93	66-97
Chellman et al. (1997)	98	99	99

Tabla 7.7.6 Reducción de precursores mediante nanofiltración (Fuente: Xie, 2004)

Fuente de agua	Tratamiento previo	Agua Bruta THMFP (mg/l)	Agua Tratada THMFP (mg/l)	Reducción de THMFP (%)
Subterránea	Prefiltración	961	31-39	96-97
Superficial	Prefiltración	157-182	55-84	49-70
Subterránea	Prefiltración	176-472	6-95	78-98
Subterránea	Prefiltración	259	39	85
Subterránea	Ajuste de pH	120	6	95
Superficial	Prefiltración	40-460	--	30-90
Superficial	UF	40-460	--	90

En contraste, la tecnología no remueve bromuros con la misma eficiencia, por lo tanto la proporción de subproductos bromados en aguas tratadas con membranas es mayor (Xie, 2004).

La siguiente tabla muestra la efectividad de la nanofiltración en la remoción de bromuros lograda en varios estudios, en general entre el 20 y 70 % de remoción puede ser alcanzada, dependiendo del tipo de membranas empleadas y de las condiciones de operación (Jacangelo, 1999):

Tabla 7.7.7 Remoción de bromuros por nanofiltración (Fuente: Jacangelo, 1999)

Referencia	Concentración de bromuros en el agua bruta (mg/l)	Porcentaje de Reducción
Tan and Amy (1991)	0,06	11
Laîné et al. (1993)	0,40-0,60	17-35
Fu et al. (1994)	0,21	24-38
Allgeier and Summeers (1995)	0,01-0,25	40-61
Chellman et al. (1997)	0,51	67

7.8 Guías y Reglamentos para Riesgos Químicos

7.8.1 Subproductos de la Desinfección en las Guías de Calidad de Aguas de la Organización Mundial de la Salud

Las Guías de la OMS (OMS, 2004) establecen los siguientes valores guía para los desinfectantes y subproductos de la desinfección:

Tabla 7.8.1 Valores Guía para Desinfectantes y Subproductos de la Desinfección (Fuente: WHO Guidelines for Drinking-Water Quality – Chapter 8 – DRAFT – 17 February 2003)

Desinfectante	Valor Guía (mg/l)
Cloro	5
Monocloramina	3
Subproductos de la Desinfección	Valor Guía (mg/l)
Bromato	10
Bromodiclorometano	60
Bromoformo	100
Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)	10
Clorato	700
Clorito	700
Cloroformo	200
Cloruro de cianógeno	70
Dibromoacetonitrilo	70
Dibromoclorometano	100
Dicloroacetato	40
Dicloroacetonitrilo	20
Formaldehído	900
Monocloroacetato	20
Tricloroacetato	200
Triclorofenol 2,4,6	200
Trihalometanos totales	La suma de la relación de la concentración de cada uno respecto a su valor guía no debe exceder de 1

7.8.2 Regulaciones primarias de la EPA relativas a Subproductos de la Desinfección

La Environmental Protection Agency de los Estados Unidos establece dentro de las regulaciones primarias de calidad de aguas una lista de subproductos y sus niveles autorizados, según tabla 7.8.2

Tabla 7.8.2 Regulaciones de la EPA para Subproductos de la Desinfección (Fuente: «EPA List of Contaminants & their MCLs, National Primary Drinking Water Standards», EPA 816-F-03-016, Junio 2003)

Compuesto	MCLG (valor objetivo) (mg/L)	MCL (valor límite) (mg/L)
Bromate	0	0,010
Bromodiclorometano	0	ver TTHMs
Bromoformo	0	ver TTHMs
Clorito	0,8	1,0
Cloroformo	0	ver TTHMs
Dibromoclorometano	0,06	Ver TTHMs
Ácido Dicloroacético	0	Ver HAA5
Ácidos Acéticos Halogenados (HAA5)	--	0,060
Ácido Tricloroacético	0,3	Ver HAA5
Trihalometanos Totales (TTHMs)	--	0,08

A los efectos de reducir la producción de DBPs la EPA impone límites a la concentración de desinfectantes, de acuerdo al siguiente cuadro:

Tabla 7.8.3 Niveles máximos permitidos por la EPA para Desinfectante Residual (Fuente: «EPA List of Contaminants & their MCLs, National Primary Drinking Water Standards», EPA 816-F-03-016, Junio 2003)

Desinfectante	MRDLG (mg/L)	MRDL (mg/L)
Cloro ¹	4,0 (como Cl ₂)	4,0 (como Cl ₂)
Cloraminas ²	4,0 (como Cl ₂)	4,0 (como Cl ₂)
Dióxido de Cloro	0,8 (como ClO ₂)	0,8 (como ClO ₂)

¹ Medido como cloro libre

² Medido como cloro total

7.8.3 Reglamentos para Subproductos de la Desinfección en Uruguay

Las Normas de Calidad de Aguas Potables de la Administración de las Obras Sanitarias del Estado (OSE) de 1986 no hacen referencia a los subproductos de la desinfección, pero limitan la concentración de cloroformo, estableciendo en el numeral 7.2 un límite provisional de 0,03 mg/l para el agua de consumo (OSE, 1986).

7.8.4 Reglamentación de Subproductos de la Desinfección en algunos países de América

Algunas nuevas tendencias que se han impulsado en América Latina respecto a la gestión de los servicios de agua potable han llevado a que en los

últimos años se crearan organismos independientes con fines específicos de Regulación y Control, y se redactaran nuevos reglamentos de calidad de aguas que se administran dentro de ese ámbito. No obstante los límites que se imponen a los subproductos de la desinfección son similares entre los países.

En la siguiente tabla se resumen los límites establecidos para desinfectante residual y subproductos de la desinfección en algunos países de América Latina, según el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS, 2004):

Tabla 7.8.4 Comparación entre Reglamentos de Calidad de Agua para consumo humano en algunos países de América, para desinfectante residual y DBPs (Fuente: CEPIS, 2004)

PARÁMETRO	URU	BRA	COL	CRI	MEX
Año	1986	2000	1998	1997	1994 (*)
Origen	OSE	Portaria 1469	MS 475/-98	Dto. 25991-S	NOM-127-SSA1
Cloro residual libre (mg/l)	--	5,0	--	1,0	0,2-1,5
Monocloraminas (mg/l)	--	3,0	--	4,0	--
Clorito (mg/l)	--	0,2	--	2,0	--
Trihalometanos (mg/l)	--	0,10	0,10	--	0,20
Cloroformo (mg/l)	0,03	--	0,03	0,20	--
Bromoformo (mg/l)	--	--	--	0,10	--
Dibromoclorometano (mg/l)	--	--	--	0,10	--

URU- Uruguay, BRA-Brasil, COL-Colombia, CRI-Costa Rica, MEX-México

(*) La Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, «Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización», fue modificada en el año 2000, fijándose los parámetros que se incluyen en la tabla.

CONCLUSIONES

Lo expuesto en cuanto a los riesgos biológicos y químicos derivados de la desinfección en el agua de bebida, permite obtener algunas conclusiones, que si bien se han ido presentando en forma aislada a lo largo del trabajo, se pueden resumir en:

- Los riesgos biológicos generados por bacterias, virus, protozoarios y helmintos, continúan siendo la principal preocupación que trae consigo el agua de bebida, tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo
- La casi inexistencia de enfermedades de transmisión hídrica en el Uruguay no debe llevar a la desconsideración de los riesgos biológicos, que siempre están potencialmente presentes en el agua de bebida y representan una amenaza permanente para la población
- Los riesgos biológicos de desarrollo reciente (ej. Giardia y Cryptosporidium) han sido encarados con preocupación en países desarrollados, en cambio en países de América Latina, en muchos casos las barreras para su contención no son suficientes
- Las dosis de cloro habitualmente utilizadas en las plantas potabilizadoras de aguas superficiales no pueden inactivar algunos contaminantes biológicos, tales como cierto tipo de protozoarios
- La mayor fracción de estos organismos debe ser eliminada por métodos físicos (remoción), o sea por los procesos convencionales que incluyen a la filtración como barrera fundamental
- Si bien los riesgos químicos debidos a la formación de subproductos de la desinfección pueden ser considerados en un segundo plano respecto a los riesgos biológicos, desde hace años muchos países los han incluido dentro de sus reglamentos de calidad de aguas, y han iniciado acciones para su reducción
- La existencia y el conocimiento de los riesgos químicos no debe poner en riesgo la desinfección, ni inducir a que la población adquiera cierto

«temor» al uso del cloro, especialmente en los países que brindan agua con desinfección insuficiente

- Reduciendo al máximo el contenido orgánico del agua previo a la desinfección se logra minimizar los riesgos químicos, lo cual en general es compatible con la minimización de la turbiedad efluente, principal parámetro de control operativo en plantas potabilizadoras
- En el Uruguay, a los efectos de iniciar acciones tendientes al control de orgánicos en las fuentes de agua bruta y redes de distribución, es imprescindible incorporar a las rutinas de análisis parámetros tales como: TOC, DOC, UVA-254 nm, BDOC
- Las plantas potabilizadoras de aguas superficiales existentes pueden ser operadas de modo que se minimicen los riesgos químicos, sin comprometer la desinfección, con acciones tales como evitar la precloración, propiciar la intercloración, el uso de oxidantes y desinfectantes alternativos y de carbón activado
- En función del elevado costo del carbón activado en polvo, que en el Uruguay se utiliza para el control de olores y sabores producidos por algas, se debe estudiar cuidadosamente cada caso particular, a los efectos de impulsar su aplicación en aquellas plantas cuyas fuentes de agua bruta presenten elevado contenido de materia orgánica
- Por ser la materia orgánica natural removible por coagulación a valores de pH bajos, el proceso de «coagulación acentuada» es una alternativa viable que requiere de muy bajo costo para su implementación, pero puede aumentar los costos operativos por concepto de productos químicos (ácidos, coagulantes y alcalinizantes)
- La ozonización parece no ser una alternativa viable a corto plazo para los sistemas de mediano porte en Uruguay y en el resto de América Latina, dado su elevado costo en comparación con la cloración
- La desinfección con luz ultravioleta es una alternativa muy favorable para el control de subproductos de la desinfección. En Uruguay no existen experiencias de aplicación en sistemas de agua potable, pero sí las existen en el área de la desinfección de efluentes
- Cuando la fuente de agua bruta tiene elevado contenido de materia orgánica natural que requiera de un tratamiento especial, se pueden adaptar instalaciones existentes transformando filtros rápidos en biofiltros, que tienen elevada eficiencia en remoción de NOM. La solu-

ción es ampliamente recomendada para aquellas fuentes de agua bruta en las cuales la porción de materia orgánica biodegradable respecto a la materia orgánica total es elevada

- La remoción complementaria de materia orgánica por adsorción-biofiltración puede ser una alternativa viable ya que puede realizarse transformando filtros rápidos de arena, en biofiltros de doble capa, sustituyendo la parte superior del manto por carbón activado granular
- En plantas potabilizadoras convencionales de aguas superficiales, se puede potenciar la remoción de microorganismos patógenos mediante la adecuada operación de los sistemas de coagulación, floculación, sedimentación y especialmente filtración. Este último proceso es fundamental por lo que se debe propiciar el adecuado mantenimiento de estas unidades para garantizar su efectividad, dejando a la desinfección como garantía final de la calidad microbiológica del agua

Este trabajo pretende ser un modesto aporte a un tema tan vinculado a la salud pública como lo es la potabilización de aguas, en una de sus ramas que todavía tiene mucho camino por delante en el Uruguay. La consideración de los riesgos químicos derivados de la desinfección, potenciando el objetivo primario y permanente de reducción de los riesgos biológicos, sin duda deberá abordarse en futuras reglamentaciones y programas de mejoramiento de la calidad del agua de bebida en el Uruguay.

Si lo aquí expuesto puede contribuir en una mínima fracción a elevar la calidad de vida de la población a través de la protección de la Salud Pública, eso será suficiente para retribuir el esfuerzo y las horas de trabajo que hay detrás de este documento.

REFERENCIAS

- 1) Aboytes Ramón, Di Giovanni George D., Abrams Felicia A., Rheinecker Corey, McElroy Wyndi, Shaw Nancy and Le Chevallier Mark W., «Detection of Infectious Cryptosporidium in Filtered Water», 10 pp, Journal AWWA, Vol. 96, N° 9, Setiembre 2004
- 2) Ainia (Instituto Tecnológico Agroalimentario), «Información General sobre Legionella», Seminario Técnico sobre Prevención y Control de Legionella, Valencia, España, 31 de marzo de 2004, disponible en: <http://socios.ainia.es/desaweb/hemanet/legionellosis/legionellosis.nsf/>
- 3) Alcaraz Soriano, María Jesús, «Giardiasis y Giardiasis», Servicio de Microbiología, Hospital Universitario Doctor Peset Aleixandre, Valencia, 2001
- 4) Alonso Fernández A., Alvarez-Sala Walter, Prados Sánchez C., Mayora Alises S., Villamar León J., «Empiema adquirido en la Comunidad por Acinetobacter baumannii», pp. 529-530, Servicio de Neumología. Hospital La Paz. Universidad Autónoma. Madrid. Anales de Medicina Interna (Madrid), Vol. 18, N.º 10, 2001
- 5) Amy G.L., Chadik P.A., Chowdhury Z.K., «Developing Models for Predicting THM Formation Potential and Kinetics», 9 pp, Journal AWWA Vol. 79, N° 7, Julio 1987
- 6) Arboleda Valencia Jorge, «Teoría y Práctica de la Purificación del Agua», pp 57-66, Acodal, Mc Graw Hill, tercera edición, 2000
- 7) Arboleda Valencia Jorge, «Historia del Desarrollo de la Tecnología de la Purificación del agua», 15 pp, Página de la División Agua Potable (DIAGUA) de Aidis Interamericana, 2003
- 8) Avery B. K., Lemley A., Hornsby A. G., «Cryptosporidium: Un Patógeno Transmitido por el Agua», Departamento de Ciencias del Suelo y Agua, Servicio Cooperativo de Extensión, del Instituto de Ciencias Alimenticias y Agrícolas, Universidad de Florida, 15 pp, agosto de 2000
- 9) Barreda Pedro, «Gastroenteritis por el virus de Norwalk», disponible en (www.pediatraldia.cl/), 2004
- 10) Barros de Macedo Jorge Antonio, «Subprodutos do processo de desinfecção de água pelo uso de derivados clorados», 67 pp, ISBN: 85-901.568-3-4, 2001
- 11) Basic Biology of Cryptosporidium. Parasite Laboratory. Kansas State University, setiembre 2003. <http://www.ksu.edu/parasitology/basicbio>

- 12) Batch Lawrence F., Schulz Christopher R., Linden Kart G., «Evaluating Water Quality Effects on UV Disinfection of MS2 Coliphage», 12 pp, Journal AWWA, Vol. 96, N° 7, Julio 2004
- 13) Bernal Redondo Rosamaria, «Entamoebosis-amibiasis intestinal entamoeba histolytica/entamoeba dispar», Bol med hosp infant mex, abr. 2001, vol.58, no.4. Issn 1665-1146, 2001
- 14) Caballero Soto, Ma. L., «Inmunología de la infección por helmintos», 6 pp, Servicio de Inmunología, Centro de Investigación Clínica, Instituto de Salud Carlos III. Madrid, Rev. Esp. Alergol Inmunol Clín, Vol. 13, N° 6, Diciembre 1998
- 15) Carey CM, Lee H, and Trevors JT. Review paper: «Biology, persistence and detection of *Cryptosporidium parvum* and *Cryptosporidium hominis* oocyst». Water Research 2004, 38(4), pp 818-862, febrero 2004, Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.watres.2003.10.012
- 16) Carlson M.A., Heffernan K.M., Ziesemer C.C., Zinder E.G., «Comparing Two GACs for Adsorption and Biostabilization», 12pp, Journal AWWA Vol. 86, N° 3, Marzo 1994
- 17) Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), «Normas internacionales para la calidad del agua de bebida», disponible en www.cepis.ops-oms.org/, actualizado 31-5-04
- 18) Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), «La desinfección del Agua en el Hogar para la Prevención del Cólera», 2004, <http://www.cepis.ops-oms.org/index.html>
- 19) Cherie B., Millar BC, Mary Finn M, LiHua Xiao L, Lowery CJ, Dooley JSG, Moore JE. Revisión: «*Cryptosporidium* in foodstuffs—an emerging aetiological route of human foodborne iones», Trends in Food Science & Technology May 2002, 13 (5):168-187, Copyright © 2002 Elsevier Science Ltd.
- 20) Chowdhury Zaid K., Amy Gary L., «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water», Chapter three: «Modeling Disinfection By Products Formation» , pp 53-64, American Water Works Association, 1999
- 21) Conde Bonfil Ma. del Carmen, Carlos de la Mora-Zerpa, «Entamoeba Histolytica: un desafío vigente», Salud Pública de México, mayo-junio de 1992, vol. 34, N° 3, Centro de Investigaciones sobre Enfermedades Infecciosas, Instituto Nacional de Salud Pública, Cuernavaca, Morelos, México, 1992
- 22) Conlon W.J., McClellan S.A., «membrana Softening: A Treatment Process Comes of Age», 5 pp, Journal AWWA, Vol. 81, N° 11, Noviembre 1989
- 23) Corey German. «La investigación epidemiológica de los efectos adversos asociados a los subproductos de la cloración del agua potable», 21 pp, Regional Symposium on Water Quality: Balancing the Microbial and Chemical Risk in Drinking Water Disinfection, OPS, Bs. As., 25-27 de octubre de 1994

- 24) Covert Terry C., «Waterborne Pathogens, Section II: Introduction to Bacterial Pathogenic Agents, Salmonella», cap. 15, pp 107-110, American Water Works Association, 1999
- 25) Craun Gunther F. «Enfermedades transmitidas por el agua en los Estados Unidos de América», 28 pp., Regional Symposium on Water Quality: Balancing the Microbial and Chemical Risk in Drinking Water Disinfection, OPS, Bs. As., 25-27 de octubre de 1994
- 26) Craun Gunther F. «Como sopesar los Riesgos Químicos y Microbianos en la Desinfección del Agua Potable», 20 pp. Regional Symposium on Water Quality: Balancing the Microbial and Chemical Risk in Drinking Water Disinfection, OPS, Bs. As., 25-27 de octubre de 1994
- 27) Craun Gunther F, Murphy Patricia A. «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water», Chapter six: «Balancing Microbial and Chemical Risks», pp 119-138, American Water Works Association, 1999
- 28) Christman Keith A., «Chlorine», 22 pp, Chlorine Chemistry Council, Arlington, VA, USA, 1998
- 29) Croué Jean-Philippe, Debroux Jean-François, Amy Gary L., Airen George R., Leenheer Jerry A, «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water», Chapter four: «Natural Organic Matter: Structural Characteristics and Reactive Properties», pp 65-93, American Water Works Association, 1999
- 30) Daniel Luiz Antonio, «Processos de Desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de Água Potável», 139 pp, ABES, RiMa Artes e Téxtos, 2001
- 31) Departamento de Bioingeniería, Instituto de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería, Maestría en Ingeniería Ambiental «Fundamentos de Microbiología Aplicada, 70 pp, 2001
- 32) Department of Health N.Y. State, «Infección del virus de Norwalk», disponible en (www.health.state.ny.us/), 2003
- 33) ENOHSA (Ente Nacional de Obras Hídricas de Saneamiento de la República Argentina), «Guías para la Presentación de Proyectos de Agua Potable», Fundamentaciones, Cap.10: Desinfección, 243 pp, 2000
- 34) Enriquez Carlos, «Waterborne Pathogens, Section IV: Introduction to Viral Pathogenic Agents, pp 221-222, American Water Works Association, 1999
- 35) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), EPA Office of Research and Development, Office of Water, «Research Plan for Microbial Pathogens and Disinfection By-Products in Drinking Water», Noviembre 1997
- 36) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), EPA Office of Water 4607, «Small System Compliance Technology List for the Surface Water Treatment Rule and Total Coliform Rule», 58 pp, EPA-815-R-98-001, Setiembre 1998
- 37) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «National Primary Drinking Water Regulations: Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule, Final Rule», 69478 Federal Register/Vol. 63, N° 241/16 de diciembre de 1998/Rules and Regulations, 1998

- 38) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual», 346 pp, EPA 815-R-99-014, Abril 1999
- 39) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «Guidance Manual for Compliance with the Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule, Cap 7: Importance of Turbidity», 13 pp, EPA Guidance Manual, Turbidity Provisions, Abril 1999
- 40) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual», 237 pp, EPA 815-R-99-012, Mayo 1999
- 41) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), Office of Water, «Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual, 195 pp, EPA 815-R-99-013, Agosto 1999.
- 42) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «Surface Water Treatment Rule Speaker's Notes», 30/01/2002
- 43) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «National Primary Drinking Water Regulations: Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule, Final Rule», 1811 y 1812 Federal Register/Vol. 67, N° 9/14 de enero de 2002/Rules and Regulations, 2002
- 44) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «National Primary Drinking Water Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule, Proposed Rule», 47640 Federal Register/Vol. 68, N° 154/11 de agosto de 2003/Proposed Rules, 2003
- 45) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «From Risk to Rule: How EPA Develops Risk-Based Drinking Water Regulations», Drinking Water Academy, Marzo 3 de 2003
- 46) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «EPA List of Contaminants & their MCLs, National Primary Drinking Water Standards», EPA 816-F-03-016, Junio 2003
- 47) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «EPA List of Contaminants & their MCLs, National Secondary Drinking Water Standards», junio 2003
- 48) Environmental Protection Agency (EPA, EEUU), «Stage 2 Disinfectants and Disinfection by Products Rule, Significant Excursion Guidance Manual», Office of Water (4601), EPA 815-D-03-004, Julio 2003
- 49) Fayer R, Morgan U, Upton SJ. «Epidemiology of Cryptosporidium: transmission, detection and identification». International Journal for Parasitology, Volume 30, Issues 12-13, pp 1305-1322, nov. 2000. doi:10.1016/S0020-7519(00)00135-1
- 50) Feijó de Figueiredo Roberto. «Fatores que influenciam a formação de trihalometanos em águas de abastecimento», 7 pp. 20° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.
- 51) Frederico Erich Alexandre, Garzuzi Márcio Paulo, Sidney Seckler Ferreira Filho, Antônio Aparecido Mozeto «Remoção de compostos orgânicos naturais no processo convencional de tratamento de água: influência do ph e da dosagem de coagulante na eficiência do processo»,

- 20º Congreso Brasileiro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ABES), Río de Janeiro, 10 a 14 de mayo de 1999.
- 52) Fricker Colin R., «Waterborne Pathogens, Section II: Introduction to Bacterial Pathogenic Agents, Campylobacter», cap. 6, pp 67-70, American Water Works Association, 1999
 - 53) Fu P., Ruiz H., Thompson K., Spangenberg C., «Selecting Membranes for Removin NOM and DBP Precursors», 18 pp, Journal AWWA, Vol. 86, Nº 12, Diciembre 1994
 - 54) Galad-Gorchev Hend, «Subproductos de la Desinfección Química de interés para la Salud», 13 pp. Regional Symposium on Water Quality: Balancing the Microbial and Chemical Risk in Drinking Water Disinfection, OPS, Bs. As., 25-27 de octubre de 1994
 - 55) Garat Saúl, Lavanca Rosario, Ríos Danilo, «Aplicación de permanganato de potasio como oxidante en plantas de tratamiento de agua potable», 1er. Congreso Nacional de Aedis Uruguay, 7 pp, 1997
 - 56) Garzuzi Márcio Paulo, Erich Alexandre Frederico, Sidney Seckler Ferreira Filho, Antônio Aparecido Mozeto, «Remoção de compostos orgânicos naturais no processo convencional de tratamento de água: monitoramento da estação de tratamento de água do Alto da Boa Vista», 20º Congreso Brasileiro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ABES), Río de Janeiro, 10 a 14 de mayo de 1999.
 - 57) Geldreich Edwin E., «Waterborne Pathogens, Section II: Introduction to Bacterial Pathogenic Agents, Pseudomonas», cap. 14, pp 103-105, American Water Works Association, 1999
 - 58) Gerba Charles P., «Waterborne Pathogens, Section IV: Introduction to Viral Pathogenic Agents, Enteroviruses», cap. 42, pp 235-239, American Water Works Association, 1999
 - 59) Ghosh S, Frisardi M, Rogers R, and Samuelson J., «How Giardia Swim and Divide», Infection and Immunity, December 2001, p. 7866-7872, Vol. 69, No. 12 , American Society for Microbiology, 2001, doi: 10.1128/IAI.69.12.7866-7872.2001
 - 60) GlaxoSmithKline Biologicals, «Hepatitis A, el virus», disponible en http://www.worldwidevaccines.com/hepatitis_a_sp/virus.asp#top, 2002
 - 61) Glaze W.H., Wallace J.L., «Control of Trihalometane Precursors in Drinking Water: Granular Activated Carbon With and Without Preozonation», 8 pp, Journal AWWA, Vol. 76, Nº 2, Febrero 1984
 - 62) Goel S., Hozalski R.M., Bouwer E.J., «Biodegradation of NOM: Effect of NOM Source and Ozone Dose», 16 pp, Journal AWWA, Vol. 87, Nº 1, Enero 1995
 - 63) Goldgrabe J.C., Summers R.S., Miltner R.J., «Particle Removal and Head Loss Development in Biological Filters», 13 pp, Journal AWWA, Vol. 85, Nº 12, Diciembre 1993
 - 64) Gómez-Couso H, F. Freire-Santos, C. F. L. Amar, K. A. Grant, K. Williamson, M. E. Ares-Mazás y J. McLauchlin, «Detection of Cryptosporidium and Giardia in molluscan shellfish by multiplexed nested-PCR»,. International

- Journal of Food Microbiology 15 March 2004, 91 (3): 279-288, Elsevier B.V., 2004. doi:10.1016/j.ijfoodmicro.2003.07.003
- 65) González Fernández, María de los Ángeles, «Rotavirus: Enfermedad emergente de transmisión digestiva», 7 pp, Facultad de Ciencias Médicas «Salvador Allende», septiembre de 2002
 - 66) Hall Nancy H., «Waterborne Pathogens, Section II: Introduction to Bacterial Pathogenic Agents, Salmonella», cap. 12, pp 93-97, American Water Works Association, 1999
 - 67) Hayes E.B., Matte T.D., O'Brien T.R., McKinley T.W., «Large Community outbreak of cryptosporidiosis due to contamination of a filtered public water supply», The New England journal of medicine, 320, pp 1372-1376", 1989
 - 68) Hoehn R.C., Barnes D.B., Thompson B.C., Randall C.W., Grizzard T.J., Schaffer P.T.B., «Algae as Sources of Trihalometane Precursors»,
 - 69) Hooper S.M., Summers R.S., Hong S., Solarik G., Owen D.M., «Improving GAC Adsorption by Optimized Coagulation», 14 pp, Journal AWWA, Vol. 88, N° 8, Agosto 1996
 - 70) Hoshaw Jeffrey, «Problem Organisms in Water: Identification and Treatment, chapter 6, Bloodworms or Midges», American Water Works Association, 1995.
 - 71) Hozalski Raymond M., Bouwer Edward J., «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water», Chapter sixteen: «Biofiltration for Removal of Natural Organic Matter» , pp 329-349, American Water Works Association, 1999
 - 72) Hunter Paul Rymond, Waite Mike, Ronchi Elettra. «Drinking Water and Infectious Disease», 221 pp, CRC PRESS, 2003.
 - 73) Hurst Christon J., «Waterborne Pathogens, Section IV: Introduction to Viral Pathogenic Agents, Calciviruses», cap. 41, pp 231-234, American Water Works Association, 1999
 - 74) Izaguirre George, «Problem Organisms in Water: Identification and Treatment, chapter 10, Algae», American Water Works Association, 1995.
 - 75) Jacangelo J.G., DeMarco J., Owen D.M., Randtke S.J., «Selected Processes for Removing NOM: an Overview», 14 pp, Journal AWWA Vol. N° 87, N° 1, Enero 1995
 - 76) Jacangelo J.G., «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water», Chapter fifeteen: «Control of Disinfecton by Pressure Driven Membrane Processes» , pp 305-328, American Water Works Association, 1999
 - 77) Kavanaugh M.C., Trussell A.R., Cromer J., Trussell R.R., «An Empirical Kinetic Model for Trihalomethane Formation: Applications to Meet the Proposed THM Standard», 5 pp, Journal AWWA Vol. 72, N° 10, octubre 1980
 - 78) Keene William, «Waterborne Pathogens, Section III: Introduction to Parasistic Pathogenic Agents, Entamoeba Histolytica», cap. 28, pp 171-175, American Water Works Association, 1999

- 79) Koch B., Krasner S.W., Sclimenti M.J., Schimpff W.K., «Predicting the Formation of DBPs by the Simulated Distribution System», 9 pp, Journal AWWA Vol. 83, N° 10, octubre 1991
- 80) Korich D.G., Mead J.R., Mador M.S., Sinclair N.A., Sterling C.R., «Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine en *Cryptosporidium parvum* oocyst viability», *Appl. Environ. Microbiol.*, 56, pp 1423-1428, 1990
- 81) Krasner Stuart W., «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water», Chapter two: «Chemistry of Disinfection By Products Formation», pp 27-52, American Water Works Association, 1999.
- 82) LeChevallier Mark W., Norton William D., «Giardia an *Cryptosporidium* in Water Supplies», 99 pp, AWWA Research Fundation and American Water Works Association, 1991
- 83) LeChevallier Mark W., Becker W.C., Schorr P., Lee R.G., «Evaluating the Performance of Biologically Active Rapid Sand Filters», 11 pp, Journal AWWA, Vol. 84, N° 4, Abril 1992
- 84) Lerma Sánchez Mercedes, Amparo Farga Martí, «Enterovirus: Características y diagnóstico», Servicio de Microbiología, Hospital Clínico Universitario de Valencia, 2000
- 85) Logsdon Gary S., Thurman V. Carol, Frindt Edward S., Stoecker John G., «Evaluating Sedimentation and Various Filter Media for Removal of Giardia Cysts», in *Giardia lamblia* in Water Supplies – Detection, Occurrence and Removal, American Water Works Association, 1985
- 86) Lorenz Richard C., «Problem Organisms in Water: Identification and Treatment, chapter 5, Nematodes», American Water Works Association, 1995.
- 87) Luna Silenia, Reyes Liliana, Chinchilla Misael y col, «Presencia de ooquistes de *Cryptosporidium* spp en aguas superficiales en Costa Rica», *Parasitología latinoamericana*, ene. 2002, vol.57, no.1-2, p.63-65. ISSN 0717-7712
- 88) Mac Kenzie W. R. et al., «A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply», *New England Journal Med* 1994, vol 331, pp 161- 167, 1994
- 89) Maimone Stella, «*Pseudomonas Aeruginosa*», CODEINEP (Grupo Asesor en Control de Infecciones y Epidemiología), disponible en: www.codeinep.com.ar/CONTROL/pseudomonasaeruginosa.htm, jul 04
- 90) Malley James P., «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water», Chapter eleven: «Control of Disinfection By-Productos Formation Using Ultraviolet Light», pp 223-235, American Water Works Association, 1999.
- 91) Marcos Ma Ángeles, «*Acinetobacter Baumannii*», 4 pp, Departamento de Microbiología y Parasitología. Hospital Clínic. Universidad de Barcelona, publicado por el SEIMC (Sociedad Española de Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica), disponible en la siguiente dirección: http://www.seimc.org/control/revi_Bacte/acinetobacter.htm, 2002

- 92) Matherene Glenn, «Problem Organisms in Water: Identification and Treatment, chapter 8, Rotifers», American Water Works Association, 1995.
- 93) McLaughlin J., Amar C., Pedraza-Diaz S., Nichols G. L., «Molecular epidemiological análisis of *Cryptosporidium* spp. In the United Kingdom: results of genotyping *Cryptosporidium* spp. in 1.705 fecal samples from humans and 105 fecal samples from livestock animals», *J Clin Microbiol* 2000, vol 38, pp 3984-90.
- 94) Meierhofer Regula, Wegelin Martin y col., «Desinfección Solar del Agua: Guía de aplicación», EAWAG/SANDEC (2002), ISBN 3-906484-24-6, 2002
- 95) Ministerio de Salud de Nicaragua, «Vigilancia del cólera en Nicaragua», *Boletín Epidemiológico*, Semana 49, Año 2003, del 30 de Noviembre al 06 de Diciembre, <http://www.minsa.gov.ni/vigepi/html/boletin/2003/semana49/editorial49.pdf>
- 96) Moore G.T., Cross W.M., McGuire C.D., «Epidemic giardiasis at a ski resort», *New England Journal Med.*, vol. 281(8):402
- 97) Mota-Hernández F, Gutiérrez-Camacho C, Villa-Contreras S, Calva-Mercado J, Arias CF, Padilla-Noriega L, Guiscafré-Gallardo H, «Pronóstico de la diarrea por rotavirus», *Departamento de Investigación en Medicina Comunitaria e Hidratación Oral, Hospital Infantil de México Federico Gómez, Salud pública Méx vol.43 no.6 Cuernavaca, Nov./Dic. 2001*
- 98) Moyer Nelson P., «Waterborne Pathogens, Section II: Introduction to Bacterial Pathogenic Agents, *Aeromonas*», cap. 5, pp 63-66, American Water Works Association, 1999
- 99) Moyer Nelson P., «Waterborne Pathogens, Section II: Introduction to Bacterial Pathogenic Agents, *Shigella*», cap. 17, pp 115-117, American Water Works Association, 1999
- 100) Najm Issac, Vernon L. Snoeyink, Tracy L. Galvin, Yves Richard, «Control of Organics with Powdered Activated Carbon», 201 pp, American Water Works Research Fundation, ISBN 0-89867-528-6, 1991
- 101) Najm Issac, Rakness Kerwin, Via Steve, Hotaling Michel, Rexing David, «A Proposed C*T table for the synergistic inactivation of *Cryptosporidium* with ozone and chloramines», *Journal AWWA*, vol. 96, N° 6, junio 2004, pp 105-113, 2004
- 102) Obras Sanitarias del Estado, OSE, Uruguay, «Normas de Calidad de Aguas Potables», 1986
- 103) Okhuysen PC, Chapell CL. «*Cryptosporidium* virulence determinants - are we there yet ?». *International Journal for Parasitology*, Volume 32, Issue 5, pp 517-525, mayo 2002. Australian Society for Parasitology Inc. Published by Elsevier Science Ltd. doi:10.1016/S0020-7519(01)00356-3
- 104) Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, Organización Mundial de la Salud, «Experiencia de la epidemia del cólera en el Perú 1991», CRD sobre informes nacionales de Perú, Foro Mundial FAO/OMS

- 105) De Autoridades Sobre Inocuidad De los Alimentos, Marrakech, Marruecos 28-30 de enero de 2002
- 106) Organización Panamericana de la Salud. «Las condiciones de Salud en las Américas, Vol. N° 1, Publicación Científica N° 524, 1990
- 107) Ortiz L., «Parasitic infections and the immune system». En: Amebiasis. Kierszenbaum, F. ed. Ac. Press, San Diego, CA. pp. 145-162, 1994
- 108) Otterstetter Horst, Zepeda Francisco. «Sopesando los riesgos microbianos y químicos en la desinfección del agua potable desde la perspectiva de la Organización Panamericana de la Salud», 5 pp. Regional Symposium on Water Quality: Balancing the Microbial and Chemical Risk in Drinking Water Disinfection, OPS, Bs. As., 25-27 de octubre de 1994.
- 109) Payment Pierre, «Waterborne Pathogens, Section II: Introduction to Bacterial Pathogenic Agents, Heterotrophic Bacteria», cap. 10, pp 83-87, American Water Works Association, 1999
- 110) Peeters J.E., Mazas E.A., Masschelelein W.J., DeMaturana I.V.M., Debacker E., «Effect of disinfection of drinking water with ozone or chlorine dioxide on survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts», *Appl. Environ. Microbiol.*, 55, pp 1519-1522, 1989
- 111) Ponce-Macotela M, Martínez MN, Rosa Maria Bermúdez RM, Salazar PM, Ortega G, Eyd PL., «Unusual prevalence of the *Giardia intestinalis* A-II subtype amongst isolates from humans and domestic animals in Mexico», *International Journal for Parasitology* 2002, 32: 1201-1202, 2002, doi:10.1016/S0020-7519(02)00086-3
- 112) Prats Guillem y Beatriz Mirelis, «Género *Shigella*: aspectos prácticos para el laboratorio de microbiología», 4 pp, Servei de Microbiologia, Hospital de Sant Pau, Barcelona, 1998
- 113) Ravdin J. I., «Pathogenesis of disease caused by *Entamoeba histolytica*: studies of adherence, secreted toxins, and contact-dependent histolysis», *Rev.Infect.Dis.* 8:247-260, 1986
- 114) Reiff Fred M. «El estado de la Desinfección del agua Potable en América Latina y El Caribe», 14 pp. Regional Symposium on Water Quality: Balancing the Microbial and Chemical Risk in Drinking Water Disinfection, OPS, Bs. As., 25-27 de octubre de 1994
- 115) Reiff Fred M, Witt Vicente M. «Selección de Tecnologías para la Desinfección del agua en Comunidades Pequeñas y Zonas Rurales», 56 pp. Regional Symposium on Water Quality: Balancing the Microbial and Chemical Risk in Drinking Water Disinfection, OPS, Bs. As., 25-27 de octubre de 1994
- 116) Rice Eugene W., «Problem Organisms in Water: Identification and Treatment, chapter 7, Crustacea», American Water Works Association, 1995.
- 117) Rice Eugene W., «Waterborne Pathogens, Section II: Introduction to Bacterial Pathogenic Agents, *Escherichia Coli*», cap. 8, pp 75-78, American Water Works Association, 1999

- 118) Rivera María, María A. de la Parte, Pilar Hurtado, Luis Magaldi y María Collazo, «Giardiasis intestinal. Mini Revisión», ISSN 0535-5133 versión impresa, Investigación Clínica v.43 n.2 Maracaibo, abril de 2002
- 119) Rodríguez Juan Carlos, Royo Gloria, «Cryptosporidium y criptosporidiosis», 7 pp, Servicio de Microbiología. Hospital General Universitario de Elche, Universidad Miguel Hernández. Elche (Alicante), 2002
- 120) Rojas Vargas Ricardo, «El control del cólera», Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), marzo 1991, <http://www.cepis.ops-oms.org/index.html>
- 121) Rojas, Ricardo. «Guía para la Vigilancia y Control de la Calidad del Agua para Consumo Humano», 336 pp, OPS/CEPIS/PUB/02.79, 2002.
- 122) Rose J.B., Darbin H., Gerba C.P., «Correlations of the protozoa, Cryptosporidium and Giardia, with water quality variables in a watershed», Proc. Internat. Conf. Water and Wastewater Microbial, Newport Beach, CA, Feb. 8-11, 1988f
- 123) Rose J.B., «Cryptosporidium in water: risk of protozoan waterborne transmission», Journal American Public Health Association, 1990
- 124) Sinclair Martha. «Disinfection Byproducts and Cancer Outcomes – A Summary of the Epidemiological Evidence», 41 pp, DBPs and Health Effects Symposium, Melbourne, Australia, oct 2001
- 125) Schaefer Frank W., Boutros Susan N., « Problem Organisms in Water: Identification and Treatment, chapter 11, Protozoa», American Water Works Association, 1995
- 126) Schaefer Frank W., «Waterborne Pathogens, Section III: Introduction to Parasitic Pathogenic Agents, Giardia Lamblia», cap. 29, pp 177-182, American Water Works Association, 1999
- 127) Snoeyink Vernon L., Kirisits Mary J., Pelekani Costas, «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water», Chapter thirteen: «Adsorption of Disinfection By-Products Precursors», pp 259-284, American Water Works Association, 1999
- 128) Soberón Gloria, «Pseudomona Aeruginosa», Microbios en Línea, Editores: Dra. Esperanza Martínez Romero y Julio César Martínez Romero, Instituto de Biotecnología, Universidad Nacional Autónoma de México, ISBN 968-36-8879-9, <http://biblioweb.dgsca.unam.mx/libros/microbios/Cap3>, 2001
- 129) Sobsey Mark, «Waterborne Pathogens, Section IV: Introduction to Viral Pathogenic Agents, Hepatitis A Virus», cap. 43, pp 241-246, American Water Works Association, 1999
- 130) Solsona Felipe, Méndez Juan Pablo, «Desinfección del agua», 211 pp, Organización Panamericana de la Salud (OPS) / Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (Cepis), División de Salud y Ambiente, 2002
- 131) Sterling Charles R., Marshall Marilyn M., «Waterborne Pathogens, Section III: Introduction to Parasitic Pathogenic Agents, Cryptosporidium Parvum», cap. 25, pp 159-162, American Water Works Association, 1999

- 132) Stevens Slocum C.J., Seeger D.R., Robeck G.G., «Chlorination of Organics in Drinking Water», 8 pp, Journal AWWA, Vol. 68, N° 11, Noviembre 1976
- 133) Stewart Mic, «Waterborne Pathogens, Section II: Introduction to Bacterial Pathogenic Agents, Acinetobacter», cap.4, pp 57-61, American Water Works Association, 1999
- 134) Symons James M., Krasner S.W., Simms L.A., Scilimenti M.J., «Measurement of THM and Precursor Concentrations Revisited: The Effect of Bromide ion», 12 pp, Journal AWWA, Vol. 85, N° 1, Enero 1993
- 135) Symons James M., «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water, Chapter one: «Disinfection By Products: a Historical Perspective» , 25 pp, American Water Works Association, 1999.
- 136) Tangermann R. H., Gordon S., Wisner P., Kreckman L., «An outbreak of cryptosporidiosis in a day-care center in Georgia», Am J Epidemiol 1991, vol 133, pp 471- 476, 1991
- 137) Tauxe Robert V., Nancy Hargrett-Bean, Charlotte M. Patton, Kaye Wachsmuth, «Campylobacter Isolates in the United States, 1982-1986», Enteric Diseases Branch and Statistical Services Activity Division of Bacterial Diseases Center for Infectious Diseases, Centers for Disease Control and Prevention, junio 1988
- 138) Toranzos Gary A. y Alan Toro, «Waterborne Pathogens, Section II: Introduction to Bacterial Pathogenic Agents, Vibrio Cholerae», cap. 19, pp 123-129, American Water Works Association, 1999
- 139) Trissl D., «Immunology of Entamoeba histolytica in human and animal host», Rev. Infect. Dis. 4, 1154-1184, 1982
- 140) University of Maryland Medicine, Centro de Información sobre seguridad infantil, www.umm.edu, 1999
- 141) Uribarren Berrueta, Teresa, «Criptosporidiosis», Departamento de Microbiología y Parasitología, Facultad de Medicina, UNAM, México DF 04510, MEXICO, 2002
- 142) Uribarren Berrueta, Teresa, «Giardiasis», Departamento de Microbiología y Parasitología, Facultad de Medicina, UNAM, México DF 04510, MEXICO, 2002
- 143) Usera Miguel A., «Escherichia coli O157 productor de verotoxina: un resumen práctico», 3 pp, Sección de Enterobacterias, Servicio de Bacteriología, Centro Nacional de Microbiología, Instituto de Salud Carlos III, Majadahonda, Madrid, 2000
- 144) Vanacova S, Liston DR, Jan Tachezy J and Johnson P.J.,»Molecular biology of the amitochondriate parasites, Giardia intestinalis, Entamoeba histolytica and Trichomonas vaginalis», International Journal for Parasitology 33, Issue 3: 235-255, Australian Society for Parasitology Inc. Published by Elsevier Science Ltd. Invited review , March 2003, doi:10.1016/S0020-7519(02)00267-9
- 145) White Clifford, «The Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants», Third Edition, 1308 pp, Van Nostrand Reinhold, 1992

- 146) World Health Organization «WHO Guidelines for Drinking Water Quality, Segunda edición, Volumen 1, Recomendaciones, 1995»
- 147) World Health Organization (WHO), «Rich-poor gap remains in death». Reuters News Service, May 11, 1998
- 148) World Health Organization (WHO), «The world health report 1996: Fighting disease, fostering development», Geneva, WHO, 143 pp, 1996
- 149) World Health Organization «WHO Guidelines for Drinking Water Quality, Third edition, 2003/2004», <http://www.who.int>
- 150) Xie F. Yuefeng, «Disinfection By Products in Drinking Water. Formation, Analysis and Control», 154 pp, Lewis Publishers, 2004
- 151) Zabaleta Jennifer Orme, Hauchman Fred S., Cox Michael W., «Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water», Chapter five: «Epidemiology and Toxicology of Disinfection By Products», pp 95-117, American Water Works Association, 1999
- 152) Zhong Haojiang, Xie Yuefeng F., «Using Biologically Active Carbon for HAAs removal: part I, Batch Study», 7 pp, Journal AWWA, Vol. 94, N°4, Abril 2002

ANEXO 1

NORMA DE CALIDAD DE AGUAS POTABLES DE LA ADMINISTRACIÓN DE LAS OBRAS SANITARIAS DEL ESTADO PARA SER APLICADAS EN TODOS SUS SERVICIOS

Esta Norma de Calidad de Aguas Potables ha sido elaborada de acuerdo con las «GUIAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA POTABLE» de la Organización Mundial de la Salud –Organización Panamericana de la Salud- 1984 – 1985, tomando también en consideración las conclusiones del Taller «Prestación de Nuevas Guías sobre la calidad del agua potable para comunidades en América Latina», llevado a cabo en el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria Ambiental de la Ciudad de Lima (Perú) entre los días 19 al 23 de agosto de 1985, y las posibilidades de nuestro país para la aplicación de las mismas.

1. DISPOSICIONES GENERALES

- 1.1 La responsabilidad de la Administración de las Obras Sanitarias del Estado, en lo que tiene relación con el cumplimiento de esta NORMA DE CALIDAD DE AGUAS POTABLES, queda limitada a las aguas provistas por el Organismo mientras circulen por las instalaciones y tuberías de su pertenencia.
- 1.2 Las autoridades técnicas responsables de los servicios de abastecimiento de agua potable están facultadas para resolver el apartamiento de la aplicación estricta de esta NORMA DE CALIDAD DE AGUAS POTABLES en casos especiales debidamente justificados.
- 1.3 Cuando una inspección técnico-sanitaria de O.S.E. compruebe que el agua de un servicio determinado pueda estar sujeta a contaminación como consecuencia de defectos o fallas evidentes en los sistemas de tratamiento y/o distribución la misma deberá ser clasificada NO ACEPTABLE, hasta tanto sean eliminados los defectos o fallas, previa comprobación mediante nueva inspección, sin tomar en cuenta los resultados de los análisis de contralor.
- 1.4 Cuando se lleva a cabo el contralor del tratamiento de potabilización, la extracción de muestras deberá ser realizada respetando los tiempos de retención a través de las distintas etapas del proceso y del sistema de distribución.

- 1.5 Cuando sea necesario tomar en consideración un parámetro especial no incluido en estas Normas, se utilizarán para su determinación y valoración las indicaciones incluidas en los volúmenes 1 y 2 de las «Guías para la Calidad del Agua Potable de la OPS-OMS1984-1985».

2. MUESTREOS

2.1 MUESTREOS PARA EXAMENS FISICO – QUIMICOS

2.1.1 Para efectuar el análisis físico – químico de rutina, se recogerán las muestras de agua en frascos de 1 litro, químicamente limpios, de vidrio de buena calidad, con tapón de vidrio o de material plástico adecuado, o en frascos de material plástico adecuado, de cierre hermético, enjuagados previamente tres veces con la misma agua a ser examinada.

2.1.2 Cuando las muestras sean extraídas para realizar determinaciones de parámetros especiales, se seguirán las técnicas de muestreo que correspondan para cada caso.

2.1.3 Frecuencia del muestreo. Un examen químico completo de todos los suministros públicos deberá realizarse en forma periódica cuando las circunstancias lo determinen.

Una vez al mes, como mínimo, se llevarán a cabo exámenes físico – químicos de rutina en los suministros que sirvan a poblaciones con más de 50.000 habitantes.

Dos veces al año, como mínimo, se procederá en la misma forma, cuando el número de habitantes de las poblaciones sea menor que esa cifra.

2.1.4 Diseño de un Programa de Muestreo. El programa de muestreo debe estar diseñado de tal forma que permita incluir tanto las variaciones aleatorias como las sistemáticas y garantice que las muestras tomadas sean representativas de la calidad del agua en todo el sistema de distribución. Se pueden clasificar las sustancias presentes en el agua en dos tipos principales:

Tipo I. Sustancias cuya concentración difícilmente varía durante la distribución, la cual depende de la composición propia del agua que entra al sistema de abastecimiento y no sufre ninguna alteración dentro del sistema de distribución, como, por ejemplo, arsénico, cloruros, cianuro, fluoruros, dureza, selenio, sodio, sulfatos y total de sólidos en solución.

Tipo II a. Sustancias cuya concentración depende de la composición del agua que entra al sistema de abastecimiento y que participan en reacciones dentro del sistema de distribución como, por ejemplo: aluminio, alcanos/alquenos, bencenos fenoles clorados, manganeso, hierro, pH y fenoles.

Tipo II b. Sustancias cuya principal fuente es el propio sistema de distribución, como, por ejemplo: benzo (a) pireno, cadmio, cromo, cobre, plomo, zinc y hierro.

2.2 MUESTREOS PARA EXAMENES BACTERIOLÓGICOS

2.2.1 Toma de muestras. Para efectuar análisis bacteriológicos de agua deberán utilizarse frascos de vidrio con tapón de vidrio, de metal o de otro material adecuado, atornillado o a presión, debiendo cubrirse dicho tapón y el cuello del frasco con un capuchón de papel o de hoja de aluminio o de estaño muy delgada, sometidos previamente a esterilización.

Si la muestra de agua a ser examinada contuviera o fuera probable que contuviera, cloro residual u ozono, es necesario agregar a los frascos de muestreo suficiente cantidad de tiosulfato de sodio considerándose que la adición de 0,1 ml. de una solución al 1,8% de dicho compuesto cristalizado por cada 100 ml. de capacidad es suficiente para neutralizar 5 mg./l de cloro residual, sin producir efecto importante sobre los coliformes fecales o no fecales que pudieran estar presentes en la muestra.

2.2.2 Frecuencia del muestreo. La contaminación de un sistema de distribución es cada vez más posible a medida que es mayor la extensión de la red de cañerías y el número de conexiones existentes. Se establecen las siguientes frecuencias mínimas de muestreo, con muestras tomadas a intervalos regulares a lo largo de cada mes:

Población abastecida	Cantidad mínima de muestreo
P o b l a c i ó n	
menos de 5.000	1 muestreo al mes
5.000 a 100.000	1 muestreo al mes por cada 5.000 personas
más de 100.000	1 muestreo al mes por cada 10.000 personas

Parte de las muestras deben obtenerse en puntos fijos y donde muestreos previos han revelado la existencia de problemas; otras muestras se toman al azar en el sistema de distribución, incluyendo hospitales, establecimientos de enseñanza, etc. Y en otros lugares donde haya posibilidades de contaminación a causa de conexiones cruzadas o retrosifonaje. Se incrementará el programa de muestreos en momentos de epidemias, inundaciones y operaciones de emergencia o después de interrupciones del servicio o trabajos de reparación.

2.2.3 Preservación y transporte de muestras. Es preciso conservar las muestras en un lugar oscuro y fresco de preferencia a una temperatura de 4° a 10° C, transportándolas al laboratorio donde serán examinadas tan pronto como sea posible, preferentemente dentro de las 24 horas después de la extracción.

3. TECNICAS PARA LA REALIZACIÓN DE LOS ANALISIS DE AGUA

- 3.1 Se utilizarán especialmente, en todo cuanto sea posible y conveniente, las técnicas que se recomiendan en las «Guías para la Calidad del Agua Potable», volúmenes 1 y 2 de OPS/OMS(1984 – 1985).
- 3.2 Se señala que para el contralor bacteriológico de rutina es mucho más conveniente examinar numerosas muestras por medio de técnicas simples que muestras ocasionales por medio de técnicas más complejas.
- 3.3 Como durante el tiempo de vigencia de estas Normas de Calidad podrían establecerse nuevos parámetros o crearse nuevas técnicas de análisis de agua, como consecuencia del progreso científico en esta materia, ellos podrán ser oficialmente adoptados previa Resolución de Directorio, complementaria o ampliatoria de estas Normas.

4. PARAMETROS BACTERIOLOGICOS

- 4.1 Un tratamiento eficiente, que culmine en la desinfección debe producir aguas sin bacterias coliformes, sin importar cuan contaminada haya estado el agua natural original. Cuando se desinfecta el agua, debe medirse con regularidad la concentración del desinfectante residual. Para que dicha desinfección sea eficaz, es importante que la turbiedad sea lo más baja posible, el pH inferior a 8,0 y el tiempo de contacto cuando se utiliza la cloración, debe sobrepasar los 30 minutos para luego obtener una concentración de cloro residual libre de 0,2 a 0,5 mg./l. Son convenientes concentraciones más elevadas de cloro residual libre cuando se trata de aguas provenientes de fuentes de abastecimiento no protegidas. Cuando el agua proviene de fuentes protegidas que se distribuye sin desinfección, ella debe ser de calidad similar a la del agua potable desinfectada. Cuando se trata de sistemas grandes de abastecimiento, no deben detectarse bacterias coliformes en el 95% del total de las muestras obtenidas en los procedimientos de rutina a lo largo de cualquier período de un año, siempre que se haya examinado un número suficiente de muestras. Este requisito no se aplica a los sistemas pequeños, pero, en el caso de resultados poco satisfactorios relacionados con la presencia de bacterias coliformes, debe considerarse también el aumento de las frecuencias de muestreo, posterior al tratamiento adecuado correctivo que se aplique.
- 4.2 Agua sometida a tratamiento que entra en el sistema de distribución.

Bacterias coliformes fecales	número por 100 ml..... 0
Bacterias coliformes	número por 100 ml..... 0

4.3	<u>Agua no sometida a tratamiento que entra en el sistema de distribución.</u>	
	Bacterias coliformes fecales	número por 100 ml 0
	Bacterias coliformes	número por 100 ml 0
		En el 95% de las muestras examinadas durante más de un año cuando se trata de grandes sistemas.
	Bacterias coliformes	número por 100 ml 3
		Ocasionalmente pero no en muestras sucesivas.
4.4	<u>Agua dentro del sistema de distribución</u>	
	Bacterias coliformes fecales	número por 100 ml 0
	Bacterias coliformes	número por 100 ml 0
		En el 90% de las muestras examinadas durante un año, cuando se trata de grandes sistemas.
	Bacterias coliformes	número por 100 ml 1 0
		No debiendo ocurrir en forma repetida.
4.5	<u>Agua no distribuida por tuberías</u>	
	Bacterias coliformes fecales	número por 100 ml 0
	Bacterias coliformes	número por 100 ml 1 0
		No debiendo ocurrir en forma repetida.
4.6	En ningún caso podrá aceptarse la presencia de <i>Pseudomonas aeruginosa</i> en muestras de agua destinadas al consumo humano y se llamara la atención sobre la presencia de otras especies del genero <i>Pseudomonas</i> .	
4.7	La clasificación de las muestras de agua sometidas al análisis bacteriológico se efectuará de la siguiente forma: A – Aquellas que cumplan con las condiciones indicadas en los numerales 4.2 al 4.6, inclusive, se clasificaran como ACEPTABLES. B – Aquellas que no cumplan con dichas condiciones serán clasificadas como NO ACEPTABLES, con excepción de las que pudieran estar incluidas en el Numeral 1.2 de Disposiciones Generales, en cuyo caso serían clasificadas como OBSERVADAS.	
4.8	El agua puede contaminarse en los sistemas de distribución a causa de conexiones cruzadas, retrosifonaje, fugas en las conexiones domiciliarias, depósitos y tanques domésticos de almacenamiento defectuoso, y/ o faltos de limpieza, tomas de agua deterioradas y reparación incorrecta de la fontanería doméstica. Idealmente, todas las muestras tomadas en el sistema de distribución	

deben estar libres de la presencia de gérmenes coliformes.

5. CALIDAD VIROLOGICA

- 5.1 Generalmente se admite que la vía primaria de exposición a los virus entéricos es por contacto directo con personas infectadas o por contacto con objetos fecalmente contaminados.

Sin embargo, como consecuencia de la capacidad de los virus para sobrevivir y su baja dosis infectante, pueden ocurrir infecciones por vías menos evidentes, incluida la ingestión de aguas contaminadas.

Brotos explosivos de hepatitis y gastroenteritis, resultantes de la contaminación por líquidos cloacales de suministros de agua, han sido documentados epidemiológicamente.

Por el contrario, la transmisión de bajos niveles de virus a través del agua potable todavía no ha sido demostrada.

Métodos para concentrar virus en muestras de agua se han desarrollado rápidamente durante los últimos años, pero su confiabilidad, límites de detección y precisión no están todavía bien establecidos. En general, hay muchas más bacterias fecales en un agua cloacal que virus. Esto determina la esperanza de que las bacterias indicadoras de la contaminación fecal pueden servir como indicadores de la posible presencia de virus en las aguas, en caso de estar aquellas presentes.

- 5.2 Actualmente se opina que se puede considerar que una fuente ha recibido un tratamiento adecuado, cuando el agua cumple con las siguientes condiciones:

- Presentar la más baja turbiedad posible;
- Estar desinfectada con cloro y tener por lo menos entre 0,2 y 0,5 mg/l. de cloro residual libre después de un período de contacto mínimo de 30 minutos, a un pH inferior a 8.0.

6. PARAMETROS BIOLÓGICOS

- 6.1 Protozoarios. El agua potable no debe contener ningún protozooario patógeno intestinal.

- 6.2 Los datos existentes acerca de la Entamoeba histolytica y de las especies de Giardia, indican que estos microorganismos son considerablemente más resistentes a la acción del cloro que las bacterias o los virus. Puesto que no se cuenta con un buen indicador sencillo de la presencia o ausencia de protozoarios patógenos es necesario utilizar fuentes de agua exentas en lo posible de contaminación fecal y asegurar el correcto funcionamiento de las distintas etapas de las plantas de potabilización.

- 6.3 Helminetos. El agua como vía de transmisión de los estadios infectantes de muchos nematelmintos y platelmintos, es relativamente poco importante; salvo en el caso del gusano de Guinea (Dracunculus medinensis)

y de los esquistosomas (*Schistosoma mansoni*) los cuales pueden constituir un peligro, principalmente en los sistemas que no distribuyen agua mediante tuberías.

La ingestión del agua tiene poca importancia en sí misma y en la mayoría de los casos, la infección se produce a través de otros tipos de contacto con el agua como, por ejemplo, los baños en zonas de recreación.

Por el momento, en el Uruguay

no existen estos problemas.

- 6.4 Organismos de vida libre. Los organismos de vida libre que pueden presentarse en un sistema de abastecimiento de agua incluyen hongos, algas, cladóceros, copépodos y macroinvertebrados, como nematodos, quironómidos y caracoles.

Estos organismos pueden tener importancia para la salud pública como portadores de gérmenes causantes de enfermedades o algunos como productores de toxinas. Algunas algas cianofitas liberan toxinas o su ingestión pueden causar efectos tóxicos. No son frecuentes los efectos negativos para la salud que resultan de beber agua contaminadas por esas algas.

Cuando se detecten problemas causados por algas cianofitas en depósitos, filtros o tanques es preciso tomar las medidas de prevención y lucha que corresponden. Los problemas más frecuentes causados por estos organismos son su interferencia con las operaciones de potabilización del agua y los efectos que provocan en relación con el sabor, olor, color y turbiedad del agua que se distribuye.

- 6.5 Muestreos. La concentración total y la composición por especies o géneros de las algas y otros microorganismos pueden variar considerablemente de un día a otro. Por consiguiente, es preciso determinar con frecuencia la biomasa y su composición por géneros y especies si se desea usar eficazmente la información para aplicar los tratamientos adecuados del agua para combatir sabores y olores desagradables y detectar concentraciones perjudiciales de microorganismos en el agua de distribución.

- 6.6 Biomasa. El tamaño, forma y volumen de las distintas algas varían considerablemente y los recuentos por sí solos no proporcionan un cálculo preciso de la biomasa que aporta cada especie. Se calcula la biomasa midiendo la superficie de la imagen, el volumen celular y el contenido de clorofila de las algas, por lo general.

7. PARAMETROS FISICO QUIMICOS

- 7.1 Componentes inorgánicos que influyen sobre la salud.

COMPONENTE	MAXIMA CONCENTRACIÓN en mg/l	
Arsénico	0.05	en As
Cadmio	0.005	en Cd
Cianuro	0.1	en CN
Cromo	0.05	en Cr}
Fluoruro	1.5	en F, de origen natural agregado deliberadamente, puede ser objeto de ajustes debido a condiciones o climas locales.
Nitratos	45	en NO ₃
Nitritos	1.5	en NO ₂
Plomo	0.05	en Pb
Selenio	0.01	en Se
Mercurio	0,001	en Hg

Las Guías para la Calidad del Agua Potable de la OMS – OPS (Vol. 1 – 1985 – texto en español) mencionan otros componentes inorgánicos como ser:

Amianto,
Bario,
Berilio,
Níquel,
Plata,
Etc.

sin establecer límites de máximas concentraciones por diferentes razones: por la no comprobación definitiva de su influencia sobre la salud, por problemas técnicos de análisis y otras.

7.2 Componentes orgánicos que afectan la salud.

COMPONENTE en microgramos/l	MAXIMA CONCENTRACIÓN	
Aldrín y Dieldrín	0.03	
Clordano	0.3	
Cloroformo	30	(valor provisional)
2, 4 – D	100	(valor provisional)
D.D.T. y formas isométricas	1	
Gamma – HCH (Lindano)	3	
Metoxicloro	30	

Penta-Clorofenol	10	
Tetracloruro de Carbono	3	(valor provisional)

Las concentraciones señaladas como valores provisionales fueron calculadas por la OMS a partir de un modelo matemático hipotético conservador que no se puede verificar con experimentos. Las incertidumbres implícitas pueden llegar a dos órdenes de magnitud (es decir, de 0.1 a 10 veces la cifra señalada).

Las Guías para la Calidad del Agua Potable de la OMS incluyen otros compuestos orgánicos destinados a prevenir, aún de modo exagerado, los riesgos, señalando que no existen pruebas suficientes ni seguridad en su interpretación. También indica la OMS que quizás no sea necesario ni viable en todas las comunidades asegurarse de que el agua potable se ciña estrictamente a las recomendaciones que se indican.

La influencia más importante sobre la calidad del agua potable que ejercen algunos de los compuestos orgánicos considerados se relaciona con aspectos organolépticos y de apariencia, más que con efectos sobre la salud. Esas sustancias pueden hacer que el agua pierda por completo su potabilidad por sabor y olor desagradable aunque existan en ella concentraciones muy inferiores a las que preocupan por razones de salud.

7.3 La clasificación de las muestras sometidas al análisis físico – químico será efectuada de la siguiente manera:

A – Aquellas que cumplan con las condiciones indicadas en los numerales 7.1 y 7.2 se clasificarán como ACEPTABLES.

B – Aquellas que no cumplan con dichas condiciones, serán clasificadas como NO ACEPTABLES, con excepción de las que pudieran estar incluidas en el numeral 1.2 de Disposiciones Generales, en cuyo caso serían clasificadas como OBSERVADAS.

8. CALIDAD ORGANOLEPTICA

8.1 La valoración de las características del agua basada en una evaluación sensorial es a menudo subjetiva. En el caso de los contaminantes que afectan la salud, lo que es nocivo para uno es nocivo para todos, mientras que las características organolépticas están subordinadas a consideraciones personales.

Por consiguiente, al establecer cualquier restricción se debe tomar en cuenta las posibilidades de ponerla en práctica en el marco de las limitaciones ambientales y socio-económicas que enfrenta el país.

8.2 Límites para componentes químicos y características físicas que pueden afectar la calidad organoléptica del agua potable.

Componente o característica	Límite
Aluminio	0.5 mg./l en Al
Cloruros	300 mg./l en Cl
Cobre	1.5 mg/l en Cu
Color	20 unidades en color verdadero.
Dureza Total	500 mg./l en Ca CO ₃
Hierro	0.3 mg./l en Fe
Manganeso	0.1 mg./l en Ma
pH	de 6.0 a 9.0
Sabor y olor	no desagradable para la mayoría de los consumidores
Sodio	200 mg./l en Na
Sulfatos	400 mg./l en SO ₄
Total de sólidos disueltos	1.000 mg./l
Turbiedad	5 unidades nefelométricas de turbiedad
Zinc	5.0 mg./l en Zn

- 8.2 La clasificación de las muestras de agua potable de acuerdo con su calidad organoléptica se efectuará de la siguiente manera:
- A – Aquellas que cumplan con las condiciones indicadas en el numeral 8.2 se clasificarán como ACEPTABLES.
- B – Aquellas que no cumplan con dichas condiciones se clasificarán como NO ACEPTABLES, con excepción de las que pudieran estar incluidas en el numeral 1.2 de Disposiciones Generales en cuyo caso serían clasificadas como OBSERVADAS.

9. PARAMETROS RADIOLOGICOS

- 9.1 Los valores relacionados con la radiactividad del agua potable que recomendó la OMS en 1970 y 1971 se basaban en los datos proporcionados por la Comisión Internacional de Protección Radiológica (C.I.P.R.) para el período comprendido entre 1959 y 1966, inclusive. No obstante, desde entonces se ha recibido nueva información que se ha tomado en cuenta.
- 9.2 Los límites que se señalan, se basan en una supuesta ingesta diaria de dos litros de agua, de acuerdo con el metabolismo de un adulto.
- 9.3 Se adoptan los siguientes límites:

	Becquerel/litro
Radiactividad alfa global	0,1
Radiactividad beta global	1

Estos valores se establecen aceptando que sólo los radio-nucleídos más tóxicos que podrían encontrarse en cantidades más considerables son el 90 Sr y/o el 226 Ra y son los que contribuirán principalmente a la radiactividad global del agua potable.

- 9.4 Los métodos para el análisis de la radiactividad alfa y beta global deben seleccionarse en función de las condiciones locales y con intervención de la autoridades competentes en la materia.

10. REFERENCIAS

1. Organización Panamericana de la Salud. Guías para la Calidad de Agua Potable. Vol. 1. Recomendaciones. Publicación Científica N° 481. OPS/OMS. Washington D.C., 1985.
2. World Health Organization. Guideline for Drinking-Water Quality. Vol 2. Health Criteria and Other Supporting Information. W.H.O. Geneva, 1984.
3. World Health Organization. Guideline for Drinking-Water Quality. Vol. 3. Drinking-Water Quality Control in Small Community Supplies. W.H.O. Geneva, 1985.
4. American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th. Ed. Washington D.C. APHA, 1985.
5. World Health Organization. International Standards for Drinking Water. 3rd – edition W.H.O. Geneva, 1971.
6. Norma de Calidad de Aguas Potables para ser aplicada en todos los Servicios de la Administración. R/D N° 1153/76 de 12/V/1976. Impreso en O.S.E. Montevideo, 1976.
7. Norma de Calidad de Aguas Potables para ser aplicada en todos los Servicios de la Administración. R/D de 13/XII/66. Impreso en O.S.E. Montevideo, 1966.
8. Norma de Calidad de Aguas Potables para ser aplicada en todos los Servicios de la Administración. R/D de 10/V/55. Impreso en O.S.E. Montevideo, 1955.

Montevideo, mayo de 1986.

Montevideo, 29 de mayo de 1986

R/D N° 1185/86

—VISTO: el informe de la Comisión especial designada por R/D N° 2571/85 del 2/X/85 con el cometido de proceder a la revisión y actualización de las Normas de Calidad de Aguas Potables, por las cuales se rige el Organismo.-

—CONSIDERANDO I: que esta Norma de Calidad de Aguas Potables ha sido elaborada de acuerdo con las Guías para la Calidad del Agua Potable de la Organización Mundial de la Salud, Organización Panamericana de la Salud, 1984-1985.-

—CONSIDERANDO II: que se han estudiado las conclusiones del Taller Presentación de Nuevas Guías sobre la Calidad del Agua Potable para Comunidades en América Latina, llevado a cabo en el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Ciudad de Lima, así como las posibilidades de nuestro País para la aplicación de las mismas.-

—————EL DIRECTORIO DE LA ADMINISTRACIÓN DE LAS OBRAS SANITARIAS DEL ESTADO;—————

—————R E S U E L V E:—————

—1°) APROBAR el informe elevado por la Comisión designada por R/D N° 2571/85 del 2/X/85 así como la Norma de Calidad de Aguas Potables que eleva adjunto.-

—2°) DISPONER que la Oficina de Relaciones Públicas confeccione un digesto para ser difundido en todo el Organismo.-

—3°) DEROGAR la R/D N° 1153/76 del 12/V/76.-

—4°) COMUNIQUESE a la Gerencia General y a los Departamentos de Funcionamiento del Interior, de Montevideo, Técnico y de la Administración de Personal. Cumplido, previa intervención de la Oficina de Relaciones Públicas, vuelva a la Secretaría General.-

—POR EL DIRECTORIO

Ing. JORGE CARLOS CAVIGLIA
Presidente

JORGE M. CARLOTTA BOSCH
Secretario del Directorio