

# CAPÍTULO X. DESINFECCIÓN

## ÍNDICE

---

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1. OBJETIVOS</b> .....	<b>1</b>
<b>1.2. CONTAMINANTES MICROBIOLÓGICOS DEL AGUA</b> .....	<b>2</b>
<b>1.3. UTILIZACIÓN DE LA DESINFECCIÓN</b> .....	<b>3</b>
<b>1.4. CONDICIONES QUE DEBE REUNIR UN DESINFECTANTE PARA EL AGUA</b> .....	<b>4</b>
<b>1.5. TIPOS DE DESINFECTANTES</b> .....	<b>4</b>
<b>1.5.1. Agentes Físicos</b> .....	<b>5</b>
<b>1.5.1.1. Calor</b> .....	<b>5</b>
<b>1.5.1.2. Radiación</b> .....	<b>5</b>
<b>1.5.2. Agentes Químicos</b> .....	<b>5</b>
<b>1.5.2.1. Oxidantes Químicos</b> .....	<b>5</b>
<b>1.5.2.2. Iones Metálicos</b> .....	<b>7</b>
<b>1.6. ACCIÓN DE LOS DESINFECTANTES</b> .....	<b>7</b>
<b>1.7. EFICIENCIA DE LOS DESINFECTANTES</b> .....	<b>9</b>
<b>1.8. CINÉTICA DE LA DESINFECCIÓN</b> .....	<b>11</b>
<b>1.9. DESINFECTANTE RESIDUAL</b> .....	<b>21</b>
<b>2. DESINFECCIÓN CON CLORO</b> .....	<b>22</b>
<b>2.1. OBJETIVOS DE LA CLORACIÓN</b> .....	<b>22</b>
<b>2.2. COMPUESTOS EMPLEADOS EN LA CLORACIÓN</b> .....	<b>22</b>
<b>2.2.1. Cloro Elemental</b> .....	<b>22</b>
<b>2.2.1.1. Propiedades Físicas</b> .....	<b>22</b>
<b>2.2.1.2. Propiedades Químicas</b> .....	<b>23</b>
<b>2.2.1.3. Efectos Sobre la Salud</b> .....	<b>23</b>
<b>2.2.2. Hipocloritos</b> .....	<b>24</b>
<b>2.2.2.1. Hipoclorito de Calcio</b> .....	<b>24</b>
<b>2.2.2.2. Hipoclorito de Sodio</b> .....	<b>25</b>

2.2.3. Cal Clorada .....	26
2.2.4. Cloraminas .....	26
2.2.5. Dióxido de Cloro .....	26
<b>2.3. QUÍMICA DE LA CLORACIÓN.....</b>	<b>27</b>
2.3.1. Hidrólisis.....	27
2.3.1.1. Cloro Gaseoso.....	27
2.3.1.2. Hipocloritos .....	29
2.3.2. Reacciones con el Amoníaco .....	29
2.3.3. Características de las Formas de Cloro .....	34
2.3.4. Reacciones con Compuestos Inorgánicos .....	35
2.3.4.1. Reacción con la Alcalinidad .....	36
2.3.4.2. Reacción con los Compuestos Inorgánicos Reductores .....	36
2.3.4.3. Reacción con el Cianuro.....	38
2.3.4.4. Reacción con el Bromuro .....	38
2.3.5. Reacciones con Compuestos Orgánicos.....	38
2.3.5.1. Subproductos de la Cloración .....	40
2.3.5.2. Subproductos de la Cloraminación .....	45
<b>2.4. DEMANDA DE CLORO .....</b>	<b>46</b>
<b>2.5. CLORO ACTIVO DE LOS COMPUESTOS DE CLORO.....</b>	<b>47</b>
<b>2.6. EFICACIA DEL CLORO COMO DESINFECTANTE DEL AGUA .....</b>	<b>49</b>
2.6.1. Modo de Acción .....	49
2.6.2. Eficiencia Desinfectante del Cloro en Relación con los Microorganismos Patógenos .....	52
<b>2.7. PRÁCTICAS DE DESINFECCIÓN.....</b>	<b>57</b>
2.7.1. Cloración a Residual Combinado .....	57
2.7.2. Cloración a Residual Libre .....	59
2.7.3. Puntos de Aplicación .....	62
2.7.3.1. Cloración Simple .....	63
2.7.3.2. Pre-Cloración.....	63
2.7.3.3. Post-Cloración o Cloración Final.....	64
2.7.3.4. Recloración.....	64
2.7.3.5. Decloración.....	65
<b>2.8. DESINFECCIÓN DE INSTALACIONES .....</b>	<b>67</b>
2.8.1. Cañerías de Distribución .....	68
2.8.2. Desinfección de Unidades de Almacenamiento de Agua (Tanques, Reservas, Cisternas, Reservorios) .....	74
2.8.3. Desinfección de Pozos.....	77
2.8.4. Desinfección de Plantas de Tratamiento .....	81
2.8.5. Tratamiento y Disposición Final del Agua con Elevadas Concentraciones de Cloro Libre Residual .....	82
<b>2.9. ESTACIONES DE CLORACIÓN .....</b>	<b>83</b>
2.9.1. Almacenamiento .....	83
2.9.1.1. Uso de Cloro Gaseoso.....	83
2.9.1.2. Uso de Compuesto de Cloro .....	87
2.9.2. Sala de Cloración.....	88
2.9.2.1. Uso de Cloro Gaseoso.....	88
2.9.2.2. Uso de Compuestos de Cloro .....	100

2.9.2.3. Difusores .....	106
2.9.2.4. Control de la Dosificación del Cloro .....	108
2.9.3. Cámara de Contacto .....	109
2.9.4. La Seguridad en las Estaciones de Cloración .....	112
2.9.4.1. Elementos de Protección Personal .....	113
2.9.4.2. Sistemas Para Detección de Fugas.....	114
2.9.4.3. Equipos de Reparación de Fugas .....	115
2.9.4.4. Sistemas Para el Tratamiento del Cloro Liberado al Aire o Derramado .....	115
2.9.5. Ejemplo de Diseño de Una Estación de Cloración .....	118
<b>3. OTROS DESINFECTANTES.....</b>	<b>122</b>
<b>3.1. DESINFECCIÓN CON DIÓXIDO DE CLORO .....</b>	<b>122</b>
3.1.1. Aspectos Generales.....	122
3.1.2. Características del Dióxido de Cloro .....	124
3.1.3. Acción Desinfectante del Dióxido de Cloro .....	125
3.1.4. Efectos Sobre la Salud .....	126
3.1.5. Reacciones Químicas .....	126
3.1.6. Aplicaciones del Dióxido de Cloro en el Tratamiento de Agua.....	128
3.1.6.1. Desinfección – Dióxido de Cloro Residual .....	128
3.1.6.2. Otros Usos del Dióxido de Cloro.....	129
3.1.7. Eficiencia del Dióxido de Cloro .....	131
3.1.8. Subproductos del Dióxido de Cloro.....	135
3.1.9. Sistemas de Generación del Dióxido de Cloro .....	137
3.1.9.1. Aspectos Generales .....	137
3.1.9.2. Rendimiento de los Generadores.....	137
3.1.9.3. Pureza .....	138
3.1.9.4. Reacciones Químicas que Describen la Generación de Dióxido de Cloro.....	139
3.1.9.5. Métodos de Generación .....	142
3.1.9.6. Materiales Para la Construcción de los Generadores .....	160
3.1.10. Puntos de Aplicación.....	160
3.1.11. Aspectos de Higiene y Seguridad .....	162
3.1.12. Capacitación .....	162
3.1.13. Ventajas y Desventajas .....	163
3.1.13.1. Ventajas .....	163
3.1.13.2. Desventajas .....	163
3.1.14. Factibilidad del Uso del Dióxido de Cloro Para la Desinfección de Agua en Argentina.....	165
<b>3.2. DESINFECCIÓN CON OZONO .....</b>	<b>165</b>
3.2.1. Aspectos Generales.....	165
3.2.2. Evolución de la Ozonación en la Potabilización del Agua.....	166
3.2.3. Características del Ozono .....	168
3.2.4. Acción Desinfectante del Ozono .....	170
3.2.5. Efectos Sobre la Salud .....	170
3.2.6. Usos Más Importantes del Ozono en la Potabilización del Agua .....	171
3.2.7. Química del Ozono en el Agua .....	172
3.2.8. Eficiencia del Ozono .....	174
3.2.9. Subproductos de la Ozonación .....	176
3.2.10. Prácticas de Ozonación.....	179
3.2.10.1. Pre-ozonación .....	180
3.2.10.2. Ozonación Intermedia.....	181

3.2.10.3. Post-desinfección Con Ozono.....	181
3.2.11. Estación de Ozonación .....	181
3.2.11.1. Componentes Básicos .....	181
3.2.11.2. Preparación del Gas .....	182
3.2.11.3. Generadores de Ozono .....	183
3.2.11.4. Fuentes de Energía Eléctrica.....	185
3.2.11.5. Contactores.....	185
3.2.11.6. Destrucción del Exceso de Ozono .....	187
3.2.11.7. Materiales a Utilizar en la Construcción de Equipos para Ozono .....	188
3.2.11.8. Seguridad .....	188
3.2.12. Factibilidad del Uso de Ozono Para la Desinfección de Agua en Argentina .....	189
<b>3.3. DESINFECCIÓN CON RADIACIÓN ULTRAVIOLETA.....</b>	<b>189</b>
3.3.1. Evolución de la Desinfección con Luz UV .....	189
3.3.2. Características de la Radiación UV .....	190
3.3.3. Acción Desinfectante .....	191
3.3.4. Interferencias Con la Acción Desinfectante de la Radiación UV.....	191
3.3.5. Efectos Sobre la Salud.....	193
3.3.6. Reacciones Químicas de la Radiación UV en el Agua.....	194
3.3.7. Eficiencia de la Radiación UV.....	194
3.3.7.1. Grado de Inactivación .....	194
3.3.7.2. Eficiencia Como Desinfectante .....	195
3.3.7.3. Dosis vs. Destrucción de Microorganismos.....	197
3.3.8. Métodos Para Determinar la Dosificación.....	198
3.3.8.1. Actinometría Química .....	199
3.3.8.2. Estimación de la Dosis Entregada por Medio de Bioensayos.....	199
3.3.8.3. Método de la Suma de Fuentes Puntuales.....	200
3.3.9. Subproductos de la Desinfección.....	200
3.3.10. Diseño de Sistemas de Desinfección por Luz Ultravioleta .....	201
3.3.10.1. Equipos .....	201
3.3.10.2. Requisitos de Energía .....	204
3.3.10.3. Requisitos de Instalación.....	204
3.3.10.4. Seguridad .....	205
3.3.10.5. Operación y Mantenimiento.....	205
3.3.11. Ventajas y Desventajas .....	206
3.3.12. Factibilidad de Uso de la Radiación Ultravioleta Para la Desinfección de Agua en Argentina .....	208
<b>4. MANTENIMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA POTABLE EN EL SISTEMA DE DISTRIBUCION .....</b>	<b>209</b>
<b>4.1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>209</b>
<b>4.2. DETERIORO DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LOS SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN .....</b>	<b>210</b>
<b>4.3. CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA DE LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN .....</b>	<b>211</b>
<b>4.4. FACTORES QUE AFECTAN EL CRECIMIENTO DE LOS MICROORGANISMOS EN LOS SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN.....</b>	<b>211</b>
<b>4.5. MÉTODOS PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN .....</b>	<b>214</b>
<b>4.6. MÉTODOS PARA EL CONTROL DEL RECRECIMIENTO DE COLIFORMES EN LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN.....</b>	<b>215</b>

<b>4.7. RAZONES PARA EL MANTENIMIENTO DE UN RESIDUAL EN LOS SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN .....</b>	<b>217</b>
<b>4.8. SELECCIÓN DEL DESINFECTANTE .....</b>	<b>219</b>
<b>5. SELECCIÓN DEL SISTEMA DE DESINFECCION .....</b>	<b>221</b>
<b>5.1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>221</b>
<b>5.2. ASPECTOS A CONSIDERAR PARA LA SELECCIÓN DEL SISTEMA .....</b>	<b>222</b>
<b>5.2.1. Técnicos .....</b>	<b>222</b>
<b>5.2.2. Económicos .....</b>	<b>223</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>228</b>

## LISTA DE ILUSTRACIONES

### TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Reducción de microorganismos patógenos en distintos procesos de tratamiento .....	<b>1</b>
<b>Tabla 2.</b> Reducción acumulada de Coliformes fecales en una planta potabilizadora convencional de filtración rápida (Fuente: Geldreich y Craun, 1996).....	<b>2</b>
<b>Tabla 3.</b> Potencial de oxidación y poder relativo de oxidación de las especies de oxidantes fuertes con referencia al Cloro=1,00 (Fuente: Witt y Reiff, 1996) .....	<b>6</b>
<b>Tabla 4.</b> Rango de los valores C.t para la inactivación de varios microorganismos con distintos desinfectantes (Clarck y as. 1993).....	<b>19</b>
<b>Tabla 5.</b> Valores umbrales de olor y sabor de las cloraminas.....	<b>35</b>
<b>Tabla 6.</b> Requerimiento estequiométrico de cloro y consumo de alcalinidad por los compuestos inorgánicos.....	<b>37</b>
<b>Tabla 7.</b> Subproductos halogenados de la cloración .....	<b>40</b>
<b>Tabla 8.</b> Porcentaje de cloro activo en compuestos derivados del cloro .....	<b>49</b>
<b>Tabla 9.</b> Eficiencia desinfectante relativa de las distintas especies de cloro residual .....	<b>50</b>
<b>Tabla 10.</b> Concentraciones mínimas recomendadas de cloro residual libre vs. cloro residual combinado para garantizar una efectiva desinfección .....	<b>52</b>
<b>Tabla 11.</b> Tratamientos recomendados para diferentes fuentes a fin de producir agua con riesgo viral insignificante <sup>a</sup> .....	<b>55</b>
<b>Tabla 12.</b> Rangos del valor C.t para inactivar el 99% de diversos microorganismos mediante la desinfección a 5°C. (Fuente: Reiff y Witt, 1995).....	<b>56</b>
<b>Tabla 13.</b> Dosis de cloro teórica necesarias para las reacciones entre el cloro y el nitrógeno amoniacal (Fuente: AWWA, 1998) .....	<b>61</b>
<b>Tabla 14.</b> Anhídrido sulfuroso y otros compuestos para declorar .....	<b>66</b>
<b>Tabla 15.</b> Cantidad de cloro necesaria para generar una concentración de 25 mg/l en 30,5 metros de cañería de distintos diámetros (Fuente: Norma ANSI/AWWA C651-92) .....	<b>69</b>
<b>Tabla 16.</b> Cantidad de pastillas de hipoclorito de calcio de 5 g, a colocar para lograr una dosis de 25 mg/l. (Fuente: Norma ANSI/AWWA C651-92).....	<b>71</b>
<b>Tabla 17.</b> Cantidad de hipoclorito de calcio a colocar en el comienzo de la cañería y cada 150 metros. (Fuente: Norma ANSI/AWWA C651-92).....	<b>71</b>
<b>Tabla 18.</b> Cantidad de desinfectantes necesarias para obtener distintas concentraciones de cloro en 378,5 m <sup>3</sup> de agua (Fuente: Norma ANSI-AWWA C652-92) .....	<b>76</b>
<b>Tabla 19.</b> Cantidad de desinfectantes necesarias para obtener una concentración de cloro 200 mg/l en distintos volúmenes de agua (Fuente: Norma ANSI-AWWA C652-92) .....	<b>77</b>
<b>Tabla 20.</b> Cantidad de desinfectante necesaria para que una columna de agua de 30,5 metros tenga una concentración de 50 mg/l de cloro residual (Fuente: Norma ANSI-AWWA C654-97) .....	<b>80</b>
<b>Tabla 21.</b> Cantidad de compuestos químicos necesarios para neutralizar concentraciones de cloro residual variables en 378,5 m <sup>3</sup> de agua (Fuente: Norma ANSI-AWWA C651-92).....	<b>83</b>
<b>Tabla 22.</b> Características de los cilindros de cloro .....	<b>83</b>
<b>Tabla 23.</b> Clasificación de aparatos cloradores .....	<b>91</b>
<b>Tabla 24.</b> Valores de T <sub>10</sub> /T en función de las características de las cámaras de contacto (Fuente: AWWA, 1998) .....	<b>111</b>
<b>Tabla 25.</b> Soluciones alcalinas para neutralizar pérdidas de cloro .....	<b>116</b>
<b>Tabla 26.</b> Predicción de la vida media del ion clorito y tiempos de remoción utilizando ion sulfito (Fuente: White, 1998) .....	<b>136</b>
<b>Tabla 27.</b> Principales uso del ozono en la potabilización del agua .....	<b>172</b>
<b>Tabla 28.</b> Valores C.t para 99,99% de inactivación (3 unidades logarítmicas) de quistes de <i>Giardia</i> (mg.min/l) <sup>1</sup> (Fuente: Rice, 1993).....	<b>174</b>
<b>Tabla 29.</b> Valores C.t para inactivación de quistes de <i>Giardia</i> con ozono (Fuente: Rice, 1993).....	<b>175</b>
<b>Tabla 30.</b> Valores C.t (mg.min/l) para inactivación de virus a pH 6 a 9 (Fuente: Rice, 1993) .....	<b>175</b>
<b>Tabla 31.</b> Principales subproductos de la ozonación .....	<b>179</b>

<b>Tabla 32.</b> Principales ejemplos de aplicación de ozono en la etapa de pre-ozonación. (Fuente: Paillard y asociados, 1993) .....	<b>180</b>
<b>Tabla 33.</b> Ejemplos de aplicación de ozonación intermedia en Francia (Fuente Paillard y asociados, 1993).....	<b>181</b>
<b>Tabla 34.</b> Selección de contactores (Fuente: AWWA, 1998) .....	<b>186</b>
<b>Tabla 35.</b> Calidad del agua y mediciones de radiación UV asociadas .....	<b>192</b>
<b>Tabla 36.</b> Tiempo de contacto para el 99,9% de destrucción de microorganismos ( $I = \text{constante}$ )...	<b>195</b>
<b>Tabla 37.</b> Dosis de energía ultravioleta (254 nm) (microvatios-segundo/cm <sup>2</sup> ) notificada necesaria para inactivar diversos organismos (Fuente: Reiff y Witt, 1995).....	<b>198</b>
<b>Tabla 38.</b> Desinfectantes más utilizados para producir un residual (Fuente: Trussell, 1999).....	<b>219</b>
<b>Tabla 39.</b> Características de los desinfectantes y sistemas de desinfección .....	<b>226</b>

## FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Efecto de la concentración de quistes de <i>E. histolytica</i> sobre los tiempos de contacto necesarios para lograr su destrucción total (a 45°C) (Fuente: Witt y Reiff, 1996) .....	10
<b>Figura 2.</b> Desinfección de esporas de anthrax con 5% de fenol .....	12
<b>Figura 3.</b> Supervivencia de <i>E. Coli</i> en agua pura para un pH 8,5 y una temperatura de 2-5°C .....	14
<b>Figura 4.</b> Ley de Chick y sus desviaciones (Fuente: Haas Charles, 1990) .....	15
<b>Figura 5.</b> Relación concentración-tiempo para 99% de inactivación para distintos microorganismos (Fuente: Haas, Charles, 1990).....	16
<b>Figura 6.</b> Efecto del valor de n sobre los valores de C.t a diferentes concentraciones de desinfectante (Fuente: Witt y Reiff, 1996).....	18
<b>Figura 7.</b> Tiempo requeridos para inactivar diversos microorganismos con cloro libre a 20°C – 29°C (Fuente: Bauman y Ludwig, 1962).....	19
<b>Figura 8.</b> Efecto de la temperatura sobre la inactivación de quistes de <i>Giardia muris</i> con ozono (Fuente: Witt y Reiff, 1996).....	20
<b>Figura 9.</b> Efecto del pH sobre la inactivación de quistes de <i>Giardia muris</i> con ozono a 25°C (Fuente: Witt y Reiff, 1996).....	20
<b>Figura 10.</b> Disociación del ácido hipocloroso en función del pH y de la temperatura .....	28
<b>Figura 11.</b> Curva del punto de quiebre teórica.....	31
<b>Figura 12.</b> Distribución de monoclaramina y dicloramina en agua en función del pH, a 25 °C, relación cloro a amoníaco 5:1 en peso (Fuente: Lambusch, 1975) .....	32
<b>Figura 13.</b> Relación entre nitrógeno de amoníaco, nitrógeno orgánico y cloro (Fuente: Reiff y Witt, 1995) .....	33
<b>Figura 14.</b> Variación de los potenciales redox de soluciones que contienen distintos compuestos de cloro (Fuente: Laubusch, 1975) .....	34
<b>Figura 15.</b> Correlación entre la concentración instantánea de Trihalometanos y Compuestos orgánicos halogenados en agua potable (Fuente: Singer y Chang, 1989).....	42
<b>Figura 16.</b> Efecto del pH en la distribución de Compuestos orgánicos halogenados totales, cloroformo y ácido tricloroacético en soluciones de ácido fúlvico cloradas (Fuente: Singer, 1993) .....	43
<b>Figura 17.</b> Demanda de cloro en función del tiempo de contacto. (Fuente: White, 1999) .....	47
<b>Figura 18.</b> Eficiencia desinfectante del ácido hipocloroso, ion hipoclorito, y monoclaramina .....	51
<b>Figura 19.</b> Concentraciones de cloro residual y tiempos de contacto necesarios para eliminar poliovirus 1 y virus Cocksackie A2 & A9 a temperaturas superiores a 4°C y pH inferiores a 8,0 (Fuente: Reiff y Witt, 1995) .....	54
<b>Figura 20.</b> Curva representativa de la cloración a punto de quiebre (N = 1 mg/l) .....	60
<b>Figura 21.</b> Conexión provisoria para lavado/ensayo de cañerías. (Fuente: Norma ANSI/AWWA C651-92) .....	69
<b>Figura 22.</b> Sistema de extracción de muestra y purga de cañería recomendado para cañerías de diámetro $\leq 200$ mm (Fuente: Norma ANSI/AWWA C651-92) .....	72
<b>Figura 23.</b> Sistema para clorar un relleno de grava (Fuente: Norma ANSI-AWWA C654-97) .....	79
<b>Figura 24.</b> Circulación de agua clorada dentro del caño camisa del pozo (Fuente: Norma ANSI-AWWA C654-97).....	81
<b>Figura 25.</b> Cilindro de 50-70 Kg y válvula de salida con fusible .....	84
<b>Figura 26.</b> Sistema para trasladar cilindros de 1 tonelada.....	85
<b>Figura 27.</b> Forma más apropiada para conectar los cilindros.....	85
<b>Figura 28.</b> Instalación típica para sistemas de poca capacidad .....	89
<b>Figura 29.</b> Instalación típica para sistemas de gran capacidad .....	90
<b>Figura 30.</b> Esquema de un clorador de alimentación al vacío .....	92
<b>Figura 31.</b> Clorador de alimentación al vacío con eyector.....	92
<b>Figura 32.</b> Dispositivos de regulación del flujo.....	93
<b>Figura 33.</b> Abastecimiento de agua requerido por los cloradores de vacío para mantener una solución de la concentración de 3500 mg/l.....	94
<b>Figura 34.</b> Una instalación de clorador con bomba de turbina y paso directo para regulación de presión .....	95
<b>Figura 35.</b> Esquema de un clorador de alimentación directa a presión.....	96
<b>Figura 36.</b> Clorador de alimentación directa de montaje directo sobre un cilindro.....	96

<b>Figura 37.</b> Esquema de instalación de un clorador .....	<b>97</b>
<b>Figura 38.</b> Esquema de un sistema conexión para varios cilindros .....	<b>98</b>
<b>Figura 39.</b> Esquema de instalación de un evaporador .....	<b>99</b>
<b>Figura 40.</b> Esquema de un cambiador automático de cilindros .....	<b>100</b>
<b>Figura 41.</b> Esquema de la operación de una bomba de diafragma .....	<b>101</b>
<b>Figura 42.</b> Esquema de una bomba de diafragma con ajuste de la biela .....	<b>102</b>
<b>Figura 43.</b> Hipoclorador de diafragma de desplazamiento positivo alimentando una tubería a presión .....	<b>104</b>
<b>Figura 44.</b> Esquema de instalación de un hipoclorador tipo Venturi .....	<b>104</b>
<b>Figura 45.</b> Esquema de instalación de un hipoclorador tipo Venturi colocado directamente sobre una cañería.....	<b>104</b>
<b>Figura 46.</b> Difusores .....	<b>106</b>
<b>Figura 47.</b> Difusor de cloro para canal abierto .....	<b>107</b>
<b>Figura 48.</b> Instalación de un difusor de cloro en un resalto hidráulico .....	<b>107</b>
<b>Figura 49.</b> Esquema de una cámara de contacto.....	<b>110</b>
<b>Figura 50.</b> Distribución del flujo en el interior de la cisterna.....	<b>112</b>
<b>Figura 51.</b> Esquema de sistema de lavado de gases.....	<b>118</b>
<b>Figura 52.</b> Eficiencia desinfectante relativa del cloro y dióxido de cloro. (Dosis en mg/l vs. tiempo requerido para más del 99% de destrucción de E. coli a los pH indicados) (Fuente: White, 1998) .....	<b>132</b>
<b>Figura 53.</b> Eficiencia desinfectante del cloro y del dióxido de cloro en función de la sobrevivencia de coliformes en un efluente secundario no nitrificado (Fuente: White, 1998).....	<b>133</b>
<b>Figura 54.</b> Eficiencia virucida del dióxido de cloro y del cloro (efluente secundario no nitrificado con colifagos in situ, e inóculo de Poliovirus 1, una dosis de 5 mg/l de desinfectante, y E. coli B como huésped) y Poliovirus) (Fuente: White, 1998).....	<b>134</b>
<b>Figura 55.</b> Tipos de generadores de dióxido de cloro a partir de clorito .....	<b>143</b>
<b>Figura 56.</b> Diagrama de flujo de un sistema convencional solución de cloro:solución de clorito de sodio (Fuente: Gates, 1998).....	<b>146</b>
<b>Figura 57.</b> Esquema de un sistema generador convencional de solución de cloro:solución de clorito con sistema cerrado de control de pH (Fuente: Gates, 1998) .....	<b>147</b>
<b>Figura 58.</b> Esquema de un generador con recirculación de solución de cloro (Fuente: Gates, 1998) .....	<b>148</b>
<b>Figura 59.</b> Esquema del circuito cerrado al que se le ha incorporado un tanque de almacenamiento de agua de cloro.....	<b>149</b>
<b>Figura 60.</b> Diagrama de flujo general para sistemas cloro gaseoso molecular: solución de clorito (fase vapor)(Fuente: Gates, 1998) .....	<b>150</b>
<b>Figura 61.</b> Esquema de un generador cloro gas:solución de clorito (Fuente: Gates, 1998).....	<b>150</b>
<b>Figura 62.</b> Esquema de un generador de cloro gas:solución de clorito de sodio (inducción a vapor) con tanque de maduración y sensor de pH (Fuente: Gates, 1998) .....	<b>151</b>
<b>Figura 63.</b> Esquema de un generador cloro gas:clorito de sodio sólido .....	<b>152</b>
<b>Figura 64.</b> Esquema de un generador basado en hipoclorito de sodio:ácido clorhídrico:solución de clorito de sodio (Fuente: Gates, 1998).....	<b>154</b>
<b>Figura 65.</b> Diagrama de flujo de un generador basado en cloro gaseoso con tres compuestos como materia prima.....	<b>155</b>
<b>Figura 66.</b> Sistema electroquímico para generar soluciones de dióxido de cloro en solución (Fuente: Gates, 1998).....	<b>156</b>
<b>Figura 67.</b> Detalle de la celda electrolítica de un generador electroquímico de dióxido de cloro a partir de clorito de sodio (Fuente: Gates, 1998).....	<b>157</b>
<b>Figura 68.</b> Membrana hidrofóbica permeable a los gases (Fuente: Gates, 1998).....	<b>158</b>
<b>Figura 69.</b> Esquema del sistema de extracción de dióxido de cloro de una solución mediante corriente de aire (Fuente: Gates, 1998) .....	<b>159</b>
<b>Figura 70.</b> Típicos puntos de aplicación de dióxido de cloro en plantas de tratamiento convencionales (con filtros rápidos).....	<b>160</b>
<b>Figura 71.</b> Cadena cíclica de reacciones de descomposición del ozono, en agua pura, iniciada por el ion hidroxilo .....	<b>173</b>
<b>Figura 72.</b> Esquema de las reacciones de ozonación del bromuro y del hipobromito en presencia de compuestos orgánicos naturales (Fuente: Singer, 1993) .....	<b>177</b>

<b>Figura 73.</b> Efecto del pH sobre la formación de bromoformo y bromato durante la ozonación (Fuente: Singer, 1993).....	<b>178</b>
<b>Figura 74.</b> Diagrama de flujo del proceso de ozonación.....	<b>182</b>
<b>Figura 75.</b> Configuración típica de una celda de descarga de corona para la generación de ozono (Fuente: Reiff y Witt, 1995).....	<b>183</b>
<b>Figura 76.</b> Generadores de ozono del tipo de placa: de Otto y de Lowther (Fuente: Reiff y Witt, 1995).....	<b>184</b>
<b>Figura 77.</b> Generador de ozono del tipo de tubo (Fuente: Reiff y Witt, 1995).....	<b>184</b>
<b>Figura 78.</b> Diagramas de contactores de ozono (Fuente: Reiff y Witt, 1995).....	<b>187</b>
<b>Figura 79.</b> Susceptibilidad de microorganismos patógenos e indicadores a la radiación UV (Fuente: Kuennen y asoc., 1993).....	<b>198</b>
<b>Figura 80.</b> Cámara de contacto que utiliza tubos de teflón transparente para el flujo del agua (Fuente: Reiff y Witt, 1995).....	<b>202</b>
<b>Figura 81.</b> Cámara de contacto de flujo paralelo a las lámparas de luz ultravioleta utilizando pantallas para crear turbulencia (Fuente: Reiff y Witt, 1995).....	<b>203</b>
<b>Figura 82.</b> Algoritmo diseñado por la Organización Mundial de la Salud para seleccionar el sistema de desinfección más apropiado .....	<b>225</b>

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. OBJETIVOS

El objetivo fundamental de desinfectar el agua destinada al consumo humano y uso doméstico es asegurar la inactivación o destrucción de los agentes patógenos para el hombre, transmitidos por ésta. La desinfección de los abastecimientos de agua es una medida esencial de salud pública que tiene mas de 100 años de aplicación, y cuya importancia ha sido ampliamente demostrada tanto en teoría como en la práctica.

Siendo el agua el principal vehículo para la transmisión de enfermedades como el cólera, hepatitis infecciosa, poliomielitis, fiebres tifoideas y paratifoideas, amibiasis, balantidiasis, campilobacteriosis, enteritis causada por rotavirus, y diarreas causadas por cepas E. coli, concentraciones adecuadas de desinfectantes y suficiente tiempo de contacto reducirán la incidencia de las mismas.

Si bien con los tratamientos convencionales del agua se pueden reducir hasta en un 99% los microorganismos presentes en la misma, se requiere de la desinfección para producir agua potable desde el punto de vista microbiológico. En la **Tabla 1** se indican porcentajes de remoción de microorganismos patógenos e indicadores (Coliformes totales y coliformes fecales) alcanzados por varios procesos de tratamiento.

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 activado)	> 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%
Osmosis inversa	90-100%
Ultrafiltración	90-100%
Cloración	99%

**Tabla 1.** Reducción de microorganismos patógenos en distintos procesos de tratamiento

Si bien con los métodos de tratamiento indicados en esta Tabla se pueden alcanzar remociones importantes de microorganismos patógenos, esta no es suficiente para garantizar la inocuidad del agua, pero su aplicación previa a la desinfección puede reducir significativamente los costos asociados a la misma.

En la **Tabla 2** se muestra la eficiencia de remoción acumulada en una planta potabilizadora convencional.

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

**Tabla 2.** Reducción acumulada de Coliformes fecales en una planta potabilizadora convencional de filtración rápida (Fuente: Geldreich y Craun, 1996)

La desinfección del agua, tradicionalmente entendida como la destrucción de bacterias intestinales patógenas, es definida hoy por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización Panamericana de la Salud (OPS) como el proceso mediante el cual se asegura la destrucción o inactivación de agentes patógenos y otros organismos indeseables presentes en el agua.

La desinfección si bien causa la destrucción de otros microorganismos además de los patógenos, no necesariamente implica la destrucción total de todos los organismos vivos presentes en el agua, es decir la esterilización. La esterilización, entonces, es el proceso de destrucción total de toda materia viviente (bacterias, virus, quistes y esporas). Este proceso solamente se aplica en aquellos procedimientos médicos y de laboratorio que requieren de ausencia total de materia viva.

Así como evolucionó el concepto de desinfección, también lo hizo el objetivo de la misma, y es así que actualmente, la OMS define que el objetivo de la desinfección del agua “es asegurar que el consumidor reciba agua esencialmente salubre, mediante la destrucción de la gran mayoría de los agentes patógenos sino de todos, manteniendo una barrera protectora contra los agentes patógenos que se introducen en el sistema de distribución, y suprimiendo el posible ulterior crecimiento microbiológico en el sistema”.

## 1.2. CONTAMINANTES MICROBIOLÓGICOS DEL AGUA


Las aguas para consumo humano se obtienen de dos tipos de fuentes: superficiales (ríos, lagos, canales y embalses) y subterráneas (acuíferos) o de manantiales. Las aguas superficiales generalmente están contaminadas con distintos tipos de organismos patógenos, mientras que las aguas subterráneas normalmente son de mejor calidad y generalmente no contienen organismos patógenos, aunque, eventualmente, pueden contaminarse con líquidos cloacales. La posibilidad y grado de contaminación de estas fuentes depende de las características geológicas e hidrológicas de los acuíferos y de cuanto o cuan bien se los proteja de las posibles fuentes de contaminación.

Los microorganismos patógenos que normalmente se encuentran en las aguas se agrupan en tres categorías:

- Virus.
- Bacterias.
- Protozoos.

La resistencia de estos microorganismos frente a los desinfectantes es variable, según la clase, estado vegetativo, etc., de los mismos, pero en general se observa la siguiente relación:

**Bacterias vegetativas < virus < quistes protozoos < esporas bacterianas**



**Aumento de la resistencia**

Cuando el agua cruda, es decir sin tratamiento, contiene microorganismos se la debe someter a una serie de tratamientos para garantizar su calidad microbiológica. Procesos como la coagulación, floculación y sedimentación, seguidos de filtración lenta o filtración rápida, remueven, como ya se mencionó, gran cantidad de microorganismos, pero no aseguran la remoción total de los patógenos, por lo cual es necesario el tratamiento de desinfección.

Si bien la desinfección es un proceso selectivo que no destruye o inactiva todos los organismos presentes en el agua, incluidos los organismos patógenos, debe ser capaz de eliminar todos los patógenos de interés sanitario.

### 1.3. UTILIZACIÓN DE LA DESINFECCIÓN

El proceso de desinfección, se emplea, como parte de una serie de tratamientos que constituyen una planta potabilizadora. Cuando las aguas naturales para consumo son de buena calidad, como las aguas subterráneas o las aguas de manantial, la desinfección se utiliza como único tratamiento.

Cuando el proceso de desinfección forma parte de una serie compleja de unidades de tratamiento, su uso tiene, normalmente, como fin la:

- Reducción del contenido inicial de microorganismos presentes en el agua cruda (pre-desinfección). Este tratamiento se aplica solamente en determinados casos.
- Desinfección final, precedida de uno mas procesos de tratamiento (post-desinfección). Este es su uso más importante.

En general, las aguas a ser desinfectadas deben estar libres de partículas coloidales causantes de turbiedad y color que puedan interferir con la acción del agente desinfectante. Así la desinfección alcanza su máxima eficiencia con las aguas claras. Por lo tanto es importante optimizar los procesos previos de clarificación del agua de modo de lograr una eficiente remoción de la turbiedad y del color de la misma.

## 1.4. CONDICIONES QUE DEBE REUNIR UN DESINFECTANTE PARA EL AGUA

En la práctica no existe un desinfectante ideal, uno que se desempeñe óptimamente en todas las circunstancias. Cada desinfectante tiene sus ventajas y desventajas, puntos fuertes y limitaciones, así como un conjunto específico de condiciones que tienen que cumplirse para que los resultados sean óptimos. Los problemas de selección surgen cuando un desinfectante no es idóneo para una situación específica, porque sus ventajas no son realmente importantes dadas las condiciones prevalecientes o porque predominan sus aspectos débiles. Por ejemplo, es fundamental que los requerimientos de logística de un método de desinfección no excedan la capacidad de la infraestructura de apoyo, y que la operación y mantenimiento no sean demasiados complejos para una operación sostenida. Los desinfectantes y el equipo de desinfección se deben seleccionar de modo que satisfagan en lo posible las condiciones específicas de la aplicación a que se destinan, y se deben tener en cuenta todos los factores que influyen en la fiabilidad, continuidad y eficacia. Por lo tanto para que un desinfectante pueda ser utilizado en una planta potabilizadora debe reunir las siguientes características:

- Debe ser capaz de destruir o inactivar, en un tiempo razonable, las clases y cantidades de microorganismos patógenos que pueden estar presentes en el agua a desinfectar y en las condiciones que tenga la misma.
- El método de análisis para determinar su concentración debe ser exacto, sencillo, rápido y apto para realizarlo tanto en el campo como en el laboratorio. Preferentemente su concentración debe poder determinarse automáticamente.
- Debe ser fiable para utilizarse dentro del rango de condiciones que podrían presentarse en las plantas de tratamiento de agua.
- Debe poder 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.
- 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, o sea estéticamente inaceptable para el consumidor.
- Debe ser razonablemente seguro y conveniente de manipular y utilizar en las condiciones que se prevé su uso.
- 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.

## 1.5. TIPOS DE DESINFECTANTES

De acuerdo al mecanismo de destrucción y/o inactivación de los microorganismos, los desinfectantes se pueden clasificar en:

### 1.5.1. Agentes Físicos

Los agentes físicos utilizados en la desinfección del agua son:

#### 1.5.1.1. Calor

Hervir el agua vigorosamente de uno a tres minutos, es un método simple y eficaz para desinfectar el agua. Si bien la ebullición mata las bacterias vegetativas, quizás no afecte a las esporas, pero los quistes de amebas y los virus se destruyen o inactivan a los tres minutos de ebullición. Sin embargo el elevado costo de la ebullición y las dificultades para manejar grandes cantidades de agua hirviendo o hervida la hacen impracticable para utilizarlo en el ámbito de abastecimientos de agua. Por otra parte, este método presenta algunas otras desventajas, siendo quizás la más importante la de no proporcionar protección residual contra posibles recontaminaciones. Además la ebullición prolongada altera el gusto del agua al eliminar los gases que contiene la misma. Si bien aireando el agua se suele mejorar el sabor, no se aconseja hacerlo porque existe el peligro de que se vuelva a contaminar. Su uso se limita, generalmente, a situaciones de emergencia o individualmente en los hogares.

#### 1.5.1.2. Radiación

- Luz solar: los rayos ultravioletas e infrarrojos del sol hacen que la aplicación directa de la luz solar sea un método de desinfección efectivo, especialmente para eliminar bacterias ya que los mismos no afectan prácticamente los protozoos. Sin embargo, el uso de esta fuente de energía para la desinfección del agua, aún en pequeños abastecimientos o en el ámbito domiciliario tiene aplicación muy limitada.
- Radiación ultravioleta: La radiación ultravioleta puede ser producida también por lámparas especialmente diseñadas. Como la luz ultravioleta es fácilmente absorbida y dispersada por las impurezas que dan turbiedad al agua, el poder desinfectante de la misma disminuye significativamente en el agua que no circula cerca de las lámparas. Esto y el hecho de que no genera desinfectante residual ha impedido el uso generalizado de la desinfección con radiación ultravioleta en las plantas potabilizadoras.

### 1.5.2. Agentes Químicos

Estos a su vez pueden agruparse bajo las siguientes categorías:

#### 1.5.2.1. Oxidantes Químicos

Los microorganismos contienen enzimas que son catalizadores biológicos esenciales. Estas enzimas son muy sensibles a los agentes químicos potentes, que pueden traspasar las paredes de las células, oxidándolas y produciendo la muerte de las bacterias. Los agentes oxidantes también afectan los virus, pero en menor grado que a las bacterias. El término “oxidantes” se utiliza en la tecnología de desinfección para designar a varios compuestos. En la **Tabla 3** se incluyen varios de los compuestos utilizados como desinfectantes con sus correspondientes potenciales de oxidación y el valor del poder relativo de oxidación de cada uno de ellos determinados con relación al cloro que se considera igual a 1,00. Debe señalarse, sin embargo, 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 desinfectante, tal como ocurre con el Yodo.

Especies Oxidantes	Potencial de Oxidación (voltios)	Poder Relativo de oxidación
Radical de hidroxilo	2,80	2,05
Oxígeno atómico	2,42	1,78
Ozono	2,07	1,52
Peróxido de hidrógeno	1,77	1,30
Radical de perhidroxilo	1,70	1,25
Permanganato	1,68	1,23
Dióxido de cloro	1,50	1,10
Acido hipocloroso	1,49	1,10
Cloro	1,36	1,00
Bromo	1,07	0,79
Acido hipoyodoso	0,99	0,73
Ion de hipoclorito	0,94	0,69
Yodo	0,54	0,40

**Tabla 3.** Potencial de oxidación y poder relativo de oxidación de las especies de oxidantes fuertes con referencia al Cloro=1,00 (Fuente: Witt y Reiff, 1996)

Entre los agentes oxidantes incluidos en la **Tabla 3**, los más comúnmente utilizados en la desinfección del agua son:

- El cloro, en forma líquida, envasado en cilindro a presión.
- Hipoclorito de Sodio, generalmente con un contenido de cloro activo del 10% al 15%.
- Hipoclorito de Calcio con un contenido de cloro activo del 60-70%.
- Dióxido de cloro, que se produce en la misma planta potabilizadora, generalmente a partir de clorito de sodio y cloro o ácido clorhídrico.
- Monocloramina ( $\text{NH}_2\text{Cl}$ ) formada por la adición de cloro y amonio al agua que va a ser desinfectada o por el cloro y el amonio naturalmente presente en la misma. No se consideran las otras especies de cloraminas, como la dicloramina y tricloramina ya que a los pH que normalmente presentan las aguas naturales predomina la monocloramina por sobre la dicloramina, y la tricloramina, si es que existe, es inestable y muy insoluble en agua. Si bien la dicloramina ha demostrado ser un germicida más potente que la monocloramina y, posiblemente, la tricloramina, en los casos en que se forma pueda contribuir substancialmente a la destrucción de los microorganismos, se debe evitar la formación tanto de la dicloramina como de la tricloramina ya que ambas confieren al agua sabor y olor desagradables.
- Ozono ( $\text{O}_3$ ) gas, el cual también debe generarse en la misma planta de tratamiento debido a su inestabilidad. Para producirlo se utiliza aire seco y energía eléctrica.
- Permanganato de Potasio ( $\text{KMnO}_4$ ). Este desinfectante solamente se utiliza en casos especiales pero no como desinfectante primario.

- El bromo ( $\text{Br}_2$ ) El residual formado cuando se agrega bromo al agua es tan efectivo como el que se forma con el cloro, pero no es estable. Por lo tanto, dependiendo de los constituyentes del agua a tratar, puede ser necesario agregar dos o tres veces más bromo que el cloro que sería necesario. Debido a su mayor costo y su peligrosidad durante el manipuleo, prácticamente no se utiliza bromo líquido en las plantas potabilizadoras.
- El Yodo ( $\text{I}_2$ ) Este elemento, como el bromo, es más caro que el cloro. Si bien es un desinfectante efectivo, generalmente no se lo utiliza en plantas potabilizadoras por su costo. Debido a posibles efectos sobre la salud, asociados con el consumo a largo plazo, no se recomienda el yodo como desinfectante en abastecimientos de poblaciones permanentes. Sin embargo, el yodo puede utilizarse, a costos competitivos, para desinfectar el agua para poblaciones no estables (campamentos, embarcaciones, etc.) o para casos de emergencia. El yodo se utiliza en forma de cristales o como complejos de resina-yoduro (resinas de polihaluros).

### 1.5.2.2. Iones Metálicos

Se ha demostrado que los iones de algunos metales, como por ejemplo el oro, la plata, el mercurio y el cobre poseen propiedades desinfectantes. Debido al costo y limitada eficacia de los iones de los metales mencionados contra varios agentes patógenos comúnmente transmitidos por el agua, sólo la Plata se suele utilizar para la desinfección de pequeños abastecimientos de agua. Sin embargo debido a las varias desventajas que presenta su uso (costo elevado, acción muy lenta, virucida poco efectivo, las sustancias orgánicas y los minerales presentes en el agua interfieren con su acción, etc.), en general, no se recomienda su empleo en plantas potabilizadoras.

## 1.6. ACCIÓN DE LOS DESINFECTANTES

El mecanismo de destrucción de los organismos en la desinfección depende principalmente de la naturaleza del desinfectante y del tipo de organismo. Aunque los mecanismos de desinfección de las bacterias, virus y protozoos no están aún completamente esclarecidos, existen evidencias de que la mayor parte de los desinfectantes destruyen la proteína celular, principalmente por inactivación de sistemas enzimáticos críticos, es decir de enzimas esenciales para el metabolismo celular. La destrucción o inactivación de la proteína enzimática se puede llevar a cabo de varias maneras, según el tipo de desinfectante y/o proceso desinfectante.

En 1946, Green y Stumpf llegaron a la conclusión de que el cloro reaccionaba irreversiblemente con el sistema enzimático de las bacterias provocando la muerte de las mismas. Estos autores observaron que una suspensión de bacterias se volvía estéril cuando éstas perdían su poder de oxidar la glucosa. Además demostraron que las enzimas que contenían grupos sulfhidrilos eran oxidadas por el cloro y que esta oxidación era irreversible y anulaba la acción de las enzimas resultando en la destrucción de las bacterias. La enzima más importante de este grupo era la trioso-fosfato dehidrogenasa. Si bien el 1953, Ingols y asociados, investigando la acción de las cloraminas, arribaron a las mismas conclusiones, ellos pudieron demostrar que aún cuando los grupos sulfhidrilos de las enzimas se podían restaurar, las bacterias no lo hacían. Esto los llevó a suponer que si bien el grupo sulfhidrilo de las enzimas podía ser más vulnerable a los oxidantes fuertes, como el ácido hipocloroso y el dióxido de cloro, la monocloramina y la

dicloramina podrían actuar sobre otros grupos de las enzimas produciendo cambios que también podrían ser importantes en el proceso de destrucción de las bacterias.

Posteriormente, en 1962, Wyss propuso que el mecanismo que probablemente destruía efectivamente a las bacterias era un fenómeno de crecimiento desbalanceado de las mismas. Este autor señaló que la destrucción de parte del sistema enzimático de las bacterias hacía que las células perdieran su balance y que al continuar con su propio metabolismo las células morían antes de que se pudieran producir las reparaciones necesarias en su sistema enzimático para evitar su destrucción.

En 1968, Fair y asociados, observando la presencia y generación de enzimas dentro de las células de las bacterias y sobre la base de las teorías propuestas hasta entonces y a sus propias investigaciones, concluyeron que el mecanismo de desinfección implica, al menos, dos etapas:

- Penetración del desinfectante a través de la pared celular.
- Reacción con las enzimas dentro de la célula.

Esta teoría está de acuerdo con la observación general de que las moléculas neutras son bactericidas más efectivos que los iones, aparentemente debido a que pueden penetrar con más rapidez las paredes celulares cargadas negativamente. Mientras que el paso aniónico, a través de las paredes celulares puede contrarrestarse por la repulsión electrostática, las moléculas neutras pueden difundir más libremente. Los estudios de Salle (1961) confirman esta teoría ya que demostraron experimentalmente que los cationes son absorbidos por las bacterias.

Un virus infectivo o virión consiste de un núcleo compuesto de un ácido nucleico encapsulado en una pared proteica o capsida. Esta “cápsula” está formada por un número de subunidades morfológicas denominadas capsómeros. Se cree que los oxidantes penetran la misma por medio de transformaciones químicas y una vez adentro del núcleo atacan el ácido nucleico.

En el caso del ozono se supone que el mecanismo de inactivación de las bacterias y virus se debe principalmente a la acción del agente oxidante sobre los ácidos nucleicos, aunque también se ha demostrado que el ozono produce cierto grado de inactivación en los microorganismos por contacto físico directo.

Se sabe que ciertas clases de sales tales como las de plata y mercurio, precipitan la proteína celular destruyendo la vida de las células.

Cualquiera sea el mecanismo por el cual se destruyen los organismos, en general se coincide en que la eficiencia relativa de varios compuestos desinfectantes es función de la velocidad de difusión del agente activo a través de la pared de las células. Se asume, además, que luego de que el agente desinfectante logra penetrar en la célula, posee la habilidad de atacar al grupo enzimático, cuya destrucción resulta, finalmente, en la muerte del organismo.

La aplicación directa de energía calorífica, irradiación de onda corta o disrupción ultrasónica, producen la destrucción física de los microorganismos.

Los mecanismos por los cuales se considera que las radiaciones ionizantes inactivan los microorganismos son, por un lado, la acción directa de la energía de disipación que se

libera en una reacción fotoquímica que tiene lugar dentro de las células y que afecta el ácido nucleico produciendo un cambio bioquímico progresivo letal, y por otro, un efecto indirecto, de menor importancia, mediante el cual el peróxido de hidrógeno, peróxidos orgánicos y radicales libres que se forman dentro de las células, reaccionan para dar ozono.

Más adelante, en las secciones donde se tratarán en detalle los distintos agentes desinfectantes, se discutirán los distintos mecanismos o teorías mediante los cuales inactivan o destruyen los organismos, aunque en muchos casos, como ya se dijo, no se los han podido aún establecer definitivamente.

## 1.7. EFICIENCIA DE LOS DESINFECTANTES

Varios factores afectan la eficacia de un desinfectante de agua, por lo tanto, para poder seleccionar un sistema de desinfección es necesario conocer bien cual es la influencia que éstos pueden ejercer sobre la misma, para poder así establecer sus posibles efectos en la desinfección y, de ser el caso, controlarlos para aumentar la eficiencia del proceso.

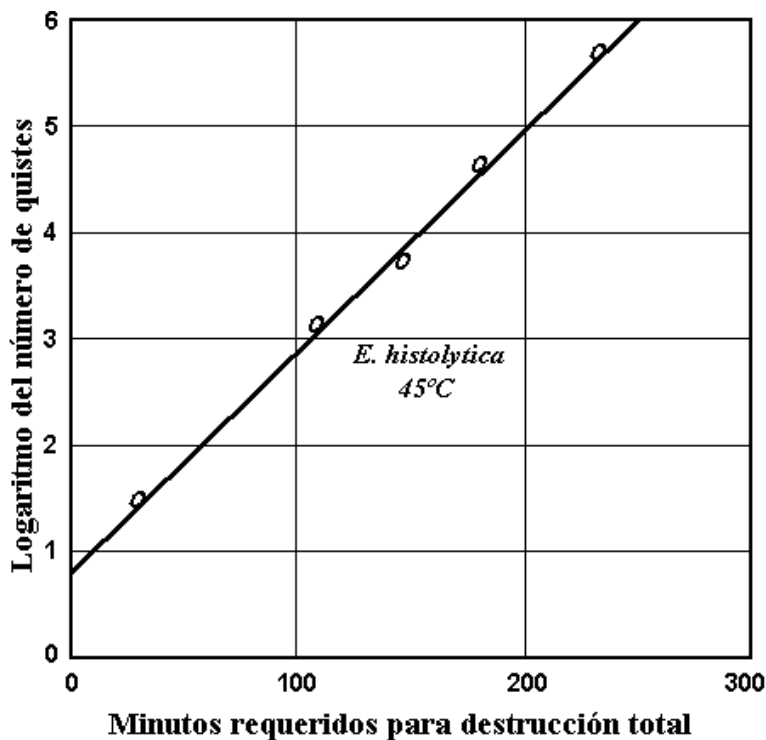
La eficiencia de la desinfección depende básicamente de los siguientes factores:

- Naturaleza y concentración de los microorganismos a ser destruidos o inactivados.
- Naturaleza del desinfectante.
- Concentración del desinfectante.
- Mezcla con el agua.
- Tiempo de contacto con el agua.
- Naturaleza del agua que se va a desinfectar (características fisicoquímicas de la misma: pH, temperatura, contenido de materia orgánica y de minerales, etc.).

Como se dijo anteriormente los microorganismos patógenos presentes en el agua se comportan de manera diferente, dependiendo de la acción del desinfectante. Los quistes son más resistentes que los virus, y estos que las bacterias vegetativas. Por otra parte si la concentración de microorganismos es muy elevada, o si estos están aglutinados o adheridos a partículas que lo protegen, pueden interferir con el proceso de desinfección al servir de barrera que impide el contacto o la penetración adecuada del desinfectante en los organismos. Aunque el tiempo de contacto necesario para destruir o inactivar a los microorganismos es proporcional al número inicialmente presente, según se observa en la **Figura 1**, en la práctica, normalmente, este aspecto no constituye un problema en los abastecimientos de agua que utilizan agua cruda de buena calidad y donde se aplican otros tratamientos además de la desinfección para garantizar la calidad del agua a suministrar, pero, cuando el agua de la fuente de provisión está contaminada, esto sí pasa a ser un problema de capital importancia.

Las impurezas presentes en el agua interfieren con la acción de los desinfectantes. Las partículas en suspensión, que constituyen la turbidez, que como ya se ha mencionado, afectan, por ejemplo, la acción de los rayos ultravioletas. Además, las sustancias presentes en el agua pueden reaccionar con el desinfectante reduciendo, generalmente, su eficacia. La materia orgánica y los agentes reductores como el Hierro, Manganeso y el

sulfuro de hidrógeno reaccionan con los agentes oxidantes consumiendo desinfectantes, lo que obliga a aumentar la dosis de los mismos para mantener un residual adecuado. La temperatura y el pH del agua pueden influir no sólo sobre la supervivencia de los microorganismos, sino también sobre la eficacia del desinfectante. La acción desinfectante del cloro, por ejemplo, disminuye a medida que aumenta el pH del agua. La temperatura influye sobre la velocidad de reacción: temperaturas altas requieren tiempos de desinfección menores.



**Figura 1.** Efecto de la concentración de quistes de *E. histolytica* sobre los tiempos de contacto necesarios para lograr su destrucción total (a 45°C) (Fuente: Witt y Reiff, 1996)

La naturaleza o tipo de desinfectante es también, como ya se ha visto, muy importante ya que hay desinfectantes más eficientes que otros, por ejemplo el agua oxigenada, a pesar de ser un oxidante potente, es un desinfectante pobre, mientras que el ácido hipocloroso es un desinfectante muy eficaz.

Los desinfectantes químicos se deben dispersar uniformemente en el agua ya que una buena mezcla favorece el proceso, al permitir un íntimo contacto entre éstos y los organismos a eliminar.

Para una determinada condición de desinfección, la concentración del desinfectante y el tiempo de contacto son interdependientes. La desinfección no es instantánea ya que requiere tiempo de contacto entre el agente desinfectante y los microorganismos a ser destruidos. Además, dosis menores de desinfectante requieren de tiempos de contacto más prolongados.

## 1.8. CINÉTICA DE LA DESINFECCIÓN

Entre los datos necesarios para diseñar un sistema de desinfección se incluye el conocimiento de la velocidad a la cual el desinfectante inactiva los organismos de interés, o indicador (velocidad de inactivación). En particular, el efecto de la concentración del desinfectante sobre la velocidad de este proceso, determinará la combinación más eficiente de tiempo de contacto (es decir, el volumen de la cámara para un determinado caudal de diseño) y dosis a utilizar.

Los conceptos más importantes de la cinética de la desinfección fueron enunciados por Chick, quién reconoció la gran similitud que existía entre la inactivación microbiológica por medio de desinfectantes químicos y las reacciones químicas.

En la mayor parte de las operaciones de desinfección, la destrucción o inactivación de los microorganismos no se efectúa instantáneamente. Mas bien, el proceso ocurre gradualmente como en la mayoría de los procesos fisicoquímicos. La reacción global de desinfección probablemente comprende una serie de etapas físicas, químicas y bioquímicas, y es muy probable que más de una de estas etapas determine la velocidad de desinfección. Se plantea, entonces, un problema al querer determinar el momento de la reacción global que corresponde a la muerte del organismo. Además, es muy poco lo que se conoce sobre el número de moléculas de desinfectante que se necesitan para destruir un organismo simple. Por lo tanto, no se puede esperar un comportamiento cinético de una reacción monomolecular simple o bimolecular para la destrucción o inactivación de los microorganismos vivientes. Sin embargo, esto no excluye la posibilidad de que por razón de simplicidad y conveniencia, las velocidades globales para las reacciones de desinfección puedan ser descritas, empíricamente, por expresiones cinéticas simples. Pero se debe tener cuidado de no simplificar demasiado la interpretación de este complejo proceso que es la desinfección, simplemente porque los datos de velocidad observados puedan describirse mediante una ecuación de velocidad relativamente simple.

La velocidad de destrucción de los microorganismos ha sido comúnmente expresada por una ecuación cinética de primer orden conocida como la Ley de Chick, quién, como ya se mencionó, investigó y desarrolló las ecuaciones para explicar la cinética de la desinfección:

$$-\frac{dN}{dt} = kN \quad (1)$$

En donde  $-dN/dt$  es la velocidad de destrucción,  $k$  es la constante de velocidad característica de los microorganismos, sistema, y el tipo de desinfectante utilizado, y  $N$  es el número de microorganismos por unidad de volumen que sobreviven en cualquier tiempo dado  $t$ . Integrando la ecuación (1) entre los límites  $t = (0, t)$  y  $N = (N_0, N_t)$ :

$$\int_{N_0}^{N_t} \frac{dN}{N} = -k \int_0^t dt \quad (2)$$

Obtenemos:

$$\ln \frac{N_t}{N_0} = -kt \quad (3)$$

ó

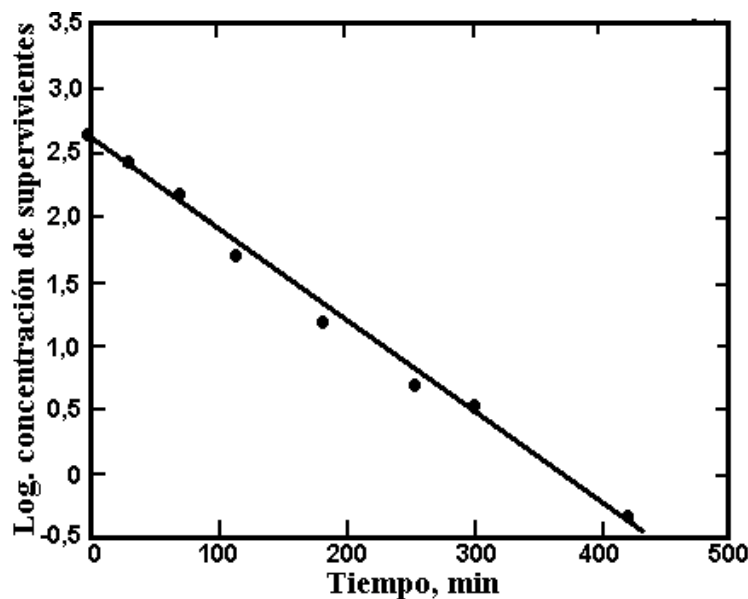
$$N_t = N_0 e^{-kt} \quad (4)$$

Reajustando la ecuación (3) y convirtiendo a logaritmos decimales obtenemos:

$$t = \frac{2,303}{k} \log \frac{N_0}{N_t} \quad (5)$$

Por lo tanto, un gráfico de  $N_0/N_t$  versus el tiempo debería dar una línea recta para que los datos de desinfección concordaran con la Ley de Chick.

La Ley de Chick establece que la velocidad de destrucción de los microorganismos es proporcional al número de microorganismos que sobreviven en un tiempo determinado. Esta ecuación implica una susceptibilidad uniforme de todas las especies presentes para el desinfectante determinado, una concentración constante de desinfectante, ausencia de compuestos que puedan interferir, y unas condiciones bien definidas en términos de los parámetros que puedan afectar la velocidad de reacción, tales como pH, temperatura y fuerza iónica. La **Figura 2** muestra un caso en el cual la Ley de Chick se ajusta perfectamente (Chick, 1908).



**Figura 2.** Desinfección de esporas de anthrax con 5% de fenol

Sin embargo, la ley de Chick es limitada en su aplicación a la mayor parte de las desinfecciones prácticas. En la práctica, la velocidad de destrucción aumenta o disminuye con el tiempo, en lugar de permanecer constante. El que la velocidad aumente o disminuya depende del tipo de organismo y desinfectante utilizado. Estas desviaciones pueden explicarse a partir de los mecanismos de desinfección. Un ejemplo es el caso en que la difusión del desinfectante a través de la membrana celular es lenta, y la velocidad de destrucción se acelera al aumentar la concentración de desinfectante dentro de las células. Esto, o el hecho de que dentro de la célula debe acumularse desinfectante hasta

alcanzar una concentración tóxica, explica los períodos iniciales de retraso observados en muchas operaciones de desinfección. Otros factores tales como competición de las impurezas por el desinfectante (por ejemplo, formación de complejos, oxidación, etc.), mala distribución del mismo en el agua a desinfectar, y concentraciones localizadas de organismos (aglutinación) pueden contribuir también a una disminución de la velocidad con el tiempo de contacto.

Las desviaciones de la ley de Chick pueden describirse generalmente por ecuaciones modificadas de las expresiones cinéticas de primer orden que incluyen los procesos cinéticos retardativos y autocatalíticos. Por ejemplo, para procesos de desinfección que exhiben comportamiento cinético catalítico, la ecuación (1) se modifica y pasa a ser:

$$-\frac{dN}{dt} = k_1 N_t + k_2 N_t (N_0 - N_t) \quad (6)$$

En la cual el producto,  $k_2 N_t (N_0 - N_t)$  expresa el efecto acelerativo de la velocidad. Contrariamente, cuando la velocidad de destrucción de los microorganismos tiene un carácter retardativo, la ecuación (1) se transforma en:

$$-\frac{dN}{dt} = \left( \frac{k}{1 + a_r t} \right) N_t \quad (7)$$

$$N_t = N_0 (1 + a_r t)^{-k/a_r} \quad (8)$$

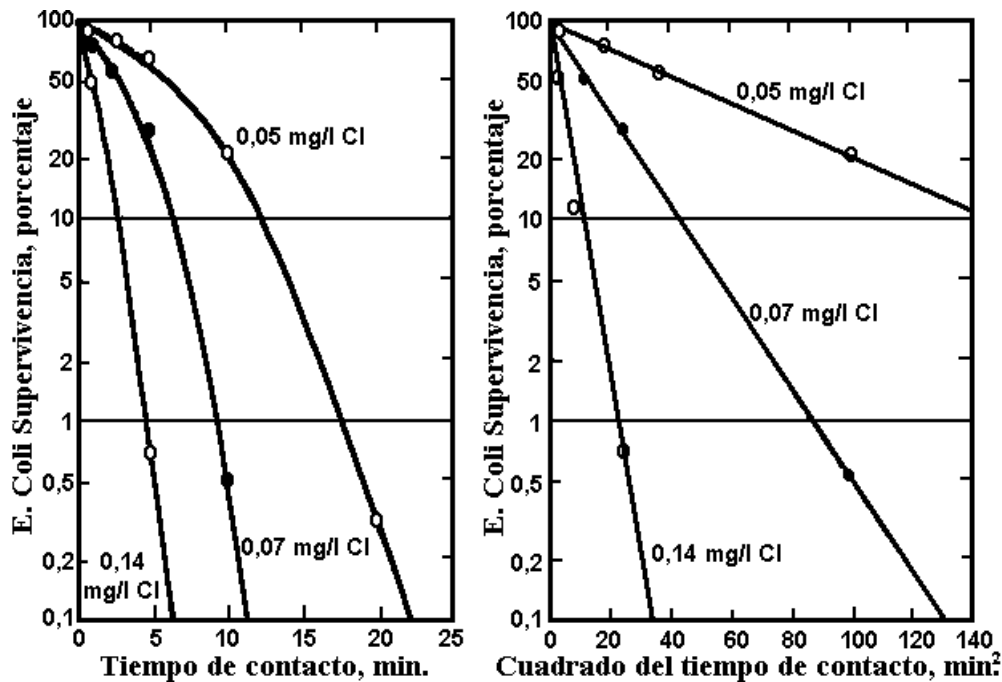
El coeficiente de retardo  $\alpha_r$ , y las constantes de velocidad  $k$ ,  $k_1$ , y  $k_2$ , son constantes específicas del sistema, cuyos valores dependen del desinfectante usado, de la temperatura, pH y tipo y condición del microorganismo. La **Figura 3** es un gráfico del logaritmo del porcentaje de *E. coli* superviviente para distintas concentraciones iniciales de cloro como una función del tiempo de contacto y su cuadrado, e indica claramente las desviaciones típicas de la ley de Chick (Fair y asociados, 1968).

Las expresiones para la velocidad de desinfección dadas por las ecuaciones (1) a (8), inclusive, no incluyen los términos que engloban el efecto de la concentración de desinfectante o dosificación. Por lo tanto estas expresiones son sólo válidas para un desinfectante específico y una concentración constante.

Para relacionar la constante de velocidad de inactivación  $k$  con la concentración de desinfectante  $C$ , Watson (1908) propuso la siguiente ecuación:

$$k = k' C^n \quad (9)$$

Donde,  $n$  es el coeficiente de dilución y  $k$  se asume independiente de la concentración del desinfectante, y por la ecuación (1), de la concentración de microorganismos.



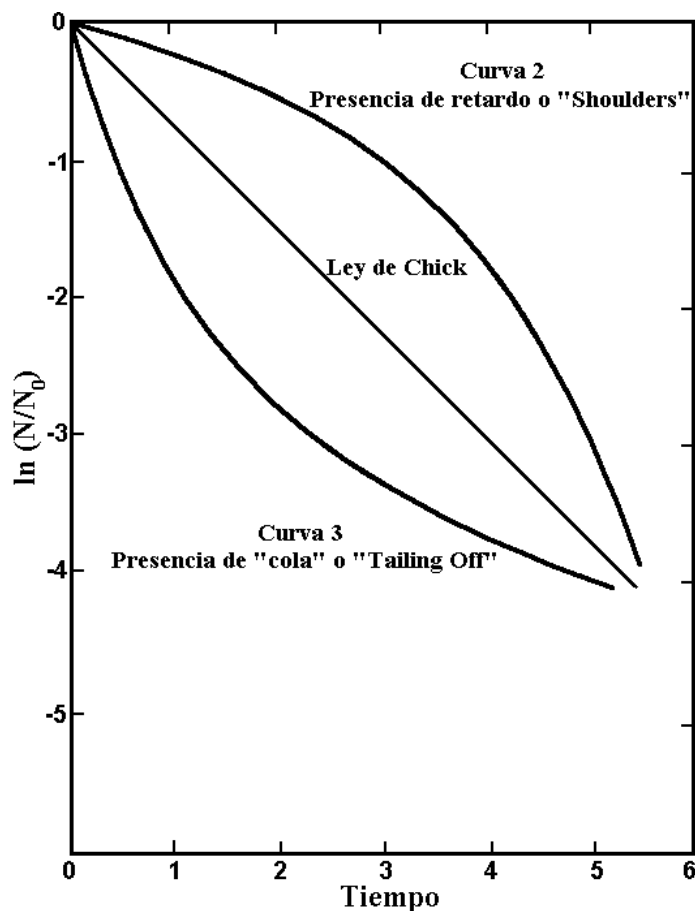
**Figura 3.** Supervivencia de E. Coli en agua pura para un pH 8,5 y una temperatura de 2-5°C

De la ley de Chick-Watson, cuando  $C$ ,  $n$  y  $k$  son constantes, es decir que se trata de un agua libre de demanda y por lo tanto la concentración del desinfectante es constante, la ecuación (9) se puede integrar obteniéndose, para un sistema tipo batch, la siguiente relación:

$$\ln \frac{N_t}{N_0} = -k' C^n t \quad (10)$$

Donde, nuevamente,  $N_t$  y  $N_0$  son, respectivamente, las concentraciones de microorganismos viables (vivos) en los tiempos  $t$  y  $t = 0$ . Cuando la composición del desinfectante cambia en el tiempo o cuando en lugar de un sistema batch se utiliza un sistema continuo, se deben aplicar las ecuaciones de reacción apropiada que permitan caracterizar la transformación del desinfectante junto con el balance de masa aplicable al caso, a fin de poder relacionar la inactivación de los microorganismos con la concentración y con el tiempo.

La inactivación de microorganismos en los ensayos batch, aún cuando la concentración del desinfectante se mantenga constante, no siempre sigue el modelo de extinción exponencial descrito por la ecuación (10). Como se vio para el caso en que  $C = \text{constante}$ , también en este caso se pueden dar dos tipos comunes de desviaciones al modelo de extinción lineal de Chick, tal como se ilustra en la **Figura 4**: una inflexión o retardo al comienzo de la desinfección (curva 2 en la **Figura 4**), o un efecto de “cola” donde la velocidad de inactivación disminuye progresivamente (curva 3 en la **Figura 4**). En algunos casos, se ha podido observar una combinación de estos dos efectos.



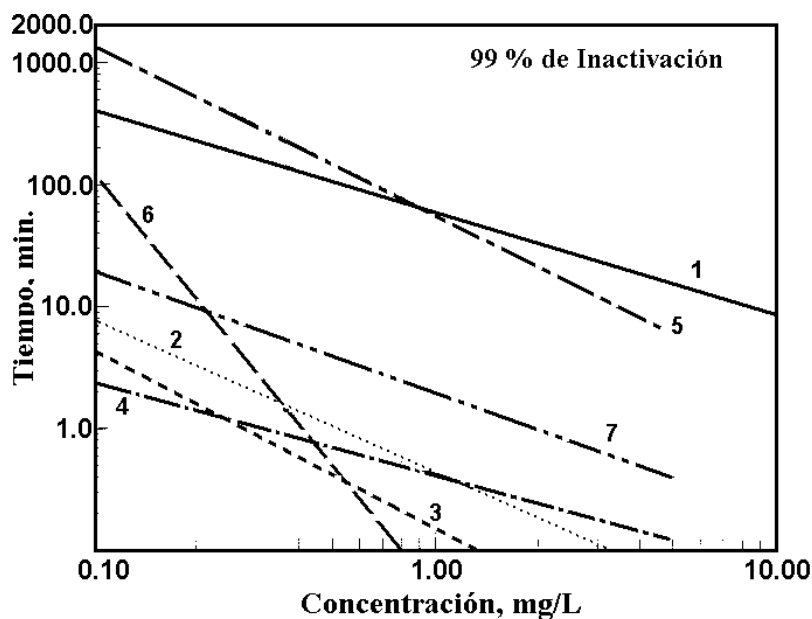
**Figura 4.** Ley de Chick y sus desviaciones (Fuente: Haas Charles, 1990)

Aún cuando se observan desviaciones del comportamiento de Chick-Watson, se pueden graficar combinaciones de distintas concentración de desinfectantes y tiempos de contacto para producir un porcentaje de inactivación fijo (establecido). Estos gráficos tienden a seguir la siguiente relación:

$$C^n t = \text{constante}$$

Donde, la constante es una función del tipo de organismos, pH, temperatura, forma del desinfectante, y grado de inactivación. Estos gráficos son lineales en una escala log-log (**Figura 5**). La **Figura 5** muestra las curvas concentración-tiempo para 99% de inactivación de: (1) *Giardia lamblia*, con cloro libre a 5°C y pH 6; (2) *E. coli*, con cloro libre a 2-5°C y pH 8,5; (3) *E. coli* con cloro libre a 20 a 25°C y pH 8,5; (4) Poliovirus 1 con cloro libre a 2 °C y pH 6; (5) *E. coli* con cloro combinado a 3 a 5°C y pH 7; (6) Poliovirus 1 con ozono a 20°C y pH 7,2; y (7) *Giardia muris* con ozono a 5°C y pH 7.

Si  $n > 1$ , un cambio en la concentración del desinfectante produce un mayor efecto que un cambio en el tiempo. En muchos casos, el valor de  $n$  en la ley de Chick-Watson es casi 1,0, y por lo tanto, un valor fijo del producto de la concentración y tiempo (producto  $C.t$ ) resulta en un grado de inactivación determinado o fijo (a una temperatura, pH, etc., dados).



**Figura 5.** Relación concentración-tiempo para 99% de inactivación para distintos microorganismos (Fuente: Haas, Charles, 1990)

En la desinfección química del agua, la concentración del desinfectante puede cambiar durante el proceso de desinfección, especialmente, durante los primeros momentos de contacto, como por ejemplo en el caso del cloro, este pasa rápidamente de cloro libre a combinado. Debido a que  $C$  no será, entonces, constante los resultados de la desinfección obtenidos en un proceso batch exhibirán un efecto del tipo de la curva 3 de la **Figura 4**. La magnitud de la desviación dependerá de la cantidad de compuestos reactivos presentes en el agua (por ejemplo, amoníaco). La determinación del desinfectante residual (y de sus formas químicas) es, en estos casos, más crítica que la determinación de la dosis de desinfectante. En un sistema de cloración, por ejemplo, conociendo las leyes de las velocidades de inactivación para cada especie en particular y la dinámica de interconversión de las especies de cloro, como se describió anteriormente, se puede formular un modelo general para la inactivación con cloro. Al computar esto, generalmente se asume que las velocidades individuales son aditivas, a pesar de que esta hipótesis no ha sido aún experimentalmente verificada.

Cuando los organismos están aglutinados, con frecuencia, se observa una desviación del tipo de la curva 3 de la **Figura 4**. Esto se debe a que para inactivar una colonia o unidad formadora de placa es necesario inactivar más de una célula. Las desviaciones a la ley de Chick-Watson se pueden explicar a través de distintos modelos cinéticos que resultan en ecuaciones más flexibles (pero muy empíricas) que la de estos investigadores. Entre los mecanismos que se han sugerido para explicar las causas de las desviaciones al modelo de extinción lineal se pueden mencionar: la transformación de los microorganismos a formas más resistentes durante el proceso de desinfección (endurecimiento); la existencia de características genéticas distintas dentro de subpoblaciones; la protección de una subpoblación por adherencia a partículas en suspensión, o por variaciones en las dosis de desinfectantes recibidas; y la aglutinación de los microorganismos (Hass Charles, 1990).

Generalmente, los estudios sobre la cinética de inactivación de los microorganismos se han realizado en sistemas tipo batch, pero, en la práctica, los procesos de desinfección son continuos, pudiendo presentarse modelos de flujo no ideales con, por ejemplo cortocircuitos.

Cuando los modelos de cinética de desinfección se aplican para el análisis de los procesos en que se utiliza la radiación ultravioleta, la "concentración" del desinfectante es reemplazada por intensidad de la luz incidente (en unidades de energía por unidad de área), la cual se puede determinar tanto por medición directa en la cámara o reactor donde se realiza la desinfección, o modelando aspectos físicos de la transmisión de luz.

### **Los valores de $C.t$**

Debido al número de variables que, como vimos, afectan el proceso de desinfección, es muy difícil comparar la eficacia de diferentes desinfectantes, aún bajo condiciones de laboratorio cuidadosamente controladas. Esta dificultad para compararlos se complica aún más si a las condiciones físicas y químicas mencionadas se suman la resistencia tan variable a la acción de los desinfectantes que ofrecen no solo las diferentes cepas de una misma especie de microorganismo, sino también las observadas entre las diferentes especies de bacterias, virus y protozoos normalmente presentes en las aguas naturales. Si bien en ciertas aguas se suelen encontrar helmintos y sus huevos, se conoce muy poco sobre su prevalencia y susceptibilidad a los desinfectantes. Por lo tanto, a la hora de evaluar y definir en la práctica los procesos de tratamiento del agua, es necesario que los resultados obtenidos en el laboratorio se interpreten cuidadosamente a la luz de la experiencia operativa y las observaciones realizadas. Solo así se puede garantizar un proceso de desinfección fiable y eficiente. En general, se observa que normalmente:

- 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 será 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 sea el tiempo de contacto entre los organismos y el desinfectante, mayor será la posibilidad de interacción y, por lo tanto, mayor será el número de organismos muertos o inactivados. O sea que el número total de muertes o el grado de inactivación es proporcional al tiempo de contacto.

Actualmente, para comparar la eficiencia de los desinfectantes, se ha generalizado el uso del valor producto de la concentración y tiempo de contacto obtenidos mediante ensayos de laboratorio. Esta relación " $C.t$ ", que se derivara de los trabajos realizados por Watson, según se indicó anteriormente, se expresa mediante la siguiente ecuación empírica:

$$k = C^n \cdot t$$

donde:

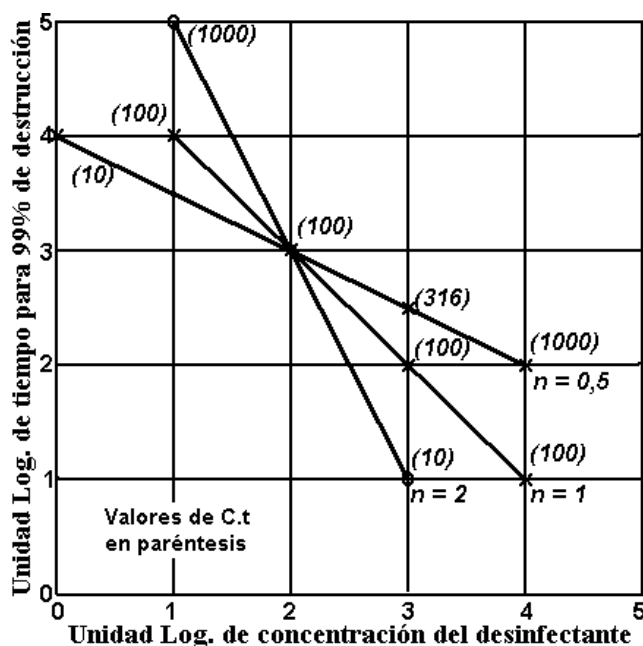
$k$  = constante para un determinado microorganismo expuesto bajo condiciones de pH y temperatura específicos (mg.min/l).

$C$  = concentración del desinfectante (mg/l).

$n$  = coeficiente de dilución.

$t$  = tiempo de contacto requerido para un porcentaje de inactivación determinado (min.).

Si  $n > 1$ , como ya se vio, una variación en la concentración del desinfectante afecta más la inactivación que un cambio en el tiempo de exposición, y viceversa si  $n < 1$ . En la práctica, se asume que  $n = 1$ , o sea que los dos ejercen igual influencia. En la **Figura 6** se ilustra el efecto del valor de  $n$  sobre los valores de  $C.t$  a diferentes concentraciones de desinfectante para una temperatura y pH fijos.

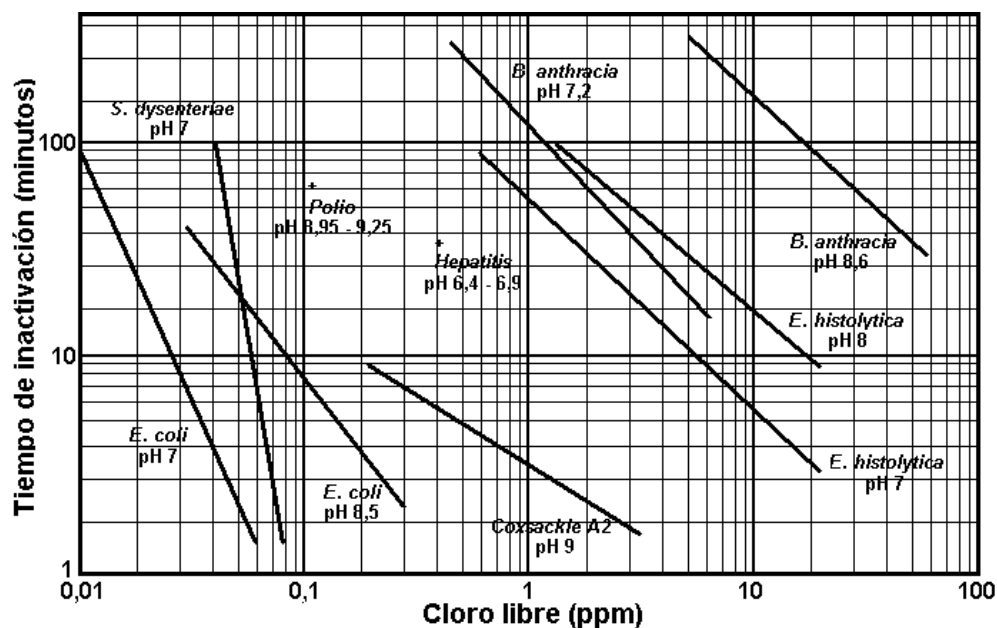


**Figura 6.** Efecto del valor de  $n$  sobre los valores de  $C.t$  a diferentes concentraciones de desinfectante (Fuente: Witt y Reiff, 1996)

Para mostrar la eficiencia de un desinfectante se utilizan gráficos log-log de la concentración de desinfectante, expresada en mg/l, versus el tiempo de contacto, expresado en minutos, necesario para lograr un porcentaje de destrucción o inactivación de microorganismos establecido a priori y para un determinado pH y temperatura. Normalmente, con este tipo de gráficos se obtienen líneas rectas. En la **Figura 7** se ilustra la reducción de la concentración de distintos microorganismos utilizando cloro libre a distintos pH y en un rango de temperatura de 20 a 29°C. Para cada valor de  $n$  de microorganismos diversos se obtienen líneas de distinta pendiente.

En la

**Tabla 4** se resumen los rangos de los valores  $C.t$  requeridos por distintos desinfectantes para inactivar diversos microorganismos.



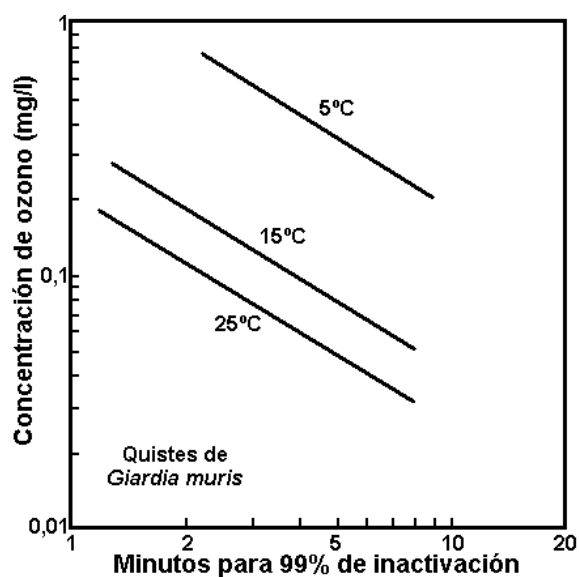
**Figura 7.** Tiempo requeridos para inactivar diversos microorganismos con cloro libre a 20°C – 29°C (Fuente: Bauman y Ludwig, 1962)

Microorganismos	Desinfectante			
	Cloro libre pH 6 a 7	Cloramina Preformada pH 8 a 9	Dióxido de Cloro pH 6 a 7	Ozono pH 6 a 7
<i>E. coli</i>	0,034-0,05	95-180	0,4-0,75	0,02
Polio I	1,1-2,5	768-3.740	0,2-6,7	0,1-0,2
Rotavirus	0,01-0,05	3.806-6.476	0,2-2,1	0,006-0,06
Fagos f <sub>2</sub>	0,08-0,18	-	-	-
Quistes de <i>G. lamblia</i>	47→150	2.200	26 <sup>1</sup>	0,5-0,6
Quistes de <i>C. Muris</i>	30-630	1.400	7,2-18,5	1,8-2,0
<i>Cryptosporidium parvum</i>	7.200 <sup>2</sup>	7.200 <sup>3</sup>	78 <sup>4</sup>	5-10 <sup>5</sup>

1. 99,9% de inactivación a pH 6-9 y 5°C  
 2. 99% de inactivación a pH 7 y 25°C  
 3. 90% de inactivación a pH 7 y 25°C  
 4. 90% de inactivación a pH 7 y 25°C  
 5. 99% de inactivación a pH 7 y 25°C  
 Nota: Todos los valores C.t son para 99% de inactivación a 5°C excepto en *Giardia lamblia* y *Cryptosporidium parvum*

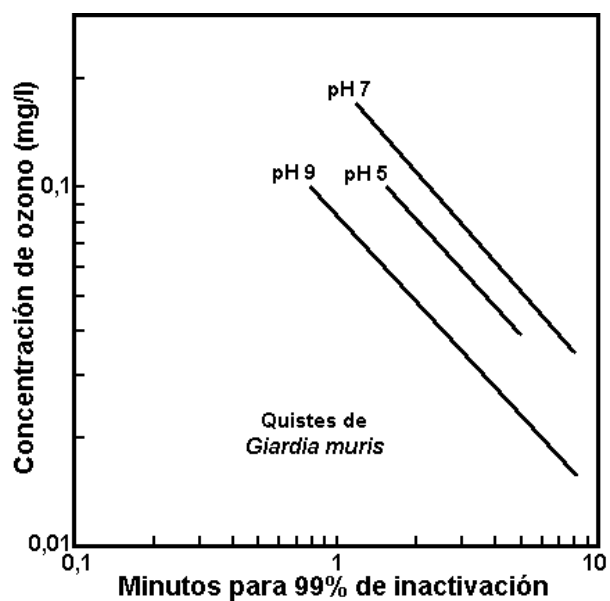
**Tabla 4.** Rango de los valores C.t para la inactivación de varios microorganismos con distintos desinfectantes (Clarck y as. 1993)

Como ya se mencionara, tanto la temperatura como el pH afectan significativamente la eficiencia de los agentes oxidantes que se usan como desinfectante. En la **Figura 8** se puede observar como influye la temperatura sobre la eficiencia de inactivación del ozono sobre los quistes de *Giardia muris*. Si bien la eficiencia del ozono disminuye notablemente a medida que disminuye la temperatura, este sigue siendo efectivo a temperaturas tan bajas como 5°C.



**Figura 8.** Efecto de la temperatura sobre la inactivación de quistes de *Giardia muris* con ozono (Fuente: Witt y Reiff, 1996)

La **Figura 9** muestra, en cambio, el efecto que el pH ejerce sobre el poder desinfectante del ozono sobre los quistes de *Giardia muris* a temperatura constante.



**Figura 9.** Efecto del pH sobre la inactivación de quistes de *Giardia muris* con ozono a 25°C (Fuente: Witt y Reiff, 1996)

## 1.9. DESINFECTANTE RESIDUAL

Un factor importante a tener en cuenta cuando se evalúan las ventajas de desinfectantes alternativos, es su habilidad para mantener la calidad microbiológica del agua en el sistema de distribución. Con respecto al cloro, los residuales de cloro libre pueden servir para proteger el sistema de distribución de recrecimiento de microorganismos o, al menos, servir como indicador de la presencia de contaminación. Algunos estudios han demostrado, sin embargo, la falta de correlación entre la calidad del agua en el sistema de distribución y la forma o concentración de cloro residual del agua. De igual forma, se informó que el crecimiento de películas biológicas (biofilms) en el sistema de distribución puede ser más susceptible a la inactivación por el cloro residual combinado que el libre que contiene el agua que circula próxima a estas películas.

Independientemente del desinfectante que se elija, el agua en el sistema de distribución nunca puede considerarse biológicamente estéril. Algunos investigadores han demostrado que los cambios en la forma predominante del residual del desinfectante puede resultar en cambios en la distribución taxonómica de los microorganismos que se desarrollan en los sistemas de distribución.

No se ha determinado aún la habilidad del dióxido de cloro residual para mantener la calidad del agua en el sistema de distribución.

La ausencia de desinfectante residual, característica del ozono y de la radiación ultravioleta, obliga, si se quiere mantener un residual en red, el uso de un desinfectante secundario capaz de generar residual.

## 2. DESINFECCIÓN CON CLORO

### 2.1. OBJETIVOS DE LA CLORACIÓN

La cloración, es decir la adición de cloro o un compuesto de cloro al agua, es el método de desinfección más antiguo y de mayor uso en el mundo. Cuando correctamente comprendido y operado, el proceso de cloración es un método seguro, práctico y efectivo para destruir los organismos patógenos. Además se obtienen varios otros beneficios secundarios al usar cloro como desinfectante del agua tratada. Por otra parte el cloro puede, utilizarse también, como parte de los otros procesos de tratamiento. En sus comienzos el cloro se empleó para eliminar olores desagradables del agua, pero para fines del siglo XIX se comenzó a utilizar como desinfectante y ya en los primeros años del siglo XX había pasado a ser uno más de los tratamientos que rutinaria y sistemáticamente se utilizaban en las plantas potabilizadoras de varios países. Si bien el cloro se utiliza, también, para desinfectar tanques de almacenamiento, reservas y sistemas de distribución; para oxidar Hierro, Manganeseo e hidrógeno sulfurado; y para controlar sabores, olores, algas y lamas; la desinfección es el objetivo fundamental de la cloración, a tal punto que, comúnmente, los términos desinfección y cloración se utilizan indistintamente para designar el mismo tratamiento.

Además del cloro gaseoso, se usan varios compuestos de cloro para desinfectar el agua, como los hipocloritos de sodio o calcio, la cal clorada, el dióxido de cloro y las cloraminas. Estas últimas suelen formarse en el agua en presencia de amoníaco, pero también se pueden agregar como producto químico preformado.

### 2.2. COMPUESTOS EMPLEADOS EN LA CLORACIÓN

#### 2.2.1. Cloro Elemental

El cloro gas se comercializa en cilindros de acero de 68 Kg. y de una tonelada (aproximadamente). Los cilindros contienen 85% de cloro líquido a presión y 15% de cloro gaseoso. A temperatura ambiente la presión interna del cilindro es de aproximadamente 6 Kg/cm<sup>2</sup>.

Si bien el precio del cloro en ambos tipos de cilindros puede variar, típicamente, el costo del cloro en los cilindros chicos con respecto a al de los grandes es 2 a 1.

##### 2.2.1.1. Propiedades Físicas

A la temperatura ambiente (20°C) y a la presión atmosférica, el cloro es un gas amarillo - verdoso de un olor característico pungente, soluble en agua hasta 7,29 g/l y, a 0°C, hasta 14,6 g/l; pero, normalmente, se recomienda que los equipos dosadores de cloro gas funcionen con un vacío parcial tal que produzcan una solubilidad operativa máxima de cerca de 3,5 g/l. El cloro gaseoso se comprime fácilmente a la presión atmosférica, licuándose a -34,5°C, como también lo hace a 21°C y 7,0 kg/cm<sup>2</sup> de presión. El cloro gaseoso es 2,5 más denso que el aire, y el cloro líquido es 1,5 veces más pesado que el

agua. A presión atmosférica, y una temperatura inferior a 9,6°C, el cloro gaseoso, en contacto con la humedad, se convierte en hielo (hielo de cloro). Por esta razón, el agua clorada debe mantenerse entre 10 y 26,6°C. A la presión atmosférica y temperatura ambiente el cloro líquido pasa fácilmente a gas. Un volumen de cloro líquido a 0°C se vaporiza dando, a la temperatura y presión ambiente, aproximadamente 460 volúmenes de gas.

#### **2.2.1.2. Propiedades Químicas**

El cloro es un elemento muy reactivo que, bajo condiciones específicas, reacciona con la mayoría de los compuestos inorgánicos y orgánicos presentes en el agua, a veces en forma extremadamente rápida. Debido a su gran afinidad por el hidrógeno, el cloro sustituye el hidrógeno de algunos de sus compuestos, tal como ocurre en la reacción con el sulfuro de hidrógeno y con el amoníaco u otros compuestos nitrogenados. Las reacciones con muchos de los compuestos orgánicos, suelen ser muy violentas.

Si bien el cloro gaseoso no es explosivo o inflamable en el aire, puede contribuir (como el oxígeno) a la combustión de materiales fácilmente oxidables, como el carbón y aún producir explosiones. Por lo tanto, se debe manipular y almacenar en forma separada de otros gases comprimidos (por ejemplo, amoníaco) y de materiales inflamables. A temperatura ambiente, el cloro seco, gaseoso o líquido, no ataca los metales ferrosos, las aleaciones ferrosas o el cobre, pero sí reacciona con el aluminio y a 232°C enciende el acero al carbón. Es importante que el cloro gaseoso no contenga vapor de agua, ya que húmedo es sumamente corrosivo y destruye los metales ferrosos, incluyendo el acero inoxidable. Sin embargo no reacciona con el oro, el platino, el tantalio. Al reaccionar con la plata forma una capa de cloruro de plata, que es inerte. A lo largo de los años se han ido desarrollado materiales con características especiales (generalmente plásticos) para poder manipular las soluciones acuosas de cloro o cloro gaseoso húmedo. El cloro líquido ataca el cloruro de polivinilo (PVC) común y el caucho blando y duro.

#### **2.2.1.3. Efectos Sobre la Salud**

El cloro gaseoso es sumamente tóxico cuando se inhala, pero es, fundamentalmente, un compuesto irritante que afecta las vías respiratorias y los ojos.

El umbral del olor irritante del cloro varía de 0,06 a 5,8 mg/m<sup>3</sup> en el aire (0,02 a 0,2 ppm), en función de la sensibilidad de las personas y otros factores. Si bien las normas de exposición en los ambientes de trabajo son distintas en cada país, por lo general, la concentración máxima admisible oscila entre 1 y 3 mg/m<sup>3</sup> (0,344 a 1,032 ppm) en el aire. No se conocen efectos acumulativos del cloro y, luego de una breve exposición aguda a bajas concentraciones, la recuperación es, generalmente, inmediata. Teniendo en cuenta que la irritación sensorial y la reducción de la capacidad ventilatoria son los efectos críticos del cloro, se ha propuesto que la concentración máximas admisible en el aire, para la población en general, sea inferior a 0,1 mg/m<sup>3</sup> (0,034 ppm). Aunque, se advierte que esta concentración límite se debe utilizar con precaución ya que la información utilizada para determinarla presenta ciertas limitaciones propias de las mismas. Según la concentración de cloro en el aire y el tiempo que una persona (o animal) está expuesta al mismo, puede sufrir distintos grados de irritación en la piel (especialmente en presencia de humedad), las mucosas y el sistema respiratorio, y, en los casos severos, sofocación que puede causar su muerte. Como referencia se puede tener en cuenta que exposiciones de 30 a 60 minutos a concentraciones de 116 a 175 mg/m<sup>3</sup> (40-60 ppm) son

peligrosas y que exposiciones muy breves a concentraciones de  $2.900 \text{ mg/m}^3$  (1000 ppm) o superiores, pueden ser fatales.

Cuando el cloro líquido entra en contacto con la piel y los ojos puede causar quemaduras.

El cloro en el agua por sí solo no parece afectar los animales ya que no se han podido observar tumores, mutaciones o malformaciones en los mismos. Si bien en los niveles de concentración que se usa en la desinfección del agua, el cloro es inocuo, éste reacciona con ciertos compuestos orgánicos que suelen estar presentes en las aguas naturales, formando compuestos organoclorados (por ejemplo trihalometanos) que pueden ser, potencialmente, peligrosos para la salud.

El valor umbral de sabor y olor del cloro en el agua destilada es de aproximadamente  $1,0 \text{ mg/l}$ , pero algunos compuestos organoclorados, como los clorofenoles, tienen un umbral de sabor y olor mucho más bajo.

### **2.2.2. Hipocloritos**

Los hipocloritos son sales del ácido hipocloroso; y se las clasifica, como productos secos o líquidos, dependiendo de su forma comercial. Con el agua reaccionan de igual forma que el cloro estableciéndose las mismas reacciones de equilibrio. La diferencia más importante entre el cloro y los hipocloritos radica en el efecto que el pH ejerce sobre las concentraciones relativas de los iones  $\text{OCl}^-$  (ion hipoclorito) y  $\text{HOCl}$  (ácido hipocloroso) en equilibrio. Las soluciones de hipocloritos contienen un exceso de álcali, que tiende a elevar el pH.

Las sales de cloro más conocidas son el hipoclorito de calcio y el hipoclorito de sodio. Actualmente, el hipoclorito de sodio es la única de estas sales que se comercializa en forma de soluciones. En el mercado existen varios tipos y marcas de hipocloritos.

Kilo a Kilo de cloro disponible, los hipocloritos tienen un poder oxidante equivalente al cloro gaseoso e idéntica eficiencia bactericida. En las plantas de tratamiento se los utiliza indistintamente. La elección de la forma de cloro a utilizar depende, en gran medida, de la cantidad de desinfectante requerida, de consideraciones de seguridad, y del costo del tratamiento. Los hipocloritos son especialmente apropiados para emergencias y desinfecciones en campo, como así también para plantas de tratamiento de menor tamaño, obteniéndose resultados comparables a aquellos que usualmente se pueden lograr con el cloro gaseoso. Sin embargo, el cloro gaseoso parece ser el desinfectante preferido, menos costoso y más ampliamente utilizado en la mayoría de los casos. Si bien, en la práctica, no existe una regla, por lo general, los hipocloritos se utilizan, preferentemente en plantas pequeñas y pozos, pues los hipocloradores son más sencillos y económicos. Sin embargo el costo del hipoclorito es más alto que el de la cloración con cloro gaseoso, pero, en lugares donde no se pueden transportar cilindros de cloro o para situaciones de emergencia, o cuando los aspectos de seguridad son muy importantes, estos compuestos de cloro son la única alternativa posible. A continuación se indican las principales características de los compuestos de cloro comúnmente utilizados.

#### **2.2.2.1. Hipoclorito de Calcio**

La forma más común de hipoclorito de calcio ( $\text{Ca(OCl)}_2$ ) es un sólido blanco, esencialmente no higroscópico, muy corrosivo y con fuerte olor a cloro. Se le comercializa

en forma de polvo, gránulos o en pastillas, todos fácilmente solubles en agua. Contiene 60-70% en peso de cloro disponible, pero por razones de seguridad generalmente se lo comercializa a concentraciones no mayores del 65%. En América Latina, a los hipocloritos al 65% se los conoce como “HTH” (High test hypochlorite). Si bien, en abastecimientos pequeños, este compuesto puede ser más fácil de manejar que el cloro gaseoso, requiere de un almacenamiento especial para evitar que entre en contacto con materiales orgánicos. Las reacciones entre el hipoclorito de calcio y los compuestos orgánicos pueden generar suficiente calor y oxígeno como para producir explosiones o iniciar o sustentar un fuego. Cuando se mezcla con agua se libera calor, por lo que, para favorecer la disipación del calor generado, el hipoclorito seco se debe agregar a un volumen apropiado de agua en lugar de añadir agua al hipoclorito. Aunque el hipoclorito de calcio es un oxidante sumamente reactivo, es relativamente estable durante su producción, empaque, distribución y almacenamiento. El contenido de cloro disponible solo suele disminuir un 10% al cabo de un año de almacenamiento a 30°C, pero a menor temperatura, esta pérdida puede ser menor.

En algunos países también se comercializa hipoclorito de calcio con una concentración del 35% de cloro disponible. Ambos productos, al 65 y 35%, se comercializan bajo distintos nombres. Normalmente el hipoclorito de calcio se vende en recipientes o tambores metálicos de 25 a 50 Kg. de peso o en latas para cantidades más pequeñas. El precio del hipoclorito de calcio con respecto al de sodio es, en general, 10 veces mayor.

#### **2.2.2.2. Hipoclorito de Sodio**

El hipoclorito de sodio ( $\text{NaOCl}$ ) es un líquido claro, amarillento, que se comercializa a distintas concentraciones según su uso: 2,5-5% para uso doméstico, y 9-15% para uso industrial.

La solución de hipoclorito de sodio es alcalina, con un pH de 9 a 11, dependiendo del contenido de cloro activo.

A través de ensayos, se ha demostrado que las soluciones se deterioran con mayor o menor rapidez según determinados factores. La temperatura, la luz, pH y la presencia de impurezas en la solución, tales como hierro, cobre, níquel y cobalto, afectan significativamente la estabilidad de las soluciones de hipoclorito. Cuanto mayor es la concentración de cloro disponible y más alta la temperatura, más rápidamente pierden su potencia las soluciones. Los cationes de los metales pesados mencionados, actúan como catalizadores, acelerando la descomposición de las soluciones. De éstos, el hierro, proveniente del hidróxido de sodio utilizado en la fabricación del hipoclorito, es, quizás, el que más afecta las soluciones, aún a concentraciones tan bajas como 0,5 mg/l. Se considera que las soluciones más estables son aquellas cuyas concentraciones de cloro disponible no superan el 10%, y en las cuales el pH = 11 y el contenido de hierro, cobre y níquel es inferior a 0,5 mg/l. Por lo tanto, los fabricantes recomiendan su almacenamiento en lugares secos, al abrigo del calor y la luz o en contenedores protegidos de la luz, y por un tiempo no mayor de 60-90 días.

También es de suma importancia que, a la hora de adquirir soluciones de hipoclorito de sodio, se especifiquen detalladamente las características fisicoquímicas (pH, concentración de metales pesados, contenido de residuos y de sólidos en suspensión, etc.), incluida la concentración máxima de cloro disponible, a la que deben ajustarse las mismas.

Las soluciones de hipoclorito de sodio se pueden adquirir, según las cantidades, en recipientes de distintos tamaños, desde bidones plásticos opacos o botellas de vidrio de 10-20 litros hasta tambores de acero revestidos de goma, de PRFV y en tanques de ferrocarril, y con diferentes nombres comerciales.

El hipoclorito de sodio se comercializa como solución con hasta 13% de cloro activo. Es un compuesto muy inestable por lo que no se lo debe almacenar por más de 30 días. La concentración máxima óptima, desde el punto de vista de la estabilidad para su almacenamiento, es de 10% de cloro activo.

### **2.2.3. Cal Clorada**

A la cal clorada ( $\text{CaO} \cdot \text{Cl}_2$ ) también se la conoce como clorato de cal. Se comercializa en forma de polvo blanco con 30% de contenido en cloro activo. Es soluble en agua y deja residuos calcáreos. Se descompone fácilmente, llegando a perder hasta un 10% de cloro disponible por mes. Se vende en bolsas plásticas de 1 a 50 Kg. Su uso es hoy muy limitado.

### **2.2.4. Cloraminas**

Cuando el agua a desinfectar contiene amoníaco, o si se lo agrega intencionalmente, el cloro puede reaccionar con éste formando cloraminas (mono, di o tricloraminas). En general, la distribución de las cloraminas depende, principalmente, de las velocidades relativas de formación de las mismas, las que son función del pH y de la proporción de cloro a amoníaco ( $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ ). Las cloraminas son desinfectantes mucho menos efectivos que el cloro libre, el que puede ser de dos órdenes de magnitud más eficaz que éstas. El agregado de amoníaco para generar cloraminas en el agua a desinfectar, es una operación más que puede aumentar no sólo el costo del proceso de desinfección, sino también hacerlo más complicado, especialmente en los abastecimientos de menor tamaño. Sin embargo, en los últimos años, el uso de las cloraminas ha vuelto a despertar interés debido a la inquietud que despierta la formación de trihalometanos que podrían resultar del uso del cloro residual libre. Pero debido a que las cloraminas son desinfectantes tan débiles es necesario aplicar dosis mayores y mantener tiempos de contacto más prolongados. Además, como el potencial redox de las cloraminas es mucho más bajo que el del cloro libre, éstas son menos reactivas que el cloro. Por lo tanto, las cloraminas suelen utilizarse como desinfectantes secundarios, en lugar de primarios.

### **2.2.5. Dióxido de Cloro**

El dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) es un germicida muy efectivo (con una capacidad casi igual a la del ácido hipocloroso) contra muchos de los organismos patógenos comúnmente presentes en las aguas. Su capacidad desinfectante no se ve afectada por el pH, dentro del rango normal del pH de las aguas, ni tampoco por la presencia de amoníaco. No sólo se lo puede generar y dosar con relativa facilidad, sino que, además, es fácil de determinar cuantitativamente, y es razonablemente persistente.

Generalmente se considera que el dióxido de cloro es un desinfectante solo ligeramente superior al cloro, cuando se utiliza cloración a cloro residual libre, bajo condiciones perfectamente controlada. Esto, más el hecho de que el dióxido de cloro se debe generar

en la misma planta de tratamiento utilizando como materia prima el clorato de sodio, cuyo costo es relativamente alto, resulta que, a dosis equivalentes, el proceso de desinfección con dióxido de cloro es más caro que la cloración. Sin embargo parece que, en los próximos años, este compuesto podrá ser una alternativa económicamente viable para la desinfección del agua, por lo menos, en aquellas situaciones donde una combinación de características de la misma, tales como concentraciones elevadas de amoníaco y de compuestos fenólicos, hacen especialmente difícil la obtención de un agua de buena calidad empleando solamente cloro.

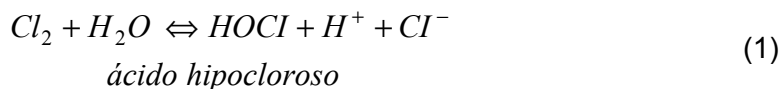
Si bien el dióxido de cloro se suele aplicar solo, por lo general, se lo utiliza conjuntamente con cloro, aplicándolo antes o después de éste. En aquellos casos en que se lo utiliza para eliminar clorofenoles, se lo aplica al final del tratamiento conjuntamente con la post-cloración. Si, en cambio se lo emplea como oxidante para eliminar Hierro y/o Manganeseo, normalmente se lo aplica como un pre-tratamiento (antes de la coagulación). En estos casos, la desinfección final se hace con cloro. También se suele utilizar para controlar el sabor y olor del agua. Debido a la complejidad y riesgo que implica su generación y operación en plantas de tratamiento, por lo general no se recomienda su uso y de hecho prácticamente no se lo utiliza en abastecimientos pequeños.

## 2.3. QUÍMICA DE LA CLORACIÓN

### 2.3.1. Hidrólisis

#### 2.3.1.1. Cloro Gaseoso

En disolución acuosa el cloro,  $Cl_2$ , se desproporciona\* dando  $Cl^-$  y  $Cl^+$ , que es un sistema termodinámicamente estable. Este proceso se denomina también dismutación.



Debido a la magnitud de la constante de desproporción ( $3 \times 10^4$  a  $15^\circ C$ ) y al rápido establecimiento de este equilibrio (1) (a temperatura ambiente) no existen moléculas de cloro libre en el agua a pH mayor de 3 y para concentraciones de cloruro inferiores a 1.000 mg/l. Si bien la dismutación del cloro reduce la alcalinidad y, en aguas con poca capacidad tampón (buffer), el pH de la solución puede disminuir significativamente, en la práctica, normalmente (excepto en el caso de la solución concentrada de los cloradores), la cantidad de cloro agregada al agua no da una solución concentrada de tal fuerza que produzca un descenso notable del pH.

Para el proceso de desinfección tiene mucha más importancia el comportamiento químico del ácido hipocloroso formado por la hidrólisis del cloro (1), ya que éste retiene la propiedad oxidante del cloro y es también el principal responsable del efecto desinfectante de la solución acuosa de cloro. Este ácido se ioniza o disocia en iones hidrógeno e hipoclorito:

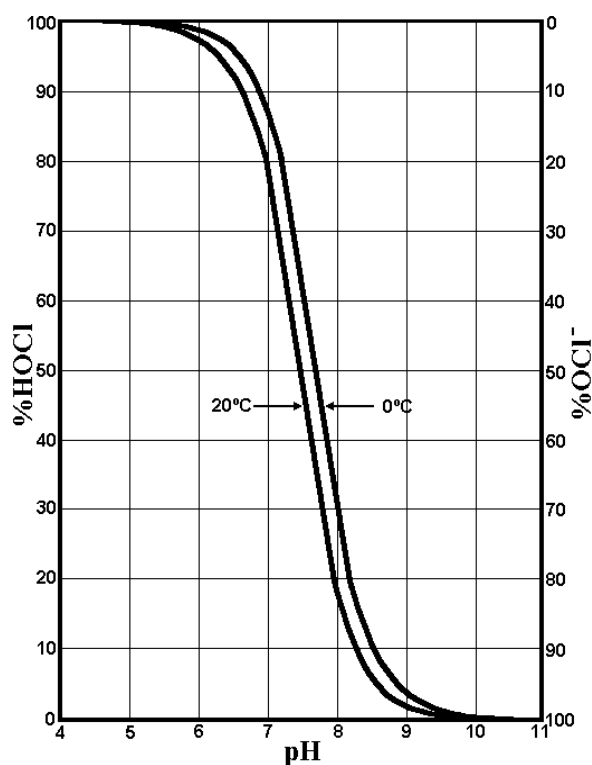
---

\* Reacción de desproporción o dismutación: reacción simultánea de óxido-reducción mediante la cual una sustancia se transforma en dos compuestos diferentes:  $Cl_2^{(0)} \rightarrow Cl^{(-1)} + HOCl^{(+1)}$ .



El grado de disociación, y por lo tanto, las concentraciones relativas de cada especie (ácido hipocloroso e ion hipoclorito) dependen del pH y de la temperatura de la solución. El ácido hipocloroso es un ácido débil que a pH relativamente bajos ( $pH < 6$ ) se disocia muy poco, mientras que a pH entre 6 y 8,5 lo hace casi inmediatamente, y a pH cercanos o superiores a 9,5, la reacción se desplaza totalmente hacia la derecha, existiendo, en solución, casi exclusivamente ion hipoclorito. Es decir que en el rango de pH en que normalmente se encuentran las aguas para consumo humano, el cloro puede existir como ácido hipocloroso e ion hipoclorito: HOCl y  $OCl^-$ . La **Figura 10** muestra como afectan el pH y la temperatura la distribución relativa de estas especies.

El ácido hipocloroso, como ya se dijo, no solo retiene las propiedades oxidantes del cloro, sino también su capacidad desinfectante. El ion hipoclorito, en cambio es 100 veces menos efectivo que el ácido hipocloroso. Por lo tanto la eficiencia de la desinfección depende de la distribución relativa de estas especies (HOCl y  $OCl^-$ ) y del pH.

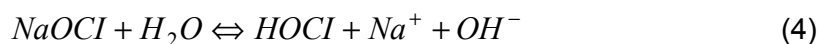


**Figura 10.** Disociación del ácido hipocloroso en función del pH y de la temperatura

Desde el punto de vista operacional, el cloro elemental (si, de acuerdo a las condiciones, existe efectivamente en solución), el ácido hipocloroso y el ion hipoclorito constituyen lo que se denomina Cloro residual libre.

### 2.3.1.2. Hipocloritos

Cuando se agregan al agua las sales del ácido hipocloroso – hipoclorito de calcio e hipoclorito de sodio-, que son sumamente solubles, se ionizan dando ácido hipocloroso e ion hipoclorito, de acuerdo a las siguientes reacciones:

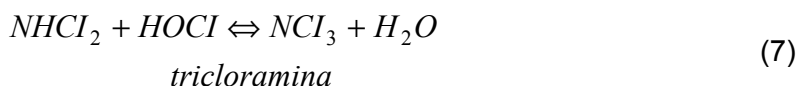
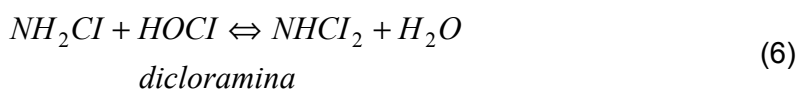
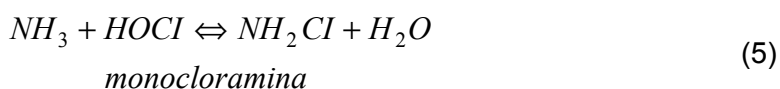


Tal como ocurre con el cloro y como se observa en la **Figura 10**, el pH de la solución acuosa determinará la distribución relativa de las especies HOCl y OCl<sup>-</sup>. Si bien el equilibrio que se establece en el agua clorada es el mismo para el cloro gaseoso que para las sales de hipoclorito, existe una diferencia importante según se use uno u otro desinfectante: el pH de la solución resultante y, por lo tanto, de las cantidades relativas de HOCl y OCl<sup>-</sup> que existen en equilibrio. Mientras que el cloro gaseoso tiende a reducir el pH del agua, los hipocloritos tienden a aumentarlo. Los hipocloritos siempre contienen álcali en exceso por razones de estabilidad, y por lo tanto tienden a aumentar el pH, pero, generalmente, en niveles poco significativos. De la ecuación (2) surge que cada parte de cloro agregado neutralizará no menos de 0,7 partes de alcalinidad (como CaCO<sub>3</sub>), y puede neutralizar hasta 1,4 partes, dependiendo del grado de ionización del ácido hipocloroso y de la concentración de otros compuestos presentes en el agua que consumen cloro. La dureza del agua, principalmente la carbonatada (es decir carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio), tienden a conferir al agua una capacidad tampón (buffer) que neutraliza los cambios importantes de pH que, de otra forma, acompañarían la adición de pequeñas cantidades de sustancias ácidas o alcalinas.

### 2.3.2. Reacciones con el Amoníaco

Las reacciones del cloro con los compuestos nitrogenados inorgánicos, como el amoníaco, y orgánicos, como los aminoácidos y proteínas, no sólo son las más importantes, sino también las más complejas que se desarrollan en el proceso de cloración del agua.

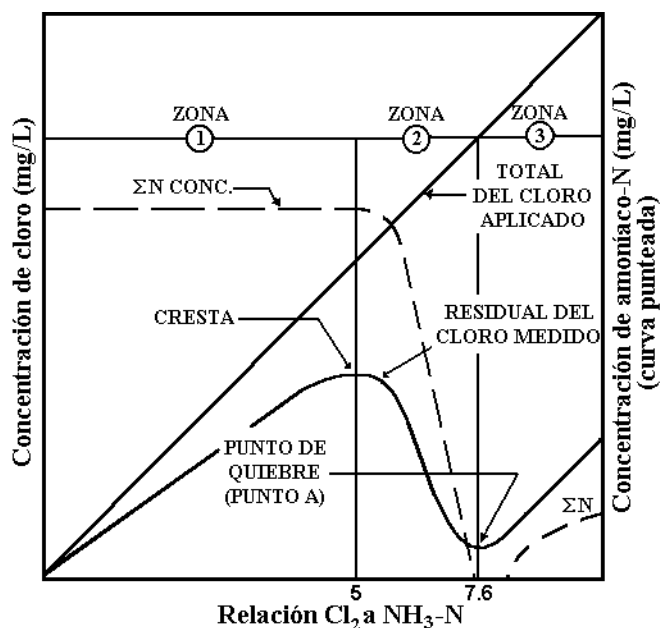
El cloro reacciona con el nitrógeno amoniacal que puede existir naturalmente en el agua o que se ha agregado intencionalmente, formando varias cloraminas según las siguientes reacciones competitivas:



Estas reacciones se desarrollan, generalmente, en etapas de forma tal que todas compiten entre sí. Todos los compuestos de las ecuaciones (5), (6) y (7) participan de una serie de reacciones complejas en las cuales cada átomo de hidrógeno del amoníaco es sustituido por cloro. La preponderancia de uno u otro producto de la reacción está determinada por las velocidades de formación de la mono- y dicloramina, las cuales son función del pH, temperatura, tiempo de contacto y relación cloro a amoníaco ( $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ ) inicial y, fundamentalmente, de la concentración inicial de cloro y amoníaco. Así 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, todo el cloro pasa a monoclорamina, mientras que, con relaciones ( $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ ) altas y pH y temperaturas bajas, se favorece la formación de dicloramina. La reacción (7) formará algo de tricloramina a relaciones ( $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ ) más elevadas (15:1 en peso) y cuando el pH sea igual a 7-8. Si bien aún no se ha establecido con precisión la cinética de esta reacción, se conoce que, bajo determinadas condiciones, de pH, concentración de compuestos de nitrógeno, cantidad de cloro, tiempo de contacto, temperatura, etc., se forma tricloramina. No sólo se ha podido demostrar a escala laboratorio, que la tricloramina se puede formar aún con una relación ( $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ ) equimolar y  $\text{pH} = 5$  o menores, sino que, también, se la ha podido determinar en plantas potabilizadoras en las cuales la relación ( $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ ) era de 25:1 en peso y el pH próximo a 9.

Las reacciones (5), (6) y (7) son parte importante del fenómeno conocido como “punto de quiebre” o “breakpoint” (en inglés). Investigando las razones por las cuales en aquellas plantas de tratamiento que utilizaban dosis de cloro mayores que las normales (2-15 mg/l) para el control de olores y sabores, se observaba una repentina pérdida del cloro residual y la descomposición simultánea del nitrógeno amoniacal, Griffin (1939) descubrió este fenómeno. Este autor demostró que, con ciertos tipos de agua, el aumento progresivo de la dosis de cloro no sólo no resultaba en un aumento lineal del contenido de cloro residual (como ocurre en el caso del agua química pura), sino que, además, la concentración disminuía significativamente hasta alcanzar un valor mínimo. A este punto, Griffin lo denominó “punto de quiebre”. Basándose en sus estudios, este autor desarrolló, además, la curva de punto de quiebre, que no es mas que la representación gráfica de las reacciones o relaciones químicas que se van estableciendo al ir agregando dosis de cloro crecientes a aguas que contienen cantidades reducidas de amoníaco. La **Figura 11** ilustra esta curva teórica de punto de quiebre, en la cual se pueden observar tres zonas con características distintivas.

En la Zona 1, la reacción que se produce es la (5), es decir la de formación de monoclорamina a partir del cloro agregado y el Nitrógeno amoniacal presente en el agua. Todo el cloro residual que se forma en esta zona y hasta llegar a la cresta de la curva, es exclusivamente monoclорamina. La concentración máxima de monoclорamina, o sea la cresta, se alcanza, teóricamente, cuando la relación cloro a nitrógeno amoniacal es equimolar (1:1, el número de moléculas de cloro es igual al número de moléculas de Nitrógeno amoniacal), o 5:1 en peso. A medida que se aumenta la dosis de cloro y, consecuentemente, la relación cloro a Nitrógeno amoniacal, comienza, en la Zona 2 de la curva, la reacción de desproporción de la monoclорamina formando dicloramina y amoníaco. 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 punto de quiebre.



**Figura 11.** Curva del punto de quiebre teórica

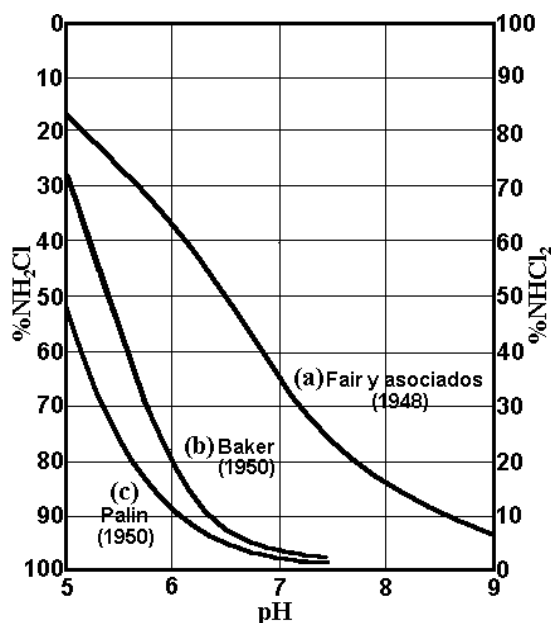
Este cloro residual mínimo remanente o irreductible, que está conformado, fundamentalmente por dicloramina y trazas de monocloramina y cloro libre, se conoce, también, como “cloro residual indeseable o molesto”. En el “punto de quiebre” (A), la relación cloro a nitrógeno amoniacal en peso es, teóricamente, 7,6:1. En la práctica, se ha observado, sin embargo, valores de esta relación mayores al teórico (7,6:1). Esto se debe a que, en el punto de quiebre, se producen otras reacciones que requieren cloro para formar otros compuestos, entre los cuales se destacan el nitrógeno gas, nitrato y tricloramina.

A partir del punto de quiebre (en el cual, como se dijo, prácticamente todo el nitrógeno amoniacal ha sido oxidado) es decir en la Zona 3 de la curva, cualquier aumento en la dosis de cloro resultará en un incremento igual del contenido de cloro residual libre. Es decir que, a partir del punto A, la curva de punto de quiebre teórica debería tener 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) y, posteriormente, Rosum (1943) demostraron que en la Zona 3 de la curva volvía a aparecer nitrógeno amoniacal.

Dada la importancia que tiene este fenómeno del punto de quiebre para la práctica de la cloración, desde su descubrimiento por Griffin en 1939 a la fecha, se han realizado numerosos estudios para explicar este fenómeno. Así, Fair y asociados (1948) establecieron las condiciones de equilibrio entre la mono y dicloramina a concentraciones equimolares, de cloro a Nitrógeno amoniacal, y demostraron que la misma se podía expresar mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{[NH_4^+][NHCl_2]}{[H^+][NH_2Cl]^2} = k_c = 6,7 \cdot 10^5 \text{ l/mol} \quad (8)$$

La **Figura 12** muestra las concentraciones relativas de mono- y dicloramina determinadas por estos y otros investigadores, para una relación cloro a Nitrógeno amoniacal en peso de 5:1 (equimolar), y para distintos pH. La curva (a) de esta Figura es la que obtuvieron Fair y asociados (1948) utilizando la relación de equilibrio (8). De la **Figura 12** surge que si bien los resultados de los tres estudios incluidos en la misma, no son coincidentes, en general, se puede esperar que se forme dicloramina a pH menores de 7.



**Figura 12.** Distribución de monocloramina y dicloramina en agua en función del pH, a 25 °C, relación cloro a amoníaco 5:1 en peso (Fuente: Lambusch, 1975)

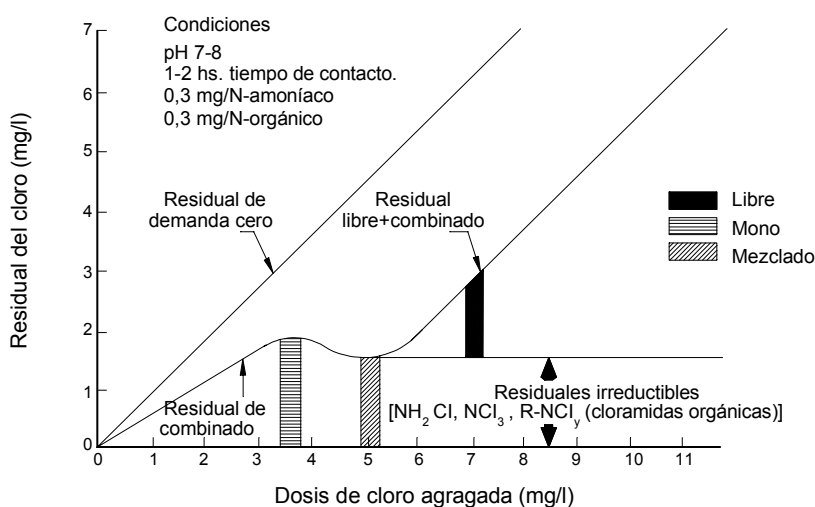
Basándose en los estudios realizados hasta mediados de los años 50, fundamentalmente por Morris, se estableció que el fenómeno de punto de quiebre se debía a la reacción de desproporción de la monocloramina (es decir la conversión espontánea de ésta en dicloramina y amoníaco, que se producía al ir aumentando la relación molar cloro a Nitrógeno amoniacal) y a la disminución de la dicloramina por descomposición de la misma. Estas reacciones solo se podrían desarrollar en presencia de cloro libre.

Desde entonces, distintos investigadores han propuesto varios mecanismos de reacción que involucran distintos productos intermedios, tales como radical nitroxilo (NOH), ácido hiponitroso ( $\text{H}_2\text{N}_2\text{O}_2$ ), monóxido de dinitrógeno ( $\text{N}_2\text{O}$ ), hidroxilamina ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ), etc., para explicar el fenómeno de punto de quiebre.

Cabe 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, habrá una curva distinta para distintos tiempos de contacto. La **Figura 12** ilustra este efecto del tiempo de contacto. Debido a que cada tipo de agua tendrá su curva de punto característica, es importante que cada establecimiento de agua construya la suya, ya que por medio de ésta podrá estimar la cantidad de cloro que necesitará para llevar a cabo el proceso de desinfección en un tiempo de contacto determinado, a la vez que podrá prever el tipo de subproductos que podrían formarse.

El cloro, como ya se indicó, también reacciona con los compuestos orgánicos nitrogenados formando complejos orgánicos cloraminados. Por ejemplo, el cloro libre reacciona con las aminas orgánicas para dar monocloraminas orgánicas. Los mecanismos de reacción entre el cloro y los compuestos orgánicos nitrogenados son similares al del proceso de formación de las cloraminas inorgánicas, pero, en general, las constantes de velocidad de reacción son menores. Las cloraminas orgánicas se pueden formar también, por reacción entre la monocloramina y las aminas orgánicas. Estos compuestos y los producidos por las reacciones (5), (6) y (7), es decir las mono-, di-, y tricloramina, constituyen lo que se conoce como cloro residual combinado.

La **Figura 13** es un ejemplo de la curva de punto de quiebre que se obtiene cuando en el agua existen compuestos nitrogenados orgánicos además de nitrógeno amoniacal. En esta figura se observa que el punto de quiebre aparece menos definido que en el caso de las curvas de las aguas que contienen solamente Nitrógeno amoniacal. En general, resulta difícil obtener puntos de quiebre definidos cuando las aguas contienen distintos tipos de compuestos orgánicos nitrogenados, ya que éstos reaccionarán de distinta forma en función de la complejidad de sus moléculas. Las curvas resultan más suaves, sin cambios bruscos al pasar de una a otra zona debido a que, como ya se mencionara, el cloro y los compuestos orgánicos nitrogenados reaccionan mucho más lentamente que el cloro y el N-amoniacal. Mientras que la reacción del cloro con los compuestos orgánicos nitrogenados puede tardar días en completarse, con el N- amoniacal, se requieren solamente horas.

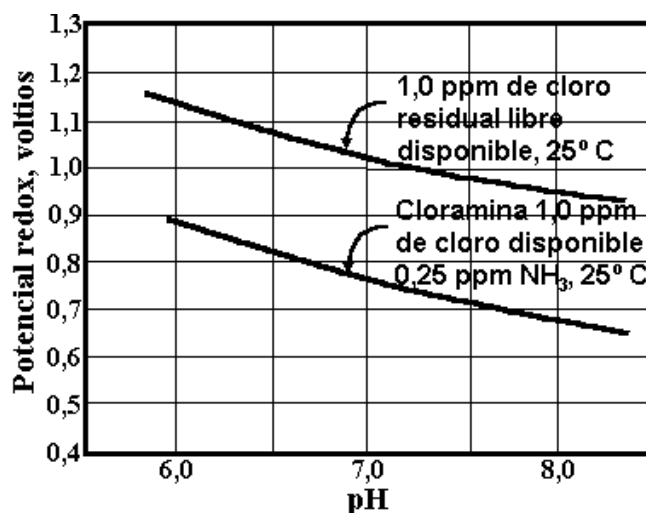


**Figura 13.** Relación entre nitrógeno de amoníaco, nitrógeno orgánico y cloro  
(Fuente: Reiff y Witt, 1995)

En la curva de la **Figura 13** se puede observar, además, que la concentración de cloro residual irreductible o “molesto” es mayor que lo que se observa en ausencia de compuestos orgánicos nitrogenados (**Figura 11**). Este residual no solo es importante porque puede causar problemas de olor y sabor en el agua y probablemente sobre la salud del consumidor, sino porque, además, consume cierta cantidad de cloro.

Cuando en las plantas potabilizadoras se practica la cloración basándose en la ecuación (5), se la denomina proceso del cloro-amoniaco o proceso de la cloramina o cloraminación. En cambio, cuando se agrega suficiente cantidad de cloro como para que se desarrollen las ecuaciones (6) y (7), la práctica se conoce, preferentemente, como cloración a residual libre, en lugar de cloración a punto de quiebre. Estas dos prácticas se discutirán, en detalle, más adelante.

Como ya se mencionó, la capacidad oxidante de las soluciones de cloro residual libre varía con el pH ya que la distribución relativa de las especies ácido hipocloroso e ion hipoclorito ( $\text{HOCl}:\text{ClO}^-$ ) depende de éste. Así a mayor pH, es decir cuando predomina el ion hipoclorito, el poder oxidante es menor. Estos mismos principios se cumplen para el caso de las soluciones de cloramina, o sea que, el poder oxidante de éstas varía en función del pH que es el que determina las concentraciones relativas de dicloramina y monoclорamina ( $\text{NHCl}_2:\text{NH}_2\text{Cl}$ ) presentes en la solución. También en este caso, a mayor pH, o sea cuando predomina la monoclорamina, menor poder oxidante. Tal como muestra la **Figura 14**, el potencial redox de las cloraminas es bastante menor que el del cloro residual libre. Por lo tanto las cloraminas son menos reactivas que las formas de cloro.



**Figura 14.** Variación de los potenciales redox de soluciones que contienen distintos compuestos de cloro (Fuente: Laubusch, 1975)

### 2.3.3. Características de las Formas de Cloro

El cloro residual libre (principalmente ácido hipocloroso e ion hipoclorito) y el cloro residual combinado (mono-, di-, y tricloraminas y cloraminas orgánicas), que conforman lo que se denomina Cloro residual total, tienen características químicas y físicas diferentes. El cloro residual libre es mucho más volátil que el cloro combinado, pero no se lo remueve fácilmente por aireación. Por el contrario, las formas combinadas se eliminan fácilmente por aireación, a pesar de que la volatilidad o presión de vapor aumenta al aumentar los átomos de cloro del compuesto de cloro combinado. La monoclорamina es la menos volátil y tiene la menor presión de vapor.

El aumento de la volatilidad resulta en un aumento en el olor que se caracteriza por ser similar al del cloro. Cuanto más átomos de cloro contiene el compuesto cloraminado

mayor es la intensidad del olor. La presencia de cloraminas puede afectar drásticamente el olor y sabor del agua potable. La di- y tricloramina le confieren al agua muchísimo más olor y sabor que el cloro libre y la monoclорamina. Como en el caso de los olores, a mayor número de átomos de cloro sustituidos muchísimo más sabor. El cloro libre y la monoclорamina prácticamente no imparten sabor al agua clorada en las dosis normalmente utilizadas en la desinfección. Los sabores que se suelen percibir luego de que el agua salió de la planta potabilizadora pueden, generalmente, atribuirse a los productos de reacción del cloro libre con material biológico (biofilms) presentes en el sistema de distribución, tales como cloraminas y otros compuestos generadores de olor y sabor.

El diagrama siguiente resume la influencia del número de átomos de cloro sobre algunas características de las cloraminas inorgánicas.

*Monoclорamina ⇒ Dicloramina ⇒ Tricloramina*

*⇒ volatilidad*

*⇒ presión de vapor*

*⇒ intensidad del olor y sabor*

En la **Tabla 5** se indican los valores relativos de olor y sabor de la familia de las cloraminas inorgánicas.

Compuesto	Valor umbral de olor (mg/l)	Valor umbral de sabor (mg/l)
NH <sub>2</sub> Cl, monoclорamina	0,48	0,65
NHCl <sub>2</sub> , dicloramina	0,13	0,15
NCl <sub>3</sub> , tricloramina	0,02	0,02

**Tabla 5.** Valores umbrales de olor y sabor de las cloraminas

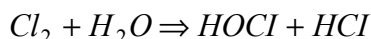
Los residuales de cloro combinados son menos agresivos, más persistentes, y reaccionan, como ya se indicara, más lentamente con los compuestos oxidables y microorganismos presentes en el agua, que el cloro residual libre. Esta característica del cloro combinado favorece su utilización en las plantas potabilizadoras donde es necesario inhibir la formación de subproductos de la desinfección tales como los trihalometanos.

#### **2.3.4. Reacciones con Compuestos Inorgánicos**

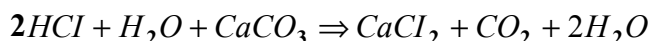
Debido a su gran reactividad el cloro reacciona más o menos fácilmente con varios compuestos presentes en las aguas; tales como hierro, manganeso, sulfuro de hidrógeno, cianuro, nitritos y, como se discutiera anteriormente, con los compuestos nitrogenados inorgánicos y orgánicos. Todas estas reacciones consumen parte del cloro agregado a los fines de la desinfección. También es sumamente importante la acción del cloro sobre la alcalinidad del agua, la cual, según las características de la misma puede destruir en mayor o menor proporción.

### 2.3.4.1. Reacción con la Alcalinidad

Cuando se agrega suficiente cantidad de cloro al agua como para satisfacer todos los requerimientos que pueden ejercer los distintos constituyentes de la misma, todo el cloro adicional que se aplica pasará a cloruro:



El ácido formado reacciona con la alcalinidad del agua (expresada como carbonato de calcio).



Es decir que, por cada parte de cloro se requieren 1,4 de alcalinidad. Esta reacción representa el punto final de la titulación de la alcalinidad a pH 4,3.

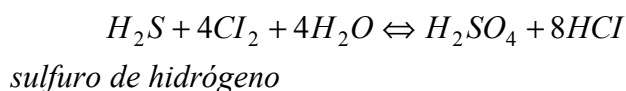
Cuando no todo el ácido hipocloroso se reduce, pasando solamente un Cl a HCl, sólo se requerirán 0,7 partes de alcalinidad.

Si el agua contiene suficiente cantidad de alcalinidad como para mantener el pH = 7 y todo el cloro agregado pasa a cloro libre (agua químicamente pura), de acuerdo a las reacciones de equilibrio que se establecen: 50% del cloro estará en el agua como ácido clorhídrico y el otro 50% conformado por 80% de ácido hipocloroso sin disociar, y 20% de ion hipoclorito y  $H^+$ . Por lo tanto, solo este último 20% y el 50% de ácido clorhídrico reaccionarán con la alcalinidad, reduciéndola un 60% ( $50\% + (0,2 \times 50\%) = 60\%$ ). Es decir que por cada parte de cloro se destruirán 0,84 partes ( $1,4 \times 0,6 = 0,84$ ) de alcalinidad.

Esta interacción entre el cloro y la alcalinidad es crítica ya que la alcalinidad del agua determina el pH de la misma y éste a su vez está directamente relacionado con el poder de corrosión del cloro. Es decir que la capacidad tampón del agua a clorar determinará si el agregado de cloro puede o no causar problemas de corrosión en el sistema de abastecimiento.

### 2.3.4.2. Reacción con los Compuestos Inorgánicos Reductores

En general, el cloro reacciona, rápidamente, con los compuestos inorgánicos reductores, tales como: sulfuro de hidrógeno, hierro, manganeso, etc.; consumiendo en el proceso distintas cantidades de alcalinidad. Por ejemplo la oxidación completa del sulfuro de hidrógeno se produce según la siguiente reacción:



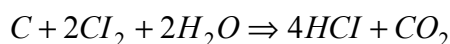
En esta reacción por cada parte de sulfuro de hidrógeno se requieren 8,5 partes de cloro y 10 partes de alcalinidad (expresada como carbonato de calcio) a pH 9.

Cuando el pH del agua es lo suficientemente alto y la dosis de cloro aplicada es la necesaria, los compuestos ferrosos y manganosos presentes en el agua se oxidarán rápidamente para dar hidróxido férrico y dióxido de manganeso insolubles, que podrán removerse fácilmente de la solución.

Las condiciones óptimas para que estas reacciones se produzcan son, para el hierro:  $\text{pH} \geq 7$  y para el manganeso  $\text{pH} = 10$  y presencia de cloro residual libre.

Los nitritos que suelen estar presentes en las aguas debido a la contaminación con líquidos cloacales o con ciertos tipos de efluentes industriales, también reaccionan consumiendo cloro en cantidades importantes, oxidándose a nitratos. Esta oxidación se realiza, fundamentalmente, en presencia de cloro residual libre.

El cloro puede también reaccionar rápidamente con el carbono inorgánico. Esta reacción es la que se utiliza en la práctica para remover exceso de cloro residual de las aguas por filtración a través de lechos de carbón activado granulado, tal como se indicara anteriormente.



O sea que por cada parte de C se requieren 0,0845 partes de cloro y se consumen 2,1 partes de alcalinidad.

En la **Tabla 6** se resumen las reacciones de oxidación de estos compuestos inorgánicos reductores, y las cantidades de cloro a aplicar y de alcalinidad que cada una de ellas consumirá.

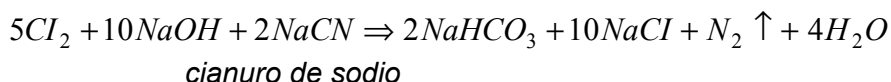
Es importante destacar que las cloraminas (es decir el cloro residual combinado) prácticamente no reacciona u oxida los compuestos ferrosos o manganosos, ni los nitritos, en especial.

Reacción	Partes de cloro requerida por parte de comp. inorgánico (mg $\text{Cl}_2$ /mg compuesto)	Alcalinidad consumida por parte de $\text{Cl}_2$ agregado (mg/mg)(como $\text{CO}_3\text{Ca}$ )
$\text{H}_2\text{S} + 4 \text{Cl}_2 + 4 \text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{SO}_4\text{H}_2 + 8 \text{HCl}$	8,3	10
$\text{H}_2\text{S} + \text{Cl}_2 \Rightarrow \text{S} \downarrow + 2 \text{HCl}$	2,1	2,6
$2 \text{Fe}(\text{HCO}_3)_2 + \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 + \text{Cl}_2 \Rightarrow 2 \text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{CaCl}_2 + 6 \text{CO}_2$	0,64	0,9
$\text{Mn}(\text{HCO}_3)_2 + \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 + \text{Cl}_2 \Rightarrow \text{MnO}_2 + \text{CaCl}_2 + 2 \text{H}_2\text{O} + 4 \text{CO}_2$	1,3	3,64
$\text{Mn}(\text{SO}_4) + \text{Cl}_2 + \text{NaOH} \Rightarrow \text{MnO}_2 + 2 \text{NaCl} + \text{Na}_2\text{SO}_4 + 2 \text{H}_2\text{O}$	1,3	3,4
$\text{NO}_2^- + \text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{NO}_3^- + 2 \text{HCl}$	1,5	1,8
$\text{C} + 2 \text{Cl}_2 + 2 \text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{CO}_2 + 4 \text{HCl}$	0,0845	2,1

**Tabla 6.** Requerimiento estequiométrico de cloro y consumo de alcalinidad por los compuestos inorgánicos

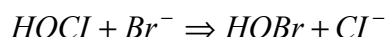
### 2.3.4.3. Reacción con el Cianuro

A pH suficientemente elevados ( $\text{pH} \geq 8,5$ ) el cloro reacciona con los cianuros. Para la completa destrucción de una parte de cianuro en sales de Na (bicarbonato y cloruro) y nitrógeno gas se requieren 6,82 partes de cloro y 7,69 partes de hidróxido de sodio (pH solución 8,5 – 9,5).



### 2.3.4.4. Reacción con el Bromuro

Otra reacción que se produce al agregar cloro en aguas que contienen bromuro es la siguiente:



Esta es una reacción irreversible y al ácido hipobromoso interfiere con todos los métodos de análisis de cloro libre comúnmente utilizados.

### 2.3.5. Reacciones con Compuestos Orgánicos

Las aguas utilizadas como fuentes de provisión para consumo humano suelen contener cantidades variables de compuestos orgánicos reductores y otra variedad de compuesto orgánicos que reaccionan con el cloro durante el proceso de cloración.

Estos compuestos pueden ser constituyentes naturales de las aguas o haber ingresado como resultado de las actividades antropogénicas que se desarrollan en las cuencas de las cuales provienen las aguas. Algunos de estos compuestos reaccionan más rápidamente que otros con el cloro, pero, generalmente, se requiere de horas para que estas reacciones se completen. Según la naturaleza de los compuestos orgánicos y las condiciones que prevalezcan en los abastecimientos, el cloro reacciona con los estos compuestos a través de mecanismos de sustitución, adición u oxidación.

En general, el cloro reacciona más lentamente con los compuestos orgánicos que con los compuestos inorgánicos. No siempre es posible identificar o cuantificar fácilmente estos subproductos de la cloración, ya que la velocidad de las reacciones, la demanda de cloro y los productos finales de las mismas, pueden variar considerablemente. Además, según la naturaleza y complejidad de las moléculas orgánicas intervinientes resulta muy difícil poder predecir la cantidad de subproductos que se formarán.

Los complejos halogenados que se forman no tienen, normalmente, poder bactericida y suelen conferir olor y sabor objetables al agua, consumen parte del cloro agregado, y algunos de ellos han sido clasificados por el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC)(1991) como carcinógenos (Grupo 1), probables (Grupo 2A) o posibles (Grupo 2B) carcinógenos para el hombre.

Históricamente, el cloro se ha utilizado para controlar sabor, color y olor en los abastecimientos de agua. Aunque, las regulaciones impuestas por algunos países sobre la calidad del agua potable, limitan, actualmente, el uso del cloro con este fin, debido a la

posible formación de subproductos indeseables, el uso más importante y generalizado del cloro ha sido y sigue siendo como desinfectante. Como ya se mencionara, los compuestos orgánicos halogenados que se forman durante el proceso de desinfección se los conoce como subproductos de la desinfección (SPDs).

Cuando se utiliza o se va a utilizar cloro (o cualquier otro agente desinfectante) en la desinfección o cualquier otro tratamiento (control de olor, sabor, color, oxidación de compuesto inorgánicos reductores, etc.) del agua para consumo humano, se deben considerar varios aspectos fundamentales:

- Tipo de subproductos formados.
- Toxicología de los subproductos generados.
- Valores de las concentraciones máximas establecidas para cada uno de los subproductos, en las Normas de Calidad para el Agua Potable. Es aconsejable también, tener en cuenta cualquier modificación a las normas vigentes que esté en estudio.
- Concentración los subproductos que se formarán.
- Medidas a tomar para evitar o reducir al mínimo posible la generación de subproductos, y
- Si la concentración de los subproductos que, inevitablemente se producen, aún representa un riesgo para la salud del consumidor, qué se puede hacer para minimizar este riesgo.

Generalmente, para evitar la formación de SPDs en los sistemas convencionales de potabilización, se opta por introducir una etapa de pre-tratamiento para remover los precursores (es decir de los compuestos orgánicos capaces de reaccionar con el cloro) de los SPDs o para inhibir la formación de los mismos. Esta etapa de pre-tratamiento puede incluir uno o más procesos de tratamiento tales como filtración por membranas, filtración “biológica” con pre-tratamiento o pre-oxidación con ozono o dióxido de cloro, cloraminación, reducción de las dosis de cloro, o relocalización de los puntos de aplicación del cloro. Aunque también es posible implementar sistemas de tratamiento para eliminar o reducir la concentración de los SPDs formados, por ejemplo por absorción en columnas de carbón activado, esta alternativa suele ser, normalmente mucho más cara que las anteriores. Sin embargo, es importante recordar que, tal como lo recomienda la Organización Mundial de la Salud bajo ninguna circunstancia las medidas tomadas para minimizar la formación de los subproductos de la desinfección, deben comprometer la calidad biológica del agua potable.

Por otra parte, si bien existe gran preocupación por los efectos perjudiciales para la salud de los subproductos de la cloración, fundamentalmente por su carcinogenicidad, se deben tener en cuenta, por un lado, las diferencias significativas que existen entre los riesgos potenciales para la salud asociados a los contaminantes químicos y a los biológicos, y por el otro, el hecho de que, de acuerdo a lo manifestado en 1991 por el Centro Internacional de Investigaciones para el Cáncer, y posteriormente confirmado por las conclusiones a las que se arribaron en una conferencia internacional donde se examinó la seguridad de la desinfección del agua (Craun, 1993), la información científica actualmente disponible no es suficiente para determinar la carcinogenicidad del agua potable clorada.

### 2.3.5.1. Subproductos de la Cloración

Durante el proceso de desinfección, el cloro reacciona con algunos compuestos orgánicos formando, como ya se dijo, subproductos halogenados. En la **Tabla 7** se listan los principales subproductos halogenados que se han identificado, a la fecha, en las aguas potables cloradas.

Los trihalometanos –THMs- fueron los primeros subproductos halogenados que se identificaron en el agua potable (Rook, 1974; Bellar y asociados, 1974) y desde entonces, se los ha podido detectar en la mayoría de los sistemas de abastecimiento que practican la cloración. Sin embargo, se considera que los THMs solo representan aproximadamente el 10% del total de SPDs que se pueden formar durante la cloración. Bajo esta denominación –THMs- se agrupan, fundamentalmente, el cloroformo, el bromodiclorometano, el dibromoclorometano y el bromoformo. Los compuestos orgánicos asociados con la producción de THMs son los de los ácidos fúlvicos y húmicos, componentes naturales de las aguas, comúnmente denominados Materiales Orgánicos Naturales (MON o NOM: natural organic materials, en inglés). La distribución de las cuatro especies de THMs depende, principalmente, del contenido de bromuro del agua cruda. Para 1991, el Instituto Internacional de Investigaciones para el Cáncer había clasificado al cloroformo y al bromodiclorometano como posibles carcinógenos humanos.

OHCl + Br + Compuestos orgánicos → THMs y otros SPDs halogenados	
Trihalometanos (THMs)	Ácidos acéticos halogenados (AAHs)
Cloroformo	Ácido monocloroacético
Bromodiclorometano	Ácido dicloroacético
Dibromoclorometano	Ácido tricloroacético
Bromoformo	Ácido monobromoacético
	Ácido dibromoacético
Haluros de cianógeno	Ácido bromocloroacético
Cloruro de cianógeno	
Bromuro de cianógeno	Acetonitrilos halogenados (ANHs)
	Dicloroacetonitrilo
Picrinas halogenadas	Tricloroacetonitrilo
Cloropicrina	Dibromoacetonitrilo
Bromopicrina	Tribromoacetonitrilo
	Bromocloroacetonitrilo
Hidrato de cloral (tricloro- Acetaldehído)	Acetonas halogenadas
Fenoles halogenados	Aldehídos halogenados
2-Clorofenol	
2,4-Diclorofenol	
2,4,6-Triclorofenol	
MX [3-cloro-4-(diclorometil)-5-hidroxi-2(5H)-furanona]	

**Tabla 7.** Subproductos halogenados de la cloración

Miller y Uden (1983) y Christman y asociados (1983) fueron los primeros en identificar a los ácidos acéticos halogenados (AAHs), los que, actualmente se consideran como el grupo de SPDs más prevalentes después de los THMs, en las aguas potables cloradas.

Si bien se listan los nueve ácidos cloro/bromoacéticos, no ha sido posible aún identificar la presencia de todos ellos en el agua potable debido a limitaciones de tipo analíticas (por ejemplo, falta de patrones o estándares para algunas de las mezclas de cloro/bromo compuestos, etc.). Tampoco existe suficiente información sobre la ocurrencia y el riesgo que pueden representar para la salud del consumidor los ácidos acéticos brominados. En este grupo, al igual que en el de los trihalometanos, la concentración de bromuro en el agua determina la distribución relativa de los compuestos clorados, brominados y cloro-brominados.

Los otros SPDs más importantes que se suelen identificar en el agua potable, aunque con menor frecuencia que los THMs y los ácidos acéticos halogenados, son los acetonitrilos y picrinas halogenadas, los haluros de cianógeno, las acetonas, aldehídos y fenoles halogenados, y el hidrato de cloral (**Tabla 7**).

Se supone que los acetonitrilos halogenados son, principalmente, subproductos de la cloración de las algas, el ácido húmico y proteínas. Si bien la información sobre la ocurrencia y efectos sobre la salud de estos SPDs es incompleta, se conoce (por estudios realizados en el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer) que el dicloro-, el tricloro-, el dibromo- y el bromocloroacetonitrilo no son cancerígenos para los seres humanos, pero sí teratogénicos para los animales (ratas).

Si bien los fenoles o ácidos fenólicos son los precursores de los clorofenoles, éstos también son productos de la degradación de los herbicidas fenólicos. Además de los efectos sobre la salud que los clorofenoles puedan tener, confieren al agua un sabor desagradable fácilmente detectable a muy bajas concentraciones.

El hidrato de cloral o tricloroacetaldehído se forma durante la cloración de las aguas que contienen materia orgánica natural (MON), principalmente ácidos húmicos, o contaminadas con ciertos líquidos residuales industriales. Este SPD se considera mutagénico para los animales.

Es necesario destacar la importancia que tiene la furanona clorada o MX ya que, si bien solamente se la encuentra en cantidades mucho menores (décimas de nanogramo/l) que los otros SPDs incluidos en la **Tabla 7**, Kranberg y asociados (1988) informaron que este compuesto es responsable de hasta el 40-60% de la mutagenicidad total del agua potable clorada. Sin embargo, desde el punto de vista de la salud pública, la importancia de la MX no sería tan crítica ya que los mamíferos poseen mecanismos que les permiten eliminarla.

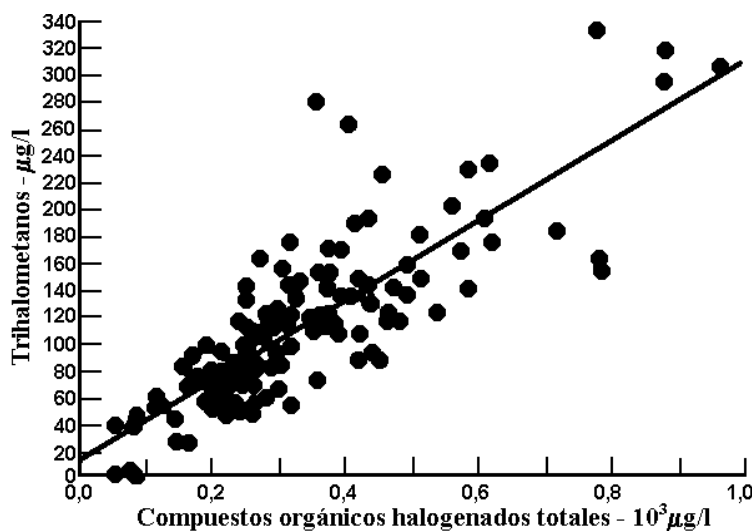
Si bien se ha identificado una importante cantidad de SPDs halogenados en las aguas potables y en soluciones de sustancias húmicas cloradas, sólo se ha podido cuantificar el 50% de los SPDs formados, aproximadamente.

Se ha demostrado que los ácidos húmicos y fúlvicos, constituyentes principales del carbono orgánico disuelto en la mayoría de las aguas naturales, son los principales precursores de los THMs y otros SPDs halogenados.

El Carbono Orgánico Total (COT) y la absorbancia de luz ultravioleta a 254 nm (nanómetros) (UV-254) han demostrado ser dos parámetros sustitutos muy eficientes para medir la concentración total de precursores de los SPDs presentes en las aguas. Además, se han desarrollado relaciones de gran utilidad entre las concentraciones de los trihalometanos (THMs) y el contenido total de SPDs, expresado en función del parámetro sustituto conocido como TOX (Total Organic Halide), y el COT y UV-254.

Es importante señalar el resultado de la investigación realizada por Singer y Chang (1990) en varias plantas potabilizadoras de los Estados Unidos de Norteamérica. Estos investigadores demostraron que, como se muestra en la **Figura 15**, existe una fuerte correlación entre la concentración de los trihalometanos y el total de SPDs, expresado como TOX, que se forman durante la cloración.

Por otra parte, en 1988, Singer había demostrado que las medidas implementadas en las plantas de tratamiento para reducir la formación de THMs, disminuían, simultáneamente la de los TOX. Es decir que los THMs, grupo de compuestos fácil de cuantificar, (en comparación con otros SPDs) constituyen una herramienta útil no sólo para estimar la concentración total de subproductos halogenados presentes en las aguas potables cloradas, sino también para evaluar la eficiencia de los tratamientos de control de los mismos.



**Figura 15.** Correlación entre la concentración instantánea de Trihalometanos y Compuestos orgánicos halogenados en agua potable (Fuente: Singer y Chang, 1989)

Además de los SPDs halogenados, durante el proceso de cloración se genera un cierto número de subproductos no halogenados, tales como formaldehídos, acetaldehídos y un cierto número de aldo y cetoácidos. Los precursores del formaldehído son, principalmente, los materiales orgánicos naturales (MON) presentes en el agua cruda.

### **Factores que afectan la formación de SPDs**

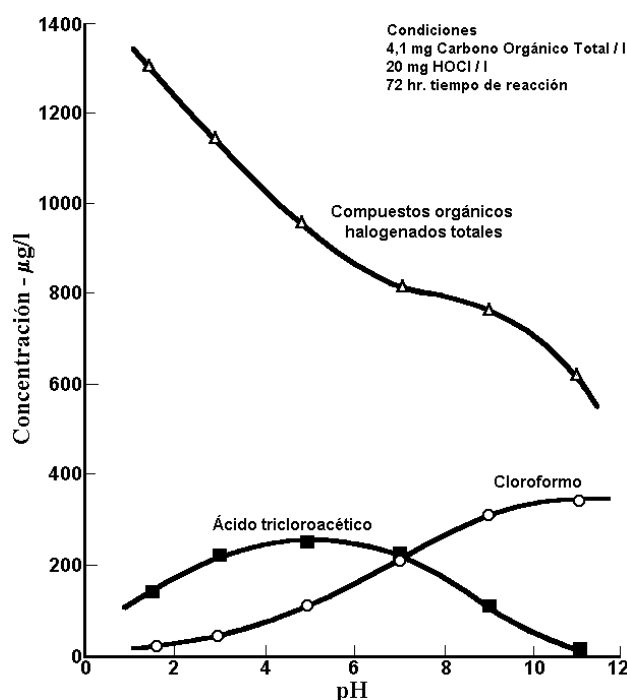
El tipo y cantidad de SPDs que se forman durante la cloración depende de varios factores, a saber:

- Naturaleza y concentración de los precursores de los SPDs.
- Dosis de cloro aplicada.
- Tiempo de contacto.

- pH.
- Temperatura.
- Contenido de bromuro y de compuestos orgánicos nitrogenados.

Si bien la mayoría de los estudios realizados para establecer estos factores y su influencia sobre la formación de los SPDs se hicieron con los trihalometanos, ya que fueron los primeros SPDs que se identificaron, investigaciones recientes han demostrado que estos factores afectan de manera similar a los otros SPDs.

El pH de la solución influye significativamente sobre la velocidad y grado de formación de los SPDs. Mientras que la formación de los THMs es una reacción catalizada por una base y, por lo tanto, la concentración de éstos aumenta al aumentar el pH, el ácido tricloroacético, el dicloroacetoniitrilo, y la tricloroacetona, se hidrolizan o continúan reaccionando con el cloro residual, en condiciones alcalinas, lo que resulta en una disminución de la concentración de los mismos. Es así, que si bien la concentración total de SPDs, expresada como TOX, tiende a disminuir significativamente al aumentar el pH, tal como se observa en la **Figura 16**, la concentración relativa de cloroformo aumenta, mientras que la del ácido tricloroacético disminuye (Reckhow y Singer, 1985).



**Figura 16.** Efecto del pH en la distribución de Compuestos orgánicos halogenados totales, cloroformo y ácido tricloroacético en soluciones de ácido fúlvico cloradas (Fuente: Singer, 1993)

Distintos investigadores encontraron que la velocidad de formación de los SPDs aumenta al aumentar la temperatura, por lo que, típicamente, se observan significativas diferencias estacionales en la concentración de SPDs. Sin embargo, también se demostró que los efectos estacionales no se deben exclusivamente a la influencia de la temperatura sobre la cinética de las reacciones ya que la naturaleza de los precursores de los SPDs varía

con la estación (Singer y asociados, 1981; Gong y Edzwald, 1981). Además, en verano y comienzos del otoño, cuando las temperaturas aún son altas, las dosis de cloro y el cloro residual tienden a ser mayores. En 1990, Reckhow y Singer informaron que la formación de SPDs está directamente relacionada con el consumo de cloro, y que a mayor consumo de cloro mayor formación de SPDs clorados.

En los últimos años se han intensificado los estudios sobre la influencia que la concentración de bromuro ejerce sobre la formación de los SPDs, debido, en gran parte, a que se estima que los SPDs brominados tienen un impacto negativo mayor sobre la salud pública que los compuestos clorados análogos. Distintos investigadores han demostrado que la concentración de bromuro presente en el agua cruda, no sólo modifica, como ya se mencionó anteriormente, la distribución entre las especies cloradas y brominadas dentro de un determinado grupo de SPDs, sino que también influye sobre la velocidad de formación de los SPDs. De estos estudios se concluye que, cuanto mayor es el contenido de bromuro del agua más rápidamente proceden las reacciones y mayor será la concentración de SPDs, y entre éstos, aumentará la cantidad de especies brominadas que se forman. Este efecto se debe a que el bromuro es un agente de sustitución más efectivo que el cloro.

La presencia de compuestos orgánicos nitrogenados en el agua influyen significativamente en la formación subproductos nitrogenados-halogenados, tales como los acetonitrilos y picrinas halogenadas y los haluros de cianógeno. De estudios realizados por Hoigne y Bader (1988) y por Reckhow (1990) surgió que existe una fuerte correlación entre la formación de cloropicrina y la concentración de aminas en el agua, y entre la formación de dicloroacetoniitrilo y el contenido de compuestos orgánicos nitrogenados de extractos húmicos, sometidos a cloración, respectivamente.

### ***Modelos para predecir la formación de SPDs***

En los últimos años se han desarrollado modelos matemáticos para predecir la concentración de SPDs que se pueden formar, bajo condiciones controladas, en función de los distintos parámetros que influyen sobre su formación y utilizando las correlaciones lineales establecidas entre el potencial de formación de los SPDs y la concentración de COT (carbono orgánico total), Absorción-UV, o demanda de cloro.

El primer modelo fue desarrollado por Amy y asociados (1987) para los trihalometanos:

$$TTHMs = 0,00309 [(COT)(UV - 254)]^{0,440} (Cl_2)^{0,409} (t)^{0,265} (T)^{1,06} (pH - 2,6)^{0,715} (Br + 1)^{0,036}$$

Donde:

$TTHMs$  = concentración total de trihalometanos ( $\mu\text{mol/l}$ )

$COT$  = concentración de carbono orgánico total ( $\text{mg/l}$ )

$UV-254$  = absorbancia de luz ultravioleta a 254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ )

$Cl_2$  = dosis de cloro ( $\text{mg/l}$ )

$t$  = tiempo de contacto (horas)

$T$  = temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )

$Br$  = concentración de bromuro (mg/l)

Como se puede observar, este modelo empírico tiene en cuenta todos los factores que influyen en la formación de los THMs, y emplea el COT y UV-254 como sustitutos de la concentración de los compuestos orgánicos naturales (precursores de los THMs). La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica utiliza esta ecuación no sólo para establecer las normativas para los SPDs, sino también para evaluar el cumplimiento de las normas por parte de los abastecimientos de agua, para establecer la mejor tecnología de tratamiento disponible (para reducir de la formación de los SPDs o para removerlos una vez formados), y para evaluar los costos asociados con distintos niveles de THMs que la Agencia está considerando como posibles valores de concentración máxima permitida.

Sucesivamente se fueron desarrollando los modelos para predecir el potencial de formación de cloroformo, de bromodiclorometano, de los ácidos di- y tricloroacético, de los ácidos monobromoacético y dibromoacético, de algunos acetonitrilos y acetonas halogenadas, y de las cloropicrinas. Algunos de estos modelos están aún en proceso de validación.

### 2.3.5.2. Subproductos de la Cloraminación

Si bien la cloramina reacciona con los compuestos orgánicos presentes en el agua, formando SPDs similares a los que se obtienen con el cloro libre, la concentración de éstos es mucho menor ya que la cloramina es un agente de sustitución mucho más débil y un oxidante mucho menos potente que el cloro libre, como se mencionara anteriormente. Estas características han permitido utilizar la cloramina (fundamentalmente monocloramina) como método eficiente para controlar la formación de THMs y de SPDs, en general, a excepción del cloruro de cianógeno (Krasner y asociados, 1989; Jacangelo y asociados, 1989).

Aunque en la práctica se ha observado que cuando se aplica amoníaco a un agua pre-clorada, normalmente se interrumpe la formación de THMs, varios datos obtenidos en sistemas de distribución de agua potable indican que la concentración de THMs sigue aumentando, aún en ausencia de cloro residual libre. Se supone que esto se debe a distintos factores, como ser: hidrólisis de compuestos orgánicos clorados intermedios, tales como la tricloroacetona, que se habrían formado antes de agregar el amoníaco; sistema de aplicación de amoníaco (la reacción cloro-amoníaco depende significativamente de la eficiencia de la mezcla); y/o a la relación cloro a amoníaco ( $Cl_2:NH_3$ ). Speed y asociados (1987) demostraron que la concentración de THMs aumentaba cuando el valor de la relación ( $Cl_2:NH_3$ ) se aproximaba al de la relación a la cual se produce el punto de quiebre (teóricamente 7,6:1).

También se ha observado que cuando se utiliza monocloramina preformada solamente o cuando el amoníaco se agrega al agua antes que el cloro, se puede formar una gran cantidad de SPDs clorados aunque siempre en menor cantidad que los que se formarían cuando se utilizan dosis equivalente de cloro libre.

Si bien no se dispone de mucha información sobre los SPDs formados por la cloramina, Jensen y asociados (1985) informaron que estos compuestos son más hidrofílicos y de mayor peso molecular que los que se obtienen de la reacción con cloro libre.

## 2.4. DEMANDA DE CLORO

Habitualmente, en las aguas crudas, como ya se mencionó en las secciones anteriores, se encuentran presentes, en distintas concentraciones, gran variedad de compuestos que pueden reaccionar con el cloro con mayor o menor rapidez, bajo determinadas condiciones, consumiendo cantidades variables del mismo, antes de que se haya logrado la desinfección. Por lo tanto, en la práctica, es necesario determinar este consumo de cloro para poder controlar eficientemente el proceso de cloración y poder así asegurar la calidad del agua potable producida. Este consumo de cloro produce una disminución del cloro residual disponible para la desinfección, que es específico para cada agua, tiempo de contacto, condiciones de pH y temperatura, dosis de cloro aplicada, etc.

La diferencia entre el cloro agregado al agua y el cloro residual total medido al cabo de un tiempo de contacto determinado es lo que se conoce como Demanda de cloro.

Investigando la relación entre la demanda de cloro del agua y las características de los compuestos nitrogenados, inorgánicos y orgánicos, presentes en la misma, Taras (1950, 1954) y Feben y Taras (1950, 1951), arribaron, a las siguientes conclusiones:

- Existe una relación matemática definida entre las cantidades de cloro consumidas por un agua al cabo de tiempos de contacto distintos.
- Evaluando las constantes de esta relación matemática se puede tener una idea aproximada del tipo de compuestos, especialmente nitrogenados, que ejercen la demanda.
- Esta relación permite mantener un nivel de cloro residual determinado en el agua potable.
- Los compuestos nitrogenados que reaccionan con el cloro se pueden dividir en tres categorías: amoníaco, aminoácidos y proteínas.
- La cantidad total de nitrógeno que reacciona sigue un modelo general bien definido.

Graficando en papel logarítmico la demanda de cloro en función del tiempo de contacto, se obtiene una línea recta como la que se muestra en la **Figura 17**, que se puede representar por la siguiente ecuación:

$$D = k \cdot t^n$$

Donde:

$D$  = demanda de cloro (mg/l)

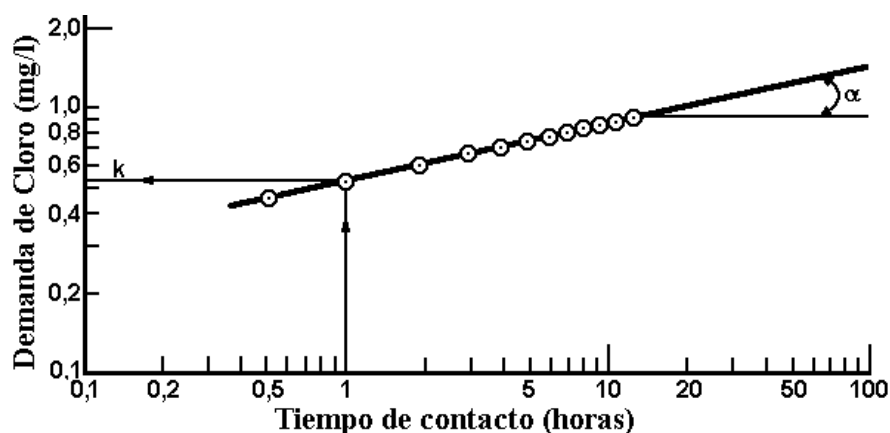
$k$  = demanda de cloro para  $t = 1$  hora (mg/l)

$t$  = tiempo de contacto (horas)

$n$  = pendiente de la recta (tangente  $\alpha$ )

En la práctica, sólo basta con determinar las demandas de cloro al cabo de una hora y de, por ejemplo, 30 minutos para trazar la recta y obtener el valor de  $n$ . Utilizando esta recta se puede determinar la demanda que la misma agua tendrá a cualquier otro tiempo

de contacto. Por otra parte, el valor de  $n$  (es decir la pendiente de la recta) nos permite conocer la velocidad de la reacción y en función de esta, predecir, con cierta aproximación, la naturaleza de los compuestos que están ejerciendo la demanda de cloro. Así, cuanto menor es el valor de  $n$ , mayor la velocidad de reacción, por lo que, probablemente, el agua contiene compuestos inorgánicos tales como amoníaco, sulfuros, hierro, etc., que, como se indicó anteriormente, reaccionan casi instantáneamente con el cloro. Por el contrario, a mayor valor de  $n$ , las reacciones son cada vez más lentas, y por lo tanto, los compuestos presentes serían compuestos orgánicos cada vez más complejos. Normalmente, para las aguas subterráneas el valor de  $n$  oscila entre 0,01 y 0,05, y para las aguas superficiales que, generalmente, contienen mayor cantidad de compuestos orgánicos nitrogenados (naturalmente o por contaminación), el valor de  $n$  varía entre 0,1 y 0,2.



**Figura 17.** Demanda de cloro en función del tiempo de contacto. (Fuente: White, 1999)

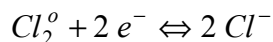
Como en general la ocurrencia y la concentración de compuestos nitrogenados en el agua, suelen ser mayores que las de los otros compuestos inorgánicos reductores mencionados, en las plantas potabilizadoras, el valor de  $n$  se utiliza para tener una idea del tipo de compuesto nitrogenados que contiene la fuente de agua utilizada. Un aumento significativo del valor de  $n$  indica un posible aumento en el contenido de compuestos orgánicos nitrogenados, es decir de la contaminación de la fuente.

La recta de la **Figura 17** se puede construir, también, graficando el cloro residual total en función del tiempo de contacto.

## 2.5. CLORO ACTIVO DE LOS COMPUESTOS DE CLORO

Debido a que se utilizaban distintos compuestos de cloro en la desinfección del agua y como blanqueadores, en los primeros años de la cloración, se pensó en establecer una base común sobre la que se pudiera comparar el potencial desinfectante y “blanqueador” de los mismos.

El cloro y la mayor parte de sus derivados se reducen para dar, finalmente, ion cloruro ( $Cl^-$ ). La cantidad de cloro dentro de un compuesto que tenga un estado de oxidación mayor que el estado de oxidación del ion cloruro, se define como parte activa o cloro disponible. Así, el cloro elemental,  $Cl_2$ , con estado de oxidación cero y no conteniendo material inerte, se definió como 100% de cloro disponible, ya que se suponía que el 100% del gas era utilizado o estaba disponible para actuar como desinfectante.



Para calcular el porcentaje de cloro disponible de un compuesto distinto del cloro elemental, se debe establecer el estado de oxidación del cloro dentro del mismo.

El cloro, en solución, solo tiene la mitad en estado de oxidación + 1:



El átomo del ácido hipocloroso con su valencia +1 es el cloro disponible de éste. De las ecuaciones de hidrólisis de los hipocloritos y de las de formación de las cloraminas, surge que todo el cloro de estos compuestos se utiliza para formar ácido hipocloroso. Teniendo en cuenta lo dicho, vemos que el contenido de cloro disponible de los hipocloritos y las cloraminas es exactamente el doble del de cloro. Así, para el hipoclorito de sodio, el cloro disponible se calcula de la siguiente forma:

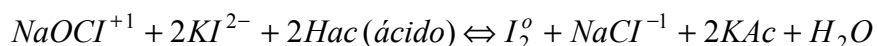
Na	O	Cl	peso molecular = 74,5
23	16	35,5	

$$\% \text{ Cloro disponible (en peso)} = (35,5/74,5) \times 100 = 47,7\%$$

$$\% \text{ Cloro disponible en peso (cloro realmente presente)} \times 2 = \% \text{ Cloro disponible}$$

$$\% \text{ Cloro disponible del NaOCl} = 95,4\%$$

El estado de oxidación de un compuesto de cloro se puede obtener también, cuantificando el cloro que está disponible en el mismo para oxidar un compuesto en particular. En aquellos años el único método cuantitativo que existía era el del yoduro-almidón o método iodimétrico. Cuando a una solución del compuesto con cloro disponible para realizar una oxidación, se le agrega yoduro de potasio, en medio ácido, ese cloro disponible oxida al yoduro, liberando yodo cuantitativamente. La cantidad de yodo liberada se determina por valoración con tiosulfato. Usando el mismo ejemplo del hipoclorito de sodio la reacción de oxidación que se establece es la siguiente:



Según esta ecuación cada radical cloro con una valencia +1 liberará, cuantitativamente yodo elemental  $I_2$ , y como, por otra parte, todos los compuestos de cloro (aquellos que contienen al menos un radical cloro con valencia  $\pm 1$ ) se forman a partir de cloro elemental,  $Cl_2$ , resulta que, en definitiva se requiere de una molécula de  $Cl_2$  para liberar una molécula de  $I_2$ .

De lo expuesto surge que el término cloro disponible no es correcto ya que, en realidad, no es mas que el peso calculado de cloro elemental que se requiere para liberar yodo

elemental, y, como solo la mitad de la molécula de cloro elemental tiene, como se vio, valencia +1, el contenido de cloro disponible de cualquier compuesto de cloro que tenga un radical +1 será siempre el doble de la cantidad de este radical presente. Es decir que en realidad el término cloro disponible se refiere al poder oxidante del compuesto ensayado, el cual es siempre el doble del valor del cloro activo en peso presente en ese compuesto.

El término cloro disponible se utiliza, también, para comparar el poder oxidante de compuesto que no tienen nada de cloro, como por ejemplo el ozono y peróxido de hidrógeno. Se debe recordar, sin embargo que el porcentaje de cloro disponible o, lo que es lo mismo, el poder de oxidación de un compuesto, no es un indicador concluyente de la posibilidad o extensión de una reacción redox, y mucho menos un indicador de la eficacia de la desinfección. Así, por ejemplo, el peróxido de hidrógeno es un oxidante fuerte pero un desinfectante poco eficaz.

En la **Tabla 8** se indican los porcentajes de cloro activo de varios compuestos de cloro.

Compuesto	Cloro activo (%)
Cl <sub>2</sub> , cloro	100 (por definición)
Polvo blanqueador (cloruro de cal, etc.)	35-37
Ca(OCl) <sub>2</sub> , hipoclorito de calcio	99,2
Productos comerciales	70-74
NaOCl, hipoclorito de sodio (inestable)	95,2
Blanqueador comercial (industrial)	12-15
Blanqueador comercial (uso doméstico)	3-5
ClO <sub>2</sub> , dióxido de cloro	263,0
NH <sub>2</sub> Cl, monoclaramina	137,9
NHCl <sub>2</sub> , dicloramina	165,0
NCl <sub>3</sub> , tricloramina	176,6

**Tabla 8.** Porcentaje de cloro activo en compuestos derivados del cloro

## 2.6. EFICACIA DEL CLORO COMO DESINFECTANTE DEL AGUA

### 2.6.1. *Modo de Acción*

Como se mencionara anteriormente, todavía hoy, a pesar de los años transcurridos desde que se implementara la desinfección del agua con cloro y de los muchos estudios realizados, no se conoce, exactamente, como actúa este desinfectante sobre los organismos. En general, se supone y acepta que el ácido hipocloroso penetra la pared de las células de los microorganismos alterando significativamente la integridad y permeabilidad de la misma, y, una vez en el citoplasma, reacciona con los grupos sulfhidrilos de enzimas esenciales para el proceso metabólico de la célula, matando el microorganismo. Esto explicaría por qué el ácido hipocloroso, HOCl, es un desinfectante más efectivo que el ion hipoclorito, OCl<sup>-</sup>. El ácido, al ser una molécula neutra de reducido tamaño podría traspasar la pared celular más fácilmente que la molécula de ion hipoclorito, que tiene una carga.

Independientemente del mecanismo por el cual el cloro desinfecta, en la práctica, se utilizan dos métodos de cloración: cloración a residual combinado, es decir cuando el cloro residual que queda en el agua después de un tiempo de contacto determinado, está constituido por cloraminas inorgánicas y orgánicas; y la cloración a residual libre, cuando el cloro residual que queda está como ácido hipocloroso (HOCl) y/o ion hipoclorito (OCl<sup>-</sup>). Estas dos formas de cloro residual reaccionan de distinta forma con los microorganismos y su eficacia como desinfectante es, también, distinta. En la **Tabla 9** se muestran las eficiencias relativas de las distintas especies que conforman los dos tipos de cloro residual.

Forma de cloro residual	Eficacia relativa respecto al HOCl
Acido hipocloroso, HOCl	1
Ion hipoclorito, OCl <sup>-</sup>	1/100
Tricloramina, NCl <sub>3</sub>	(1)
Dicloramina, NHCl <sub>2</sub>	1/80
Monocloramina, NH <sub>2</sub> Cl	1/150

(1) Si bien no se ha determinado, se supone que la tricloramina es más efectiva que la dicloramina.

**Tabla 9.** Eficiencia desinfectante relativa de las distintas especies de cloro residual

Si bien estos valores pueden ser útiles para dar una idea de la eficiencia de las distintas especies, se debe recordar que lo más importante a tener en cuenta es, siempre, cuan efectiva es una forma de cloro residual para destruir o inactivar los microorganismos patógenos que pueden encontrarse en el agua a desinfectar. Para ello es esencial tener en cuenta todos aquellos factores que pueden condicionar o potenciar la eficiencia de la desinfección.

### ***Factores que afectan la eficiencia de la desinfección***

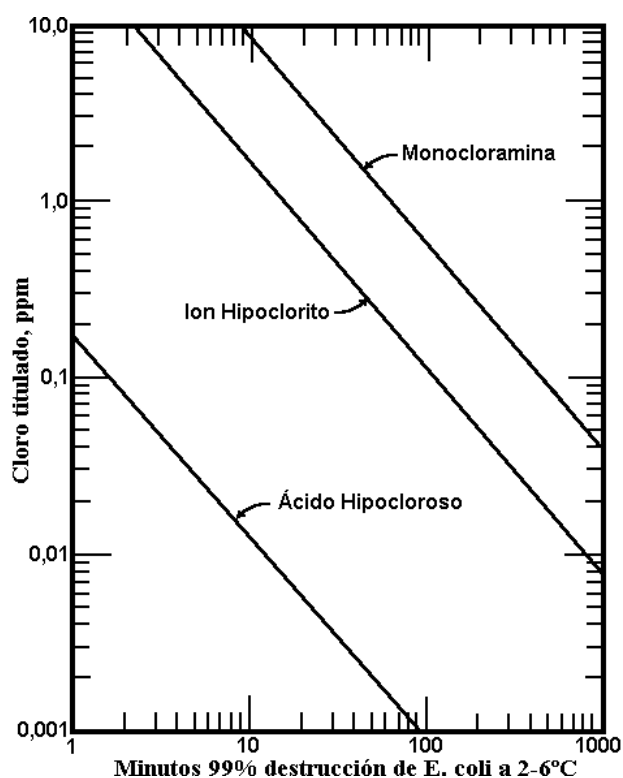
Tal como se indicara para los desinfectantes en general, la eficiencia del proceso de cloración es función de los siguientes factores:

- Concentración (Dosis de cloro).
- Tiempo de contacto.
- Temperatura.
- pH.
- Compuestos presentes en el agua.

Y, entre estos factores, los dos más importantes son la concentración (C) y el tiempo de contacto (t). La destrucción de los organismos está, como se vio anteriormente, directamente relacionada a estos dos factores, de la siguiente forma: Destrucción (proporcional)  $\propto C \cdot t$ , es decir que, si la concentración de cloro se disminuye, el tiempo de contacto (tiempo que el cloro y los organismos están en contacto físico) debe aumentarse para asegurar que la tasa de destrucción no se modifique. De igual forma, si la concentración de cloro aumenta, el tiempo de contacto necesario para una determinada “destrucción” disminuye. La **Figura 18** muestra esta relación.

Se ha observado que si bien a menor temperatura menor velocidad de destrucción de los microorganismos, como el cloro es más estable a temperaturas bajas y el cloro residual más persistente, esta mayor lentitud de la acción del cloro, en parte, se compensa. La temperatura afecta más la eficiencia de la cloración con residuales de cloro combinado que la cloración con cloro residual libre.

El pH determina el grado de disociación del cloro en el agua y la distribución relativa del ácido hipocloroso e ion hipoclorito, y por lo tanto, la eficiencia de la cloración ya que el poder desinfectante de estas especies es distinto.



**Figura 18.** Eficiencia desinfectante del ácido hipocloroso, ion hipoclorito, y monoclóramina

El cloro se comporta como un desinfectante eficiente solo si entra en contacto con los organismos a eliminar. La turbiedad (pequeñas partículas de material en suspensión en el agua) interfiere con este contacto protegiendo a los patógenos. Por lo tanto, para que la cloración sea efectiva, la turbiedad debe ser reducida al máximo posible, mediante tratamientos como la coagulación, floculación y filtración.

Como se discutió anteriormente, el cloro reacciona con otros compuestos presentes en el agua, tales como compuestos orgánicos y amoníaco, generando residuales de cloro menos efectivos, por lo que sus concentraciones son un factor importante a tener en cuenta a la hora de determinar la dosis de cloro a aplicar.

Como se acaba de ver, la temperatura, pH, y tiempo de contacto son las variables más importantes que determinan el éxito de la cloración, por lo tanto, si estos parámetros cambian, la cantidad de cloro residual necesaria también cambiará. En la **Tabla 10** se muestran los residuales, libre y combinado, mínimos recomendados para lograr una efectiva desinfección de las aguas a 20-25°C.

Los residuales mínimos que se requieren para inactivar virus y quistes de protozoos son significativamente superiores. Por lo tanto, para el caso de aguas superficiales se recomienda siempre un tratamiento completo de las mismas, que incluya coagulación, sedimentación y filtración para reducir la densidad de virus y para remover físicamente los quistes, seguido de cloración a residual libre.

pH	Concentración mínima de Cloro residual libre (Tiempo de contacto, por lo menos 10 minutos) mg/l	Concentración mínima de Cloro residual combinado (Tiempo de contacto, por lo menos 60 minutos) mg/l
6,0-7,0	0,2	1,0
7,0-8,0	0,2	1,5
8,0-9,0	0,4	1,8
9,0-10,0	0,8	> 3,0
> 10,0	0,8+ (con tiempo contacto mayor)	> 3,0

**Tabla 10.** Concentraciones mínimas recomendadas de cloro residual libre vs. cloro residual combinado para garantizar una efectiva desinfección

### 2.6.2. Eficiencia Desinfectante del Cloro en Relación con los Microorganismos Patógenos

La eficiencia de la cloración como método para destruir o inactivar las bacterias ha sido estudiada extensamente. En general se acepta que la bacteria *Escherichia coli* es más resistente a la cloración que las salmonellas, las shigellas, los vibriones y la mayoría de las bacterias intestinales, por lo tanto se la considera un buen indicador de la calidad bacteriológica del agua. Teniendo en cuenta las eficiencias relativas de los distintos tipos de cloro residual (Ver **Tabla 9**) y los resultados de los estudios realizados hasta la fecha, la Organización Mundial de la Salud considera que en la mayoría de los abastecimientos que utilizan fuentes de agua con Turbiedades inferiores a 1 UNT (unidad nefelométrica de turbiedad), se puede lograr la destrucción de las bacterias patógenas aplicando una dosis de cloro tal que permita mantener, en las redes de distribución, un nivel de cloro residual libre de 0,2 a 0,5 mg/l. Poder controlar eficientemente la densidad de bacterias patógenas en el agua, con estos niveles de cloro residual, es sumamente importante desde el punto de vista de la salud pública.

Según lo informado por ese Organismo, el 45% de los casos de diarrea infantil en los países en vías de desarrollo, y de colitis del viajero que, frecuentemente, se presentan en casi todos los países, son de origen bacteriano. También el cólera, que ha causado tantos casos de infección y muerte en América Latina desde que comenzara la epidemia en 1991, se elimina eficientemente con cloro.

En general, las recomendaciones y conclusiones de la Organización Mundial de la Salud se aplican a la mayoría de las enfermedades gastrointestinales de origen bacteriano.

Los rotavirus, los virus de la hepatitis, de la poliomielitis 1 y 2, de Coxsackie y los ecovirus son los más importantes desde el punto de vista del agua potable. A temperaturas relativamente altas y pH bajo, los virus son, en general, más resistentes, y sus susceptibilidades frente a los agentes desinfectantes son muy variables. Se cree que los rotavirus son los agentes etiológicos más importantes de la diarrea infantil en el mundo. El virus de la hepatitis infecciosa, generalmente transmitido por vía fecal/oral y frecuentemente transportado por el agua, es particularmente importante, desde el punto de vista epidemiológico, ya que es endémico en casi todos los países de América Latina. Además, este virus no se inactiva con las dosis de cloro normalmente utilizadas en las plantas potabilizadoras, ni se remueve eficientemente por filtración convencional, debido a su reducido tamaño.

Si bien se ha avanzado considerablemente en las técnicas de análisis del virus de la Hepatitis A, la información disponible sobre su susceptibilidad al cloro no es completa. Solo se conoce que dos de las cepas de hepatitis A son, en general, menos resistentes al cloro que las cepas de poliomielitis 1 y ecovirus 1. Se ha demostrado que con 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, se pueden alcanzar, rápidamente, cuatro unidades logarítmicas de remoción de estas cepas (Wilson y Sobsey, 1987). Tanto la temperatura como las dosis de cloro afectaron el poder virucida del mismo. Si bien el pH también influyó sobre la eficiencia del cloro, en el rango 4,5 a 9,5, su influencia fue menor. Aún no se cuenta con suficiente información como para establecer, con mayor precisión, los niveles de cloro a aplicar para lograr una efectiva remoción del virus de la Hepatitis A.

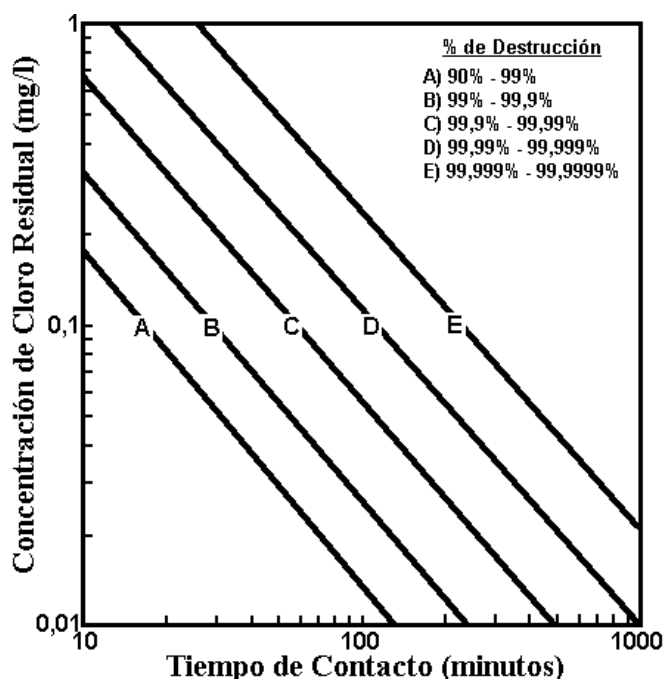
Desde hace tiempo se conoce que las resistencias al cloro libre de los distintos virus varía según el virus de que se trata. El poliovirus 1 y el virus Coxsackie A2 y A9 parecen ser más resistentes al cloro que otros enterovirus (Reiff y Witt, 1995). Estudios realizados sugieren que las dosis de cloro utilizadas para inactivar los virus de Coxsackie, que son menos sensibles al cloro que otros enterovirus, podrían servir como valores guías para la cloración del agua en cierto tipo de abastecimientos de menor tamaño (Reiff y Witt, 1995).

Establecer la combinación dosis-tiempo de contacto o exposición (C.t) para todas las condiciones que se suelen presentar en las plantas potabilizadoras, es prácticamente imposible. El valor de C (concentración) y t (tiempo de contacto) es función del nivel de remoción de virus que se quiere alcanzar, y del pH y temperatura del agua. En la **Figura 19** se muestran las concentraciones de cloro residual en función del tiempo de contacto para distintos niveles de remoción del poliovirus 1 y los virus Coxsackie A2 y A9, a temperaturas mayores a 4°C y valores de pH menores a 8,0, para un agua de determinada calidad. En esta figura se observa que, dosando 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, al cabo de 30 minutos, aproximadamente.

De acuerdo a lo manifestado por el Grupo Científico de la OMS sobre los Virus Humanos en el Agua, las Aguas Residuales y el Suelo, en 1979, todos los abastecimientos que utilizan fuentes de agua contaminadas por virus deben siempre incluir entre sus procesos de tratamiento, una etapa de desinfección ya que los otros procesos por sí solos no son suficientes, en todas las situaciones que se suelen presentar en la práctica, para garantizar la calidad microbiológica del agua potable producida. Este grupo concluyó, además, que los sistemas de desinfección, operados adecuadamente, pueden eliminar

los virus con alto grado de eficiencia, utilizando, por ejemplo, 0,5 mg/l de cloro residual libre y un tiempo de contacto de 30-60 minutos. También se demostró que manteniendo continuamente residuales de cloro libre superiores a 0,5 mg/l y, preferentemente, de 0,7 mg/l en el agua potable, se podía reducir significativamente la incidencia de las diarreas (Reiff y Witt, 1995).

En general se acepta que es necesario tratar adecuadamente el agua (mediante coagulación, sedimentación, filtración) antes de la cloración, para reducir los niveles de nitrógeno amoniacal, compuestos orgánicos y virus que pudieran estar presentes en el agua cruda.



**Figura 19.** Concentraciones de cloro residual y tiempos de contacto necesarios para eliminar poliovirus 1 y virus Coxsackie A2 & A9 a temperaturas superiores a 4°C y pH inferiores a 8,0 (Fuente: Reiff y Witt, 1995)

De acuerdo a las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud, para que un agua se considere apta para consumo humano, debe estar libre de virus patógenos para el hombre. Sólo hay dos formas de cumplir con esta recomendación: o se utilizan fuentes de agua no contaminada (con líquidos cloacales) o se somete a las aguas contaminadas al tratamiento apropiado para eliminar los virus.

La Organización Mundial de la Salud ha establecido, también, una serie de recomendaciones sobre los procesos de tratamiento más efectivos, según el tipo de fuente de agua utilizada, para minimizar los riesgos de contaminación con virus a través del agua potable. En la **Tabla 11** se resumen estas recomendaciones.

La capacidad o efectividad de un tratamiento para eliminar los virus, no se puede estimar en un sentido absoluto, ya que, tanto las técnicas de vigilancia disponibles como la evaluación epidemiológica, no son lo suficientemente sensibles como para garantizar que el agua potable está exenta de virus.

Siempre que sea posible es aconsejable analizar el agua cruda y tratada para detectar la presencia de virus. Esta información servirá de base para estimar los riesgos potenciales de infección por virus para la población. Se debe tener en cuenta que las técnicas de ensayo que se utilicen deben ser métodos estandarizados que permitan detectar y cuantificar los virus en grandes volúmenes de agua potable (100-1000 litros).

Tipo de fuente	Tratamiento recomendado
Aguas subterráneas	
Pozos profundos protegidos; esencialmente libres de contaminación fecal	Desinfección <sup>b</sup>
Pozos superficiales no protegidos; contaminación fecal	Filtración y desinfección
Aguas superficiales	
Aguas embalsadas protegidas en tierras altas; esencialmente libres de contaminación fecal	Desinfección
Aguas embalsadas o río en tierras altas no protegidos, contaminación fecal	Filtración y desinfección
Ríos no protegidos en tierras bajas: contaminación fecal	Desinfección previa o almacenamiento, filtración, desinfección
Cuenca hidrográfica no protegida; contaminación fecal considerable	Desinfección previa o almacenamiento, filtración, tratamiento suplementario y desinfección
Cuenca hidrográfica no protegida; contaminación fecal manifiesta	No se recomienda su utilización para el abastecimiento de agua potable

<sup>a</sup> Para todas las fuentes, antes de la desinfección final no se debe superar una mediana de turbiedad de 1 unidad nefelométrica (UNT) ni 5 UNT en muestras aisladas.

La desinfección final debe producir una concentración residual de cloro en estado libre de  $\geq 0,5$  mg/litro tras 30 minutos por lo menos de contacto con el agua a un pH  $< 8,0$  o debe ser un proceso de desinfección equivalente en cuanto al grado de inactivación de los enterovirus ( $> 99,99\%$ ).

La filtración debe realizarse lentamente con arena o rápidamente (con arena, un medio doble o un medio mixto) y debe ser precedida por suficiente coagulación – floculación (con sedimentación o flotación). Puede utilizarse también la filtración con tierra de diatomeas o un proceso de filtración equivalente en cuanto a la reducción de los virus. El grado de reducción de éstos debe ser  $> 90\%$ .

El tratamiento suplementario puede consistir en filtración lenta con arena, ozonación con adsorción por carbón granular activado o cualquier otro que permita obtener una reducción de los enterovirus  $> 99\%$ .

<sup>b</sup> La desinfección debe efectuarse si se ha observado la presencia de *E. coli* o de bacterias coliformes termorresistentes.

**Tabla 11.** Tratamientos recomendados para diferentes fuentes a fin de producir agua con riesgo viral insignificante<sup>a</sup>.

Todos los aspectos que hacen al tratamiento y ensayos de los virus son críticos ya que se considera que solo hace falta una unidad vírica (que se considera equivalente a un virus) infecciosa de una gran variedad de virus propios del hombre, inclusive de enterovirus, para infectar al hombre (OMS, 1979).

Si bien en los países en vías de desarrollo, las diarreas causadas por protozoos parecen ser, en proporción, menos frecuentes que las de origen bacteriano, su prevalencia es, todavía, lo suficientemente importante como para ignorarlas. Entre los protozoos, la *Entamoeba histolytica* es especialmente importante ya que la tasa de prevalencia de amibiasis en los países latinoamericanos y del Caribe, es elevada. Esta enfermedad es endémica en todos estos países, y, aunque se tiene información de que en algunos países afecta hasta al 56% de la población, no es usual que las mismas superen el 30%.

Se han realizado numerosos estudios para determinar la eficiencia del cloro para destruir los quistes de *Entamoeba histolytica*. Así se pudo demostrar que los quistes de amebas eran 160 veces más resistentes al ácido hipocloroso que la *Escherichia coli* y 9 veces más que los virus más resistentes. También se observó, en el mismo estudio, que para alcanzar una remoción del 99,9% (3 unidades logarítmicas), al cabo de 10 minutos de exposición, se requieren concentraciones de cloro residual de 3,5 mg/l a 25°C; de 2,0 mg/l a pH = 4 y 30°C; y de 12,0 mg/l, a pH = 10 (Reiff y Witt, 1995).

En los últimos años ha crecido el interés por los quistes de *Giardia lamblia* ya que se los ha podido detectar en las aguas cloradas de algunos abastecimientos donde no se practica la filtración previa (a la desinfección). Los quistes de *Giardia* se encuentran entre los organismos patógenos más resistentes a la cloración. Se han observado, además, problemas con la inactivación del *Cryptosporidium* y el *Balantidium*. Por lo tanto, es necesario intensificar los estudios sobre estos y otros protozoos.

En la **Tabla 12** se muestra el poder microbicida de distintos desinfectantes en función de los valores de C.t necesarios para alcanzar un 99% de inactivación de distintos microorganismos, a 5°C.

De los datos de esta Tabla se puede concluir que las cloraminas son, en general, los desinfectantes de menor poder biocida, especialmente con relación a los virus, y que los quistes de *Giardia* son mucho más resistentes al cloro libre que al dióxido de cloro.

Microorganismos	Valores C.t del desinfectante		
	Cloro libre pH 6 a 7	Cloramina preformada pH 8 a 9	Dióxido de cloro pH 6 a 7
<i>E. coli</i>	0,034 – 0,05	95 – 180	0,4 – 0,75
Poliomielitis 1	1,1 – 2,5	768 – 3740	0,2 – 6,7
Rotavirus	0,01 – 0,05	3806 – 6476	0,2 – 2,1
Fago 2	0,08 – 0,18	-	-
Quistes de <i>G. Lamblia</i>	47 – 150	-	-
Quistes de <i>G. Muris</i>	30 – 630	-	7,2 – 18,5

**Tabla 12.** Rangos del valor C.t para inactivar el 99% de diversos microorganismos mediante la desinfección a 5°C. (Fuente: Reiff y Witt, 1995)

Se considera que aplicando los tratamientos que habitualmente se utilizan para remover bacterias y virus, se puede garantizar que el agua tratada tendrá un riesgo potencial para la transmisión de enfermedades parasitarias significativamente bajo, excepto cuando la concentración de éstos en el agua cruda es muy elevada (OMS, 1993).

Se ha observado que la cloración es un método eficaz para eliminar, en determinadas condiciones, las cercarias de la esquistosomiasis que suelen encontrarse en las aguas. Se ha encontrado que con concentraciones de cloro residual de 0,3 mg/l, a pH = 5; de 0,6 mg/l, a pH = 7; y de 5,0 mg/l, a pH = 10, se pueden eliminar eficientemente las cercarias de *Schistosoma monsoni* (Reiff y Witt, 1995).

Aunque la cloración remueve eficazmente las cercarias de este microorganismo, la esquistosomiasis se controla, principalmente, evitando el contacto del hombre con el

agua y asegurando la calidad del agua para consumo humano. Normalmente esta enfermedad no se asocia con el agua potable (Reiff y Witt, 1995).

## **2.7. PRÁCTICAS DE DESINFECCIÓN**

Las primeras prácticas de cloración se limitaban a lo que se conocía como “cloración simple” o “cloración marginal”, la cual tenía como único objetivo desinfectar el agua. Esta es la forma más elemental de cloración en la cual no se pretende satisfacer la demanda de cloro del agua, sino que se limita a la aplicación de una dosis de cloro tal que al fin de un determinado tiempo de contacto el cloro residual libre se mantenga en un rango de concentración especificado.

Por ejemplo, la Organización Mundial de la Salud (1984) recomienda mantener, al cabo de, por lo menos, 30 minutos ( $\text{pH} = 8$ ), un nivel de cloro residual libre de 0,5 mg/l en el agua potable. En el caso de aguas no contaminadas se considera que un cloro residual libre de 0,10 a 0,20 mg/l, puede ser suficiente. De todas formas, es la autoridad competente la que establece este valor y el tiempo de contacto necesarios. Posteriormente se introdujo el tratamiento de cloro-amoniaco o “cloraminación” con el fin de reducir los problemas de olor y sabor que, frecuentemente, se asociaban a la “cloración simple”. En esta práctica se agrega cloro y amoníaco al agua para que se formen cloraminas. Algún tiempo después, se comienza a practicar la “supercloración”, que consiste en agregar cloro en exceso al requerido para la desinfección, con el objeto de eliminar el sabor y olor generados por algunos compuestos orgánicos clorados, fundamentalmente clorofenoles que se formaban al agregar cloro a las aguas contaminadas con fenoles. En general, la supercloración se practicaba seguida de la “decloración” (tratamiento deliberado para remover cloro residual) a fin de mantener el cloro residual deseado.

Con el descubrimiento del fenómeno del punto de quiebre o breakpoint, y el reconocimiento de la existencia de distintas formas de cloro residual, se inician las prácticas que hoy se utilizan y que se denominan cloración a residual combinado y cloración a residual libre.

### **2.7.1. Cloración a Residual Combinado**

Esta práctica que, de acuerdo a la naturaleza del agua, se puede llevar a cabo de distintas formas, implica la reacción del cloro con el amoníaco naturalmente presente en el agua o intencionalmente agregado, para formar cloraminas, es decir cloro residual combinado. Si el agua contiene baja o nula concentración de amoníaco, se requiere la adición de cloro y amoníaco, ya sea conjuntamente o en distinto orden, hasta alcanzar una concentración de cloro residual combinado. Este proceso es lo que, como se acaba de mencionar, se denomina cloraminación. Cuando el contenido de amoníaco del agua es suficiente para lograr la concentración de cloro residual combinado que se requiere, solo se agrega cloro al agua, y si el agua ya contiene cloro residual libre, el agregado de amoníaco lo convertirá en cloro residual combinado.

La práctica de cloración a residual combinado se adapta especialmente para ser aplicada luego de la filtración (post-tratamiento) para controlar ciertos recrecimientos de algas y bacterias, y para producir y mantener un residual estable a través de todo el sistema de

distribución, que permita reducir los problemas de oxidación en los extremos del mismo y proteja el agua potable contra cualquier posible recontaminación, hasta el punto de uso del agua (grifo domiciliario).

Sin embargo, se debe tener en cuenta que las formas combinadas de cloro residual tienen, como ya se vio, potenciales de óxido-reducción menor que las formas libres, y no solo son menos efectivas como oxidantes, sino que también son menos efectivas como desinfectantes.

### **Cloraminación**

Durante mucho tiempo, varias plantas potabilizadoras han empleado la cloraminación. Por ejemplo en las aguas que contienen fenoles, para evitar la generación de sabor y olor en el agua se aplica el amoníaco antes del cloro, evitando la formación de clorofenoles en presencia de amoníaco en exceso. Esta práctica se denomina pre-amoniación.

Debido a que, como se dijo, las cloraminas son desinfectantes menos eficientes que el cloro libre, en la mayor parte de las plantas potabilizadoras actualmente se agrega cloro primero, manteniendo un cloro residual libre durante algún tiempo antes de agregar el amoníaco. Esto permite asegurar que el agua ha sido efectivamente desinfectada antes de que se forme el cloro residual combinado.

En esta práctica se pueden agregar también cloraminas preformadas, es decir cloraminas que se las deja reaccionar durante suficiente tiempo para que se estabilicen antes de su uso como desinfectante.

El orden en que se agrega el cloro y el amoníaco afecta la eficiencia de la desinfección. Así las cloraminas preformadas son bactericidas más eficientes a pH relativamente bajos ( $\text{pH} = 6$ ) y con relaciones de cloro a nitrógeno amoniacal, en peso, elevados (5:1). Esto se debe posiblemente a que en estas condiciones predomina la dicloramina que es un biocida más eficaz. En general, el agregado simultáneo de cloro y amoníaco no solo resulta ser tan efectivo como la pre-amoniación sino que a  $\text{pH} = 6$  es casi tan efectivo como la cloración a residual libre. Pero, a  $\text{pH} = 8$  las tres prácticas: adición de cloraminas preformadas, de cloro y amoníaco simultáneamente, y a residual libre, se comportan de manera similar.

Sin embargo, en la práctica se ha observado que con los métodos de adición simultánea y secuencial; cloro primero en la zona de mezcla rápida y amoníaco después, al final del floculador, se logra una mayor remoción de bacterias heterótrofas que con la pre-amoniación pero menor que la que se alcanza con cloro libre. Por otra parte, se ha observado, también, que la adición simultánea de cloro y amoníaco resulta en niveles de trihalometanos casi tan bajos como los que se forman durante la pre-amoniación.

Cuando el contenido de compuestos orgánicos nitrogenados en el agua es similar al de compuestos de nitrógeno amoniacal, la desinfección es más efectiva con cloraminas dinámicamente formadas en el proceso de pre-amoniación. Esto se debería a la mayor competitividad del cloro por muchos compuestos orgánicos nitrogenados en relación con los compuestos nitrogenados inorgánicos, es decir que predominarían residuales combinados orgánicos que tienen menor potencial biocida.

Un aspecto que resulta crítico en la práctica de la cloraminación es el período de transición mientras se pasa de la desinfección a residual libre a la desinfección a residual combinado. Se ha encontrado que si bien antes y después de este cambio no se afecta la

concentración de coliformes en las redes de distribución, si aumenta significativamente la cantidad de bacterias heterótrofas. Durante la cloraminación es necesario controlar cuidadosamente la relación cloro a nitrógeno amoniacal que se utiliza y el pH, ya que se debe minimizar la formación de di y tricloraminas pues estas confieren sabor y olor al agua. En general, se recomienda trabajar con relaciones cloro - amoníaco de 3 a 4:1 (en peso) y a pH = 7 – 8. Sin embargo, el uso de la cloraminación aún así es aceptable por que es la que menos contribuye al sabor y olor del agua potable.

Cuando por la naturaleza del agua de provisión se debe reemplazar la práctica de desinfección a residual libre por la cloraminación, es necesario tomar ciertas precauciones ya que el cloro residual combinado o cloraminas presentes en el agua que llegan hasta el punto de consumo (conexión domiciliar) puede dañar los equipos de diálisis o resultar tóxicas para la vida acuática (acuarios, estanques, etc.). Por lo tanto, las plantas potabilizadoras deberán notificar a sus clientes sobre el cambio efectuado en el proceso de tratamiento y el riesgo que esto puede representar para estos casos en particular, a fin de que ellos puedan implementar las medidas necesarias para minimizar o eliminar el riesgo (por ejemplo: utilizando filtros, aireación, etc.).

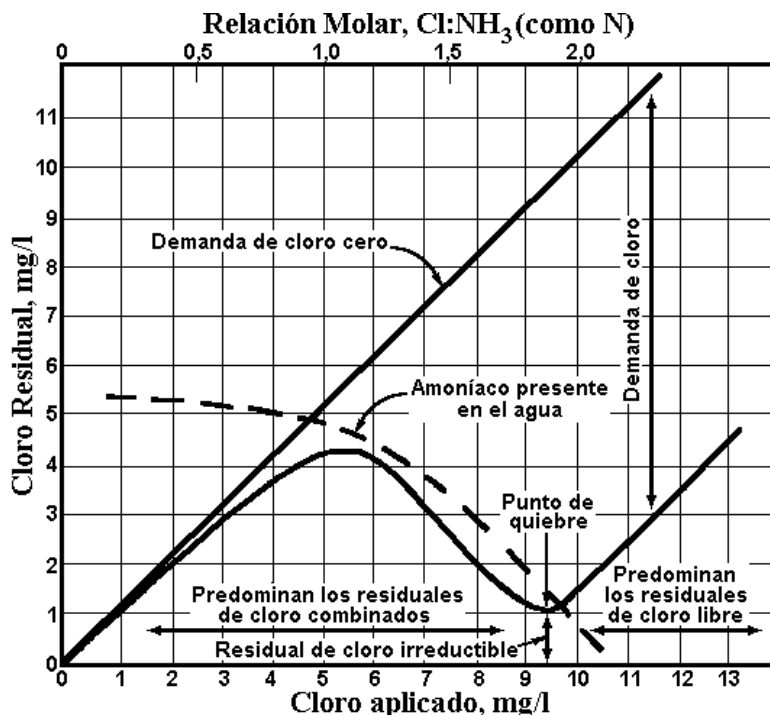
### 2.7.2. Cloración a Residual Libre

Durante la práctica de la supercloración, es decir, el agregado de un exceso de cloro, se observó que se podía alcanzar el “punto de quiebre” de la curva de demanda de cloro. A esta práctica se la denominó cloración al punto de quiebre. A partir del desarrollo de las técnicas de análisis que permitieron diferenciar las distintas formas de cloro residual, se generalizó lo que hoy se conoce como cloración a residual libre la cual consiste en agregar suficiente cantidad de cloro como para obtener un residual que esté casi totalmente conformado por cloro libre. En general, se recomienda que por lo menos el 85% del cloro residual total que se forma durante esta práctica esté en estado “libre”. Esta práctica implica, entonces, el agregado de cloro al agua para producir ya sea directamente o luego de la destrucción de los compuestos presentes en el agua que ejercen una demanda de cloro (fundamentalmente compuestos de nitrógeno amoniacal, nitrógenos orgánicos y agentes reductores, sulfuro de hidrógeno, manganoso, hierro, etc.), cloro residual libre y para mantenerlo a través de toda o parte de la planta de tratamiento o sistema de distribución.

Como se indicó anteriormente, las formas de cloro residual libre tienen un potencial de oxidación superior a las de las combinadas y son oxidantes y desinfectantes más efectivos que estas últimas.

Ya se discutió en detalle las reacciones químicas entre el cloro y el nitrógeno amoniacal y los compuestos orgánicos nitrogenados y cómo la temperatura, pH, y la relación entre la cantidad de cloro agregado y la concentración de nitrógeno amoniacal naturalmente presente en el agua, influían no sólo sobre la velocidad de reacción sino también en los productos que se generan. Como se recordará, cuando se añaden dosis de cloro bajas (cloro:N-amoniaco < 4, en peso) se forma principalmente monocloramina, y a medida que se incrementa la dosis de cloro comienzan a generarse dicloramina y tricloramina, junto con otros productos tales como nitrato y nitrógeno gas.

Como se observa en la **Figura 20** (curva de demanda de cloro teórica) las cloraminas residuales alcanzan, generalmente, un máximo a concentraciones equimoleculares de cloro y nitrógeno amoniacal (5:1 en peso).



**Figura 20.** Curva representativa de la cloración a punto de quiebre ( $N = 1 \text{ mg/l}$ )

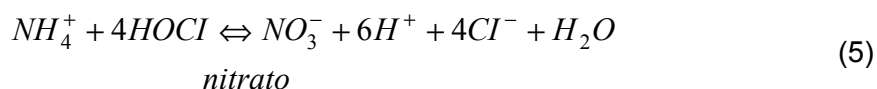
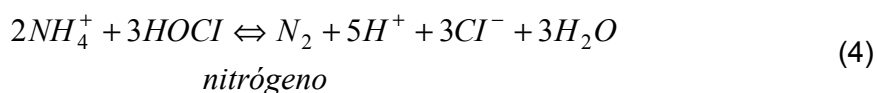
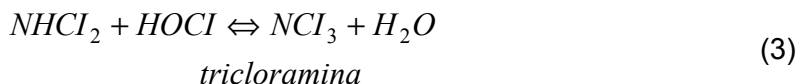
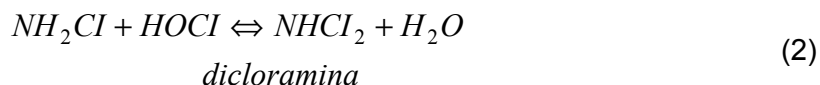
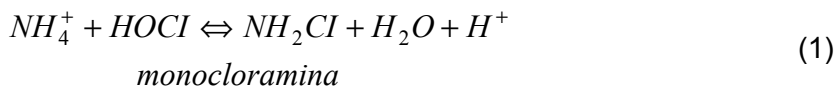
Si la relación cloro a N-amoniacal aumenta, el amoníaco se oxidará y el cloro se reducirá.

Estas reacciones de óxido-reducción llegarán a término cuando se hayan agregado dos moles de cloro por cada mol de amoníaco presente y si el tiempo de contacto es suficiente. La cloramina residual disminuye entonces, hasta un valor mínimo a punto de quiebre o breakpoint, cuando la relación  $\text{Cl}_2\text{:N-amoniacal}$  es, aproximadamente, 2:1 (10:1 en peso).

En este punto la óxido-reducción de los compuestos es completa. El agregado adicional de cloro resultará en la formación de cloro residual libre.

Los mecanismos y productos de las reacciones de la cloración a punto de quiebre no han sido claramente establecidos y es difícil definir, con precisión, qué ocurre en diferentes situaciones. Cuando se agrega cloro a un agua que contiene amoníaco libre, se forman cloraminas, pero, a medida que se agregan concentraciones crecientes de cloro, las cloraminas forman compuestos intermedios y eventualmente son destruidos a medida que las reacciones llegan a su fin. Por lo tanto, las cloraminas formadas en primer lugar, pueden existir mientras exista exceso de amoníaco, pero se descomponen cuando el cloro está en exceso. Más allá del punto de quiebre (breakpoint), el ácido hipocloroso que no reaccionó, permanece en solución (cloro residual libre).

Las ecuaciones 1 a 5 muestran algunas de las reacciones que pueden tener lugar durante la destrucción del cloro. Las verdaderas reacciones posiblemente incluyan una combinación de éstas y otras que implican productos intermedios.



Se ha informado que, en teoría, la cantidad de cloro necesario para alcanzar el punto de quiebre (donde todo el amoníaco ha sido oxidado), como ya se vio, es entre 7,6 a 15 veces el valor de la concentración de nitrógeno amoniacal presente en el agua. En la **Tabla 13** se resumen las dosis de cloro necesarias, teóricamente para que se desarrollen las ecuaciones 1 a 5.

Reacción	mg Cl <sub>2</sub> /mg NH <sub>3</sub>
(1) Monocloramina	4,2
(2) Dicloramina	8,4
(3) Tricloramina	12,5
(4) Nitrógeno	6,3
(5) Nitrato	6,7
Dosis de cloro recomendada para diseño de un proceso de cloración a residual libre (teórica)	9 -10

**Tabla 13.** Dosis de cloro teórica necesarias para las reacciones entre el cloro y el nitrógeno amoniacal (Fuente: AWWA, 1998)

Si bien, de acuerdo a lo demostrado por Saunier (1976), durante la cloración a residual libre se forma principalmente nitrógeno, es decir que se requerirán dosis de 6,3 mg de cloro por mg NH<sub>3</sub> presente en el agua, la experiencia indica que, frecuentemente se necesitan dosis de 8 mg Cl<sub>2</sub>/mg NH<sub>3</sub>. Por lo tanto, para el diseño de sistemas de cloración a residual libre se recomiendan, dosis de 9 a 10 mg Cl<sub>2</sub>/mg NH<sub>3</sub>.

En la práctica, sin embargo, cuando se excede la concentración óptima de cloro se comienza a aumentar rápidamente la concentración de tricloramina, por lo que no es aconsejable agregar exceso de cloro.

Luego de la cloración a residual libre (más allá del punto de quiebre), el residual resultante debería consistir en por lo menos un 85-90% de cloro residual libre y muy poco cloro residual combinado.

La cloración a residual libre ha demostrado ser especialmente útil para clorar aguas con cierto grado de contaminación, para inactivar virus, para oxidar hierro y manganeso, para efectuar la desinfección cuando el tiempo de contacto disponible no es suficiente como para lograrla con formas de cloro combinadas, cuando existen problemas de sabor en el agua antes del tratamiento (también para eliminar sabores y olores objetables producidos por algunas sustancias que reaccionan con el cloro y por ciertos desarrollos de algas), para minimizar el crecimiento biológico en los filtros y prolongar la carrera de los mismos, para eliminar las bacterias resistentes al cloro y recrecimiento bacteriano en los sistemas de distribución.

Estas prácticas se adaptan a los esquemas de pre-, post- y recloración, y cuando la cloración es el único tratamiento implementado.

Comparando ambas prácticas de cloración: a residual combinado con a residual libre, surge que ésta última presenta una serie de ventajas respecto a la primera, entre las que se destacan:

- El menor tiempo de contacto requerido para alcanzar una eficiente desinfección.
- No es necesario modificar el nivel de cloro residual libre, cuando el pH varía de 6 a 8, mientras que el de cloro combinado debe variarse al aumentar el pH. Tampoco es necesario variarlo cuando varía la temperatura, en cambio si ésta disminuye, la concentración de cloro combinado debe incrementarse, siempre que las otras condiciones se mantengan constantes.
- El sabor y olor de ciertos tipos de aguas mejora sensiblemente cuando se pasa de un tratamiento de cloración a residual combinado, a residual libre.
- Una vez que se ha alcanzado la cloración a residual libre en planta y a lo largo de todo el sistema de distribución, se puede mantener un residual persistente y, como ya se dijo, más efectivo de cloro libre que no desaparecerá fácilmente en las redes.
- La acción germicida del cloro libre es substancialmente mejor que la del cloro combinado.

Sin embargo, la cloraminación también presenta algunas ventajas

- El cloro residual combinado es mucho más persistente que el cloro residual libre.
- En algunos casos, suelen ser mejor desde el punto de vista del sabor y olor, tal como ocurre cuando el sabor y el olor se deben a subproductos del cloro (por ejemplo cuando existen fenoles en el agua).
- Permiten minimizar la formación de subproductos orgánicos clorados.

Esta última ventaja es quizás el motivo fundamental por el cual en años recientes, ha resurgido el interés por la cloraminación.

### **2.7.3. Puntos de Aplicación**

Si bien en los comienzos de la cloración, como método de desinfección del agua, se la aplicaba como última etapa en el proceso de potabilización, actualmente el cloro se utiliza

en distintas etapas del tratamiento y aún en los sistemas de distribución. Progresivamente se van utilizando, cada vez más, esquemas de cloración múltiple o fraccionada no sólo para eliminar microorganismos sino también otros compuestos presentes en el agua. Con frecuencia, estas prácticas sirven, también, para optimizar la eficiencia de muchos de los procesos de tratamiento del agua. El/los punto/s en el/los cual/es se agrega el cloro, depende/n de los fines para los cuales se utiliza la cloración, y de aspectos técnico, práctico, de seguridad, económico, etc.

Según el punto de aplicación del cloro, la práctica se denominará cloración simple, pre-cloración, post-cloración o cloración final, y rechloración.

### **2.7.3.1. Cloración Simple**

Cuando el agua no recibe ningún otro tratamiento excepto la aplicación de cloro, la práctica se denomina comúnmente cloración simple. Si bien esta práctica es la que típicamente se utiliza para el tratamiento de las aguas subterráneas, también se suele emplear para aguas superficiales. Por ejemplo en los Estados Unidos de Norteamérica más de la mitad de las plantas potabilizadoras que utilizan fuentes superficiales practican la cloración simple. No debe olvidarse que en este caso, la cloración simple será la única barrera de protección contra los microorganismos que pudieran estar presentes en el agua.

### **2.7.3.2. Pre-Cloración**

En este caso la cloración es el primer tratamiento que se aplica al agua. De esta forma se logra mejorar: 1) el funcionamiento de los filtros ya que se reduce y ecualiza la cantidad de microorganismos y algas y se controla la formación de barros y limo; 2) la coagulación; y 3) la eliminación de compuestos generadores de sabor, olor y color por medio de la oxidación de los mismos y retardando de su descomposición en los decantadores. Además, este agregado inicial de cloro sirve como barrera de protección adicional cuando las fuentes de agua están muy contaminadas, lo que permite trabajar con niveles de cloro residual mucho más bajos en las redes de distribución.

Como con esta práctica lo que se persigue es alcanzar el máximo tiempo de contacto posible a lo largo de toda la planta potabilizadora, normalmente se prefiere agregar el cloro en el canal de aducción. Otro punto de uso frecuente es la cámara de mezcla rápida donde se incorpora el coagulante.

La cantidad de cloro a aplicar dependerá del objetivo de la cloración ya que, en algunos casos, puede ser conveniente mantener una determinada concentración de cloro residual libre, mientras que en otros, puede ser suficiente mantener cloro residual combinado.

Esta práctica exige un cuidadoso control para mantener el nivel de cloro residual apropiado (libre o combinado) para alcanzar el objetivo preestablecido, ya que no ser así, no sólo se perderían las ventajas antes mencionadas sino que, además, se debe minimizar la formación de subproductos de la desinfección. Esto ha llevado a que la pre-cloración como método para eliminar olores, hierro, manganeso, o para controlar crecimiento microbiológicos en las unidades de tratamiento, se haya ido sustituyendo poco a poco por oxidantes alternativos.

### 2.7.3.3. Post-Cloración o Cloración Final

Consiste en la aplicación de cloro al agua como último tratamiento antes de enviarse a la red de distribución, y el objetivo más importante de la post-cloración es desinfectar el agua filtrada y suministrar cloro residual (libre o combinado) a parte o a todo el sistema de distribución. El tiempo de contacto que se destina a la desinfección, es, como ya se ha mencionado, un aspecto sumamente importante a considerar. Típicamente el cloro se agrega al agua que sale de los filtros, o en la reserva de agua tratada. En estos casos la reserva de agua filtrada cumple una doble función: proveer el tiempo de contacto necesario para asegurar la inactivación o destrucción de los microorganismos, y almacenar el agua para su posterior distribución. Por ello, el diseño de estas cisternas debe garantizar la máxima eficiencia hidráulica prácticamente posible. Si, en cambio, existe una cámara de contacto construida específicamente para tal fin, el cloro se agrega al agua inmediatamente antes de que ingrese a la misma.

También se suele agregar el cloro antes de los filtros de arena y éstos mismos sirven de cámara de contacto. Esta práctica se conoce como cloración intermedia en planta. Cuando se utiliza pre-cloración seguida de post-cloración antes de la filtración, se obtiene, generalmente, una mayor eficiencia en la filtración. El cloro agregado durante la post-cloración repone la parte de cloro residual que se había consumido durante el proceso de potabilización, elevando la concentración del mismo al nivel especificado para el agua que se debe enviar a consumo.

Debe recordarse que el sistema de distribución en sí, desde el punto de salida de la planta hasta el primer punto de consumo del agua, y cualquier cisterna o cámara intermedia en el mismo que se utiliza para distribuir el agua, hacen las veces de cámara de contacto.

### 2.7.3.4. Recloración

Muchas veces es necesario agregar cloro al agua una vez que se la ha enviado a distribución (luego de la post-cloración). Esta aplicación de cloro en las redes de distribución se denomina recloración.

Esta práctica, que puede ser cloración a residual libre o combinado, se utiliza con frecuencia cuando los sistemas de distribución son complejos y de gran longitud, cuando las reservas de agua potable son de gran tamaño, como así también en aquellos casos en que existen desarrollos microbiológicos en las redes, que consumen parte o todo el cloro residual presente en el agua, dejándola sin protección ante posibles recontaminaciones y para controlar estos mismo crecimientos microbiológicos (bacterias y algas), o los problemas de agua-rojiza en el sistema de distribución.

El cloro se puede aplicar en el extremo de una cañería maestra de gran longitud; en un punto de la cañería desde donde se suministra agua a una población distante; o en otros lugares como reservas, cañerías estancas o estaciones de bombeo.

El control continuo del cloro residual en el sistema de distribución o el muestreo frecuente en puntos específicos del mismo, alertarán al personal que opera el sistema sobre la disminución o ausencia de cloro residual en la red. Este control o muestreo permite, también, no sólo determinar los puntos críticos del sistema de distribución, es decir aquellos donde se ha consumido el cloro residual, sino también establecer los puntos más apropiados para aplicar la recloración. Las estaciones de recloración se pueden

automatizar de modo de que comiencen a operar cuando el nivel de cloro residual llega a un valor predeterminado.

Si el tiempo de contacto disponible es prolongado, se puede utilizar el tratamiento de cloración a cloro combinado tanto en prácticas de cloración simple (marginal) como de pre-cloración, post-cloración, o recloración. Caso contrario, generalmente se clora a residual libre en la pre-cloración y, más adelante en las otras etapas del tratamiento, se convierte el residual libre a formas combinadas que puedan persistir a través de todo el sistema de distribución.

### **2.7.3.5. Decloración**

La decloración, como ya se indicara, consiste en remover total o parcialmente el exceso de cloro residual del agua clorada a fin de que la concentración del mismo se mantenga en niveles apropiados y no altere estéticamente o de alguna otra manera objetable la calidad de la misma.

Antiguamente, la supercloración y hoy la cloración a residual libre elevada que se suelen aplicar cuando el tiempo de contacto disponible no es suficiente, requieren de una decloración del agua antes de que ésta llegue al sistema de distribución.

La decloración se puede lograr mediante un tratamiento físico o químico. La remoción física del cloro residual se hace aireando el agua clorada, utilizando aireadores sumergidos o tipo spray que liberan parte del cloro residual. Este método sólo es de utilidad cuando el cloro residual está como cloro elemental o como dicloramina y tricloramina. Tanto el ácido hipocloroso como la monoclорamina son difíciles de remover por aireación.

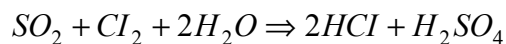
El almacenamiento prolongado del agua clorada, especialmente en presencia de luz solar, favorece la desaparición gradual del cloro residual.

Normalmente se utilizan métodos químicos para declorar el agua. Para ello se hace reaccionar el agua clorada con agentes reductores tales como el dióxido de azufre (anhídrido sulfuroso), bisulfito de sodio, sulfito de sodio, o metabisulfito de sodio.

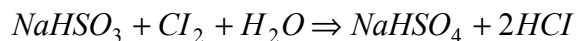
El cloro residual se puede, además, reducir o eliminar, como se indicó anteriormente, por filtración a través de lechos de carbón activado granular o por contacto con carbón activado en polvo seguido de separación de éste. También se puede utilizar tiosulfato de sodio. Pero, en la práctica, el agente que normalmente se emplea para declorar, es el dióxido de azufre como gas comprimido en tubos similares a los que se utilizan para el cloro, ya que, generalmente, es el más económico y estable de los compuestos reductores mencionados. Sin embargo, la selección de uno u otro agente o método es función no sólo del costo del proceso sino también de algunas características del agua, como el pH y la alcalinidad. Cada agente reductor en el proceso de la decloración consume alcalinidad, por lo que se debe controlar el pH durante el tratamiento para impedir que se desestabilice el pH del agua.

La reacción entre el cloro residual y el agente reductor es rápida y solo requiere de una buena mezcla. Normalmente, el agente declorante se aplica al agua antes de la filtración, en la cisterna o reserva de agua tratada o luego de la cloración simple.

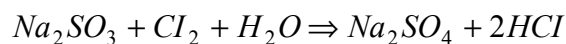
Las reacciones que tienen lugar entre el cloro residual y los distintos agentes reductores son las siguientes:



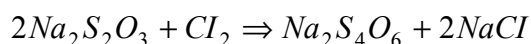
*Dióxido de azufre*



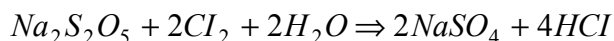
*Bisulfito de sodio*



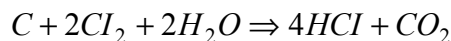
*Sulfito de sodio*



*Tiosulfato de sodio*



*Metabisulfito de sodio*



*Carbón activado*

La **Tabla 14** muestra las cantidades que se necesitan de estos compuestos para que la decoloración proceda estequiométricamente. Sin embargo, para el diseño de los sistemas de decoloración se debe prever cantidades mayores de los mismos.

También se ha utilizado la aplicación controlada de amoníaco para remover cloro residual libre. Pero, si bien, en teoría, solo se requerirían 0,15 mg/l de este compuesto, para decolorar eficientemente el agua, este método parece no ser tan efectivo para eliminar cloraminas (mono- y dicloramina) en presencia de ácido hipocloroso, como lo son los otros métodos mencionados anteriormente.

Agente decolorante	Parte requerida por parte de cloro removida (Teórica)	Alcalinidad consumida (como CaCO <sub>3</sub> ) por parte de cloro
SO <sub>2</sub> , anhídrido sulfuroso	0,9	2,8
NaHSO <sub>3</sub> , bisulfito de sodio	1,46	1,38
Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub> , sulfito de sodio	1,77	1,38
Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , tiosulfato de sodio	0,7	-
Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , metabisulfito de sodio	1,34	1,38
C, carbón activado	0,085	2,1

**Tabla 14.** Anhídrido sulfuroso y otros compuestos para decolorar

## 2.8. DESINFECCIÓN DE INSTALACIONES

Antes de poner en servicio o luego de la reparación cualquier planta de tratamiento y/o sistemas de distribución de agua potable, se debe desinfectar el sistema y prepararlo para recibir el agua. La American Water Work Association, por ejemplo, ha desarrollado una serie de Normas para la desinfección de pozos, plantas de tratamiento, reservas/cisternas/tanques de almacenamiento y sistemas de distribución, que se revisan y actualizan periódicamente. Las normas especifican, además, los métodos y procedimientos que se deben seguir antes de colocar el sistema, tanque, redes, etc., en servicio. Se presentan aquí algunas conclusiones derivadas de esas Normas:

- Antes de llegar a la etapa de la desinfección, es necesario haber tomado todos los recaudos necesarios para que las instalaciones estén limpias, es decir que tanto durante el almacenamiento y manipuleo de los materiales que se utilizarán en la construcción o reparación como durante la construcción o reparación misma, se deberá observar una serie de medidas para impedir que los materiales (cañerías, accesorios, equipos, etc.) o instalaciones se contaminen o ensucien más allá de lo razonable. Así, por ejemplo, las cañerías y accesorios a utilizar en el tendido de nuevas redes de distribución, se deben almacenar adecuadamente y proteger una vez colocadas; los tanques de almacenamiento, las perforaciones y las plantas de tratamiento se deben limpiar cuidadosamente con abundante agua de modo remover todo vestigio de residuos y suciedad. También los equipos que forman parte de las mismas, una vez instalados se deben proteger para preservarlos de la contaminación.
- Los desinfectantes que más se utilizan para la desinfección de instalaciones son el cloro gas y sus derivados: hipoclorito de sodio (en solución) e hipoclorito de calcio (en pastillas).
- Para desinfectar los distintos tipos de instalaciones se los pone en contacto con soluciones de cloro de distinta concentración, según de que tipo de instalación se trate, y se la mantiene en contacto con las mismas durante un período de 12 a 24 horas.
- Como la concentración de cloro residual en el agua utilizada para la desinfección es aún muy elevada y puede representar un riesgo para el ambiente, se las debe disponer adecuadamente o declorar previamente para eliminar o reducir el nivel de cloro residual a valores aceptables.
- Como los valores de cloro residual a medir durante la desinfección de las instalaciones, son muy superiores a los valores que normalmente se miden en las plantas potabilizadoras, para poder determinarlos se requiere de muestreo manual y de métodos de análisis aptos para altas concentraciones de cloro.
- Cada servicio de agua potable debe decidir cual es el método de desinfección más apropiado para cada uno de los componentes de sus sistemas y para una situación dada. Al seleccionar el método, se deben tener en cuenta la disponibilidad de materiales y equipos para la desinfección, la capacitación y experiencia del personal que efectuará el tratamiento, y todos aquellos aspectos que hacen a la seguridad del personal, instalaciones y del medio ambiente.
- Previo a la puesta en servicio de cada una de estas instalaciones, se debe verificar la calidad bacteriológica del agua.

### 2.8.1. Cañerías de Distribución

Como se acaba de mencionar, las cañerías nuevas o reparadas se deben lavar con agua a presión y desinfectar. Antes de ponerlas en servicio o de restaurarlo, se deben realizar los controles microbiológicos necesarios para asegurar la calidad del agua.

La limpieza y desinfección de las cañerías tiene como fin:

- Proteger a los consumidores, de las posibles contaminaciones que los sistemas nuevos pueden sufrir durante el transporte, almacenaje y colocación de las cañerías.
- Prevenir el crecimiento de organismos “molestos” en el sistema de distribución ya que podrían impartir olor y sabor desagradable al agua e inclusive cambiar el color de la misma.
- Evitar la contaminación del sistema de distribución existente durante los procedimientos de conexión o empalme de una cañería nueva sucia.
- Eliminar cualquier suciedad y restos de material que pudieran contener las cañerías, ya que estos podrían servir de protección a las bacterias e impedir una desinfección eficaz.
- Evitar reclamos de los consumidores.

El agua a utilizar en el ensayo de presión hidrostática (que se hace previamente) de las cañerías nuevas, en la desinfección y en la limpieza a presión, se debe suministrar mediante una conexión provisoria entre el sistema de distribución y la cañería nueva. A esta conexión provisoria se le debe colocar un sistema para evitar el reflujo (backflow). Durante la prueba hidrostática, se debe desconectar (separar físicamente) la conexión provisoria, la que, una vez finalizada ésta, se restaura para purgar la cañería una vez limpia y desinfectada.

La solución de cloro o de hipoclorito de sodio generalmente se inyecta a través de una bocatoma u otra abertura en un extremo donde comienza la cañería nueva, o aguas arriba del tramo reemplazado durante la reparación. La **Figura 21** es un ejemplo de conexión provisoria para realizar ensayos, lavado y desinfecciones en cañerías de 100-300 mm.

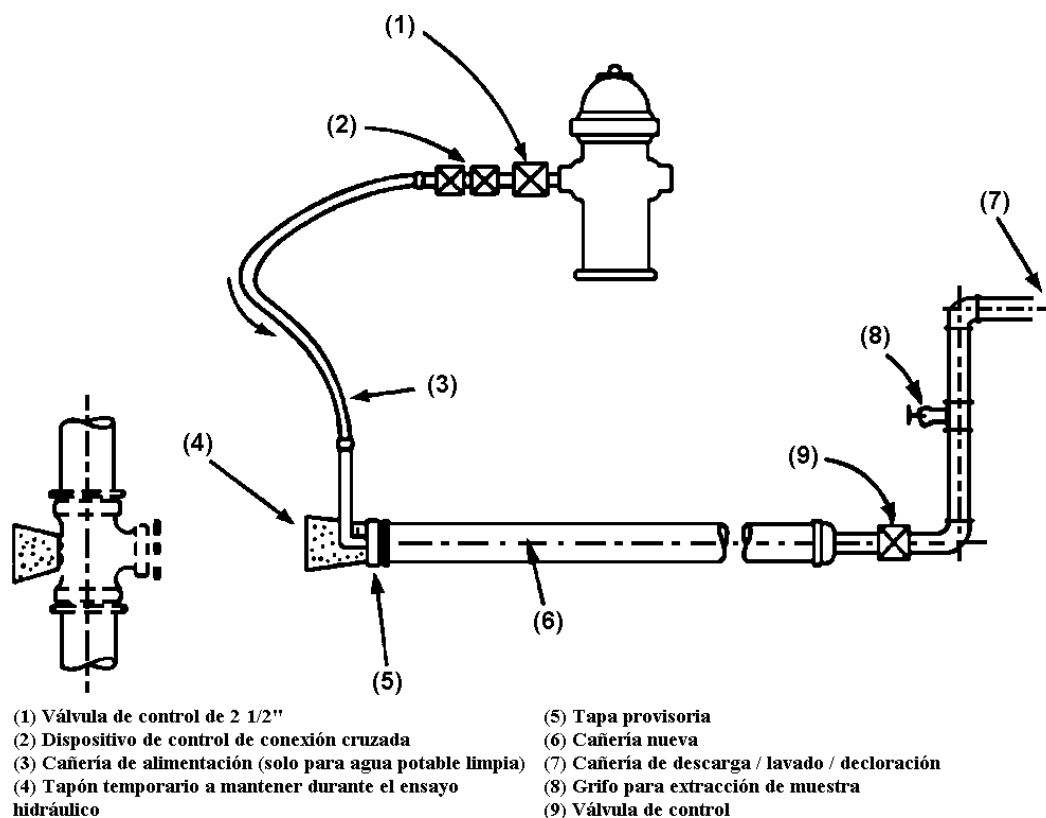
Se debe tener cuidado de que la solución de cloro concentrada no ingrese al resto de la red de agua potable en servicio. Todos los puntos elevados de la sección que se está desinfectando se deben ventear adecuadamente.

La dosis de cloro a aplicar es función del grado de contaminación de la cañería, del tiempo de contacto que se vaya a mantener, y del pH del agua. La concentración de cloro debe ser tal que al cabo del tiempo de contacto estipulado, la concentración de cloro residual sea de, por lo menos, 25 mg/l.

Estimada la dosis de cloro a aplicar, se calcula la cantidad de cloro y agua necesaria en función de:

- La capacidad de la cañería (utilizando el diámetro y largo del caño).
- La concentración de la solución de cloro de la cual se parte.

- La velocidad de bombeo del clorador o dosificador disponible.
- La velocidad de llenado de la cañería.



NOTA: ESTE MÉTODO DE CONEXIÓN SE PUEDE UTILIZAR SOLAMENTE CON CAÑERÍAS DE 100 A 300 MM DE DIÁMETRO. PARA LAS CAÑERÍAS DE MAYOR DIÁMETRO SE DEBE DISEÑAR EL SISTEMA PARA CADA CASO EN PARTICULAR.

**Figura 21.** Conexión provisoria para lavado/ensoyo de cañerías. (Fuente: Norma ANSI/AWWA C651-92)

En la **Tabla 15**, por ejemplo, se dan las cantidades de cloro requerido por cada 30,5 metros de cañería de distintos diámetros. La solución al 1% de cloro se puede preparar con hipoclorito de sodio o hipoclorito de calcio. Para esta última solución se necesitan 454 g de hipoclorito de calcio en 30,3 litros de agua.

Diámetro de la cañería mm	100% de Cloro gramos	Solución de Cloro al 1% litros
100	5,9	0,6
150	13,6	1,4
200	24,5	2,5
250	38,6	3,9
300	54,4	5,4
400	98,4	9,8

**Tabla 15.** Cantidad de cloro necesaria para generar una concentración de 25 mg/l en 30,5 metros de cañería de distintos diámetros (Fuente: Norma ANSI/AWWA C651-92)

Como se dijo, el tiempo de contacto promedio a mantener debe ser de 24 horas. Pero, bajo condiciones sanitarias desfavorables, puede ser necesario extenderlo a 48 o 72 horas. Si se deben utilizar tiempos de contacto más cortos, se debe aumentar la dosis de cloro hasta 50 o 100 mg/l.

Los métodos de desinfección normalmente utilizados son los siguientes:

- De alimentación continua.

Este método que, en general, se puede aplicar a cualquier tipo de cañerías, consiste en alimentar la cañería nueva con agua potable (del sistema existente) o de otra fuente aprobada, a una velocidad constante. A pocos metros del inicio de la misma, se inyecta una caudal tal de solución de cloro o de hipoclorito de sodio, de modo de que el agua en la cañería alcance una concentración de por lo menos 50 mg/l. Se puede utilizar un inyector de cloro o un hipoclorador. Durante el llenado de la cañería se deben operar las válvulas e hidrantes para que se desinfecten adecuadamente. Una vez llena la cañería se la deja en contacto con el agua clorada durante 24 horas. Con este método se logra una concentración de cloro uniforme a la largo de toda la cañería. Al cabo de este tiempo, el cloro residual libre debe ser de por lo menos 25 mg/l.

- De la columna de agua o método “slug”.

La cañería nueva se alimenta con un flujo de agua continuo con por lo menos 100 mg/l de cloro residual libre. La velocidad del flujo se fija de modo de que la columna de agua (slug) clorada contacte las paredes interiores de la cañería durante por lo menos 3 horas. Es decir, que el volumen de agua clorada o slug, se desplaza muy lentamente por la cañería hasta llenarla y, a medida que avanza por la misma y pasa por otras conexiones, se van operando las válvulas e hidrantes para asegurar la desinfección de los mismos. Este método se utiliza principalmente con cañerías de gran diámetro, donde no es práctico utilizar el método de alimentación continua, ya que no sólo permite ahorrar cantidades importantes de desinfectante, especialmente en el caso de cañerías de gran extensión y diámetro, sino que, además, se reduce significativamente el volumen de agua con altos niveles de cloro residual que se debe purgar de la cañería y volcar al medio ambiente.

- De pastillas.

Si bien se utiliza con cañerías de diámetro chico, es menos efectivo ya que no se puede hacer el lavado a presión previo de las cañerías. Las pastillas de hipoclorito de calcio se colocan en cada sección de la cañería, en hidrantes y en otros accesorios durante la construcción. Las pastillas se adhieren al techo de las cañerías con un pegamento de uso alimentario (aprobado por las autoridades de salud competentes). En la **Tabla 16** se indica la cantidad de pastillas de 5 gr de hipoclorito a colocar en base a la longitud y diámetro de las cañerías.

Luego la cañería se llena lentamente con agua para que se vayan disolviendo las pastillas. Generalmente se usa una velocidad menor de 0,3 m/s, para prevenir el arrastre del hipoclorito hacia el extremo de la cañería. La solución final debe tener una concentración de cloro residual libre de por lo menos 50 mg/l y, como en el caso del método de alimentación continua se la debe dejar actuar durante un mínimo de 24 horas. Al cabo de este tiempo, el cloro residual remanente debe ser al menos de 25 mg/l.

Diámetro de la cañería mm	Longitud de la sección de cañería (m)				
	4 o menos	5,5	6,1	9,1	12,2
	Cantidad de pastillas hipoclorito de calcio de 5 g (1) (2)				
100	1	1	1	1	1
150	1	1	1	2	2
200	1	2	2	3	4
250	2	3	3	4	5
300	3	4	4	6	7
400	4	6	7	10	13

(1) Cada pastilla de 5 gr contiene 3,25 gr de cloro activo.

(2) Las porciones de pastillas deben redondearse al próximo dígito superior.

**Tabla 16.** Cantidad de pastillas de hipoclorito de calcio de 5 g, a colocar para lograr una dosis de 25 mg/l. (Fuente: Norma ANSI/AWWA C651-92)

Este método no se puede utilizar si la cañería no se puede mantener limpia y seca. Tampoco se lo puede aplicar en cañerías de gran diámetro ya que, si es necesario que un obrero ingrese a la misma para rellenar juntas o realizar inspecciones, existe el riesgo de que las pastillas expuestas a la humedad ambiente liberen gases tóxicos. Por otra parte, cuando se usa este método de las pastillas, la concentración de cloro, no es uniforme a lo largo de toda la cañería debido a que la solución de hipoclorito es densa y tiende a concentrarse en la base de la misma.

También se puede utilizar hipoclorito de calcio granulado, el cual se debe, como en el caso de las pastillas, colocar durante la instalación de las cañerías. El hipoclorito granulado se debe colocar en el extremo de la cañería, aguas arriba de la primera sección a desinfectar, y en el extremo, aguas arriba de cada ramal, a intervalos de aproximadamente 150 metros. En la **Tabla 17** se indica la cantidades de hipoclorito de calcio granulado a colocar según el diámetro de la cañería.

Este método no se puede utilizar en cañerías de plástico de junta pegada con solvente o con cañerías de acero de junta roscada ya que si los materiales de las juntas reaccionan con el hipoclorito de calcio pueden prenderse fuego o producir una explosión.

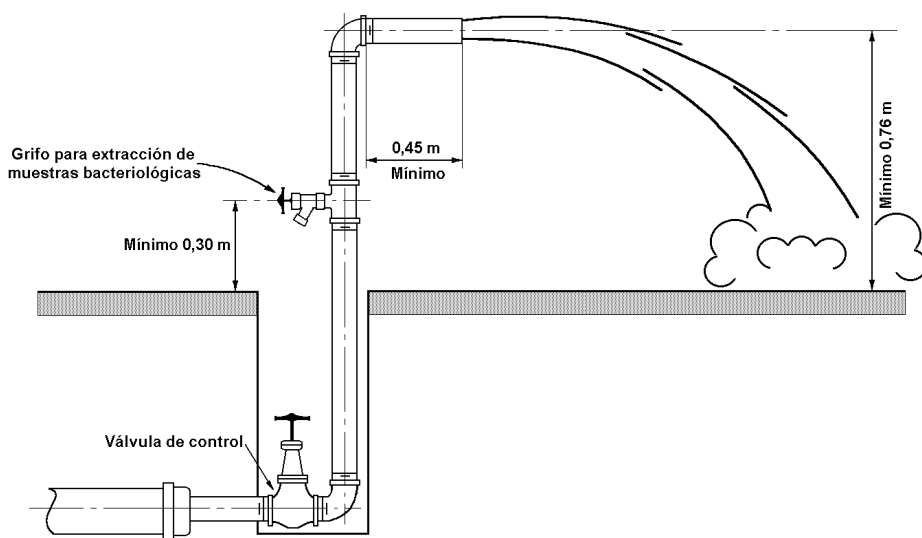
Diámetro de la cañería mm	Cantidad de hipoclorito Gr
100	14
150	28
200	57
250	113
400 o mayor	227

**Tabla 17.** Cantidad de hipoclorito de calcio a colocar en el comienzo de la cañería y cada 150 metros. (Fuente: Norma ANSI/AWWA C651-92)

Una cañería cuando se rompe se la aísla cerrando las válvulas más próximas. El primer paso a cumplir en la reparación, es el lavado a presión de la sección rota para remover la contaminación. El agua purgada se bombea fuera de la zanja. La desinfección mínima que se puede hacer consiste en pasar un trapo embebido en una solución de hipoclorito de sodio al 5% por el tramo de cañería y juntas nuevas antes de su instalación, y luego, una vez colocado el tramo, se inyecta agua a presión, de ser posible, en ambas

direcciones antes de restaurar el servicio. Cuando las condiciones lo permiten, la sección reparada debería aislarse y desinfectarse de la misma forma que las cañerías nuevas.

Luego de que se ha purgado el agua clorada y que la cañería se ha vuelto a llenar con el agua del resto del sistema de distribución, y antes de restaurar el servicio, se deben realizar, como ya se indicara los controles bacteriológicos necesarios para verificar la calidad del agua, especialmente cuando se trata de cañerías nuevas. Se recomiendan extraer, por lo menos, una muestra cada 350-400 metros aproximadamente, de cañería y una serie de muestras al final de la red y por lo menos una serie de muestras de cada ramal. No se deben extraer las muestras de mangueras o hidrantes. En la **Figura 22** se indica el sistema a instalar para extraer las muestras a través de una combinación de válvula en zonas de depresión y grifo toma- muestras para cañerías de hasta 200 mm de diámetro.



**Figura 22.** Sistema de extracción de muestra y purga de cañería recomendado para cañerías de diámetro  $\leq 200$  mm (Fuente: Norma ANSI/AWWA C651-92)

Si los resultados dieran positivo para las bacterias indicadoras de contaminación (bacterias coliformes), se debe volver a hacer un muestreo para demostrar que el agua está libre de bacterias antes de poder poner en servicio la nueva cañería. A veces, se hace necesario volver a repetir todo el procedimiento de desinfección. Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que un exceso de cloro durante un tiempo muy prolongado, puede dañar el bronce y otros accesorios de las cañerías.

En el caso de las conexiones de servicio o nexos de redes nueva al sistema de distribución, existente, se puede optar por instalar todas las cañerías y accesorios, lavarlos, desinfectarlos y muestrear el agua luego de la purga. Si los resultados de los controles bacteriológicos resultan satisfactorios, se procede a realizar las conexiones permanentes al sistema de distribución existente. Durante la conexión final se deben tomar todos los recaudos necesarios para evitar que se contaminen las cañerías nuevas o el sistema de distribución en servicio al cual se las está conectando, con materiales extraños o agua subterránea. De no aplicarse este método, se puede optar, en el caso de que la conexión desde el extremo de la nueva cañería al sistema de distribución existente tenga una longitud de aproximadamente 5m, por desinfectar el nexo, las juntas y válvulas

rociándolas con una solución de cloro al 1% como mínimo, o repasándolas con un hisopo de poliuretano embebido en una solución similar, antes de instalarlas. Si el nexo es de mayor longitud, la cañería podría, también, opcionalmente, colocarse sobre la superficie del terreno, desinfectarse y muestrearse de acuerdo a lo indicado anteriormente, y una vez recibidos los resultados de los análisis bacteriológicos de esta cañería “pre-desinfectada”, se la puede utilizar para conectar la nueva cañería al sistema de distribución en servicio. Mientras se esperan los resultados bacteriológicos satisfactorios y hasta que se instala el nexo, los extremos de esta cañería deben mantenerse sellados con una envoltura plástica o con un tapón o tapa hermética.

Cuando una cañería existente se abre, ya sea accidentalmente o para mantenimiento, y se vacía total o parcialmente, la excavación contiene, seguramente, agua que se podría contaminar significativamente si existen, en las proximidades, redes cloacales. El peligro de estas contaminaciones se puede reducir aplicando distintas concentraciones de hipoclorito en las zonas donde la zanja permanece abierta. Se aconseja utilizar pastillas de hipoclorito de calcio, ya que estas se disuelven lentamente y continúan liberando hipoclorito mientras se bombea el agua de la excavación.

El interior de las cañerías y juntas –acoples- que se vayan a utilizar en la reparación, se deben, previamente, repasar con un hisopo o rociar con una solución de hipoclorito al 1%.

La contaminación que se pudiera haber introducido durante la reparación se puede eliminar con un buen lavado con agua a presión y, si la ubicación de las válvulas y los hidrantes lo permiten, se recomienda el lavado de la zona donde se realizó el trabajo, desde ambas direcciones. Este lavado se debe comenzar tan pronto como se termina la reparación y se debe continuar hasta que el agua salga clara.

Siempre que sea factible, se recomienda que, además, aplicar los procedimientos de lavado y desinfección anteriormente descritos, a la sección de la cañería en la que se produjo la rotura, siguiendo los métodos indicados para cañerías nuevas. Previamente se debe aislar el tramo de cañería reparada y se deben cerrar todas las conexiones de servicio (a los clientes). Para estos casos se aconseja utilizar el método “slug”, pero con dosis de cloro más altas, de hasta 300 mg/l y tiempos de contacto menores, de hasta 15 minutos. Luego de la cloración, la zona se debe volver a lavar con agua a presión hasta que el agua salga limpia y no se perciba olor a cloro en la misma.

También en estos casos, una vez terminada la reparación, se deben extraer muestras bacteriológicas para controlar la eficacia de los procedimientos aplicados. Cuando no se conoce exactamente la dirección del flujo de agua, se deben extraer muestras de la cañería, antes y después de la rotura. Si los resultados de los análisis muestran la presencia de bacterias coliformes, los responsables del servicio, deben evaluar la situación y deberán determinar las acciones correctivas a implementar. Diariamente se seguirán extrayendo muestras hasta tanto dos análisis consecutivos den resultados satisfactorios.

Cuando se va a instalar un manguito de conexión, se debe limpiar cuidadosamente el exterior de la cañería a ser conectada. Además, se debe espolvorear ligeramente la superficie interior de la misma con hipoclorito de calcio en polvo. Debe tenerse en cuenta, que una vez hecha la conexión es imposible desinfectar la unión circular sin cortar el servicio y remover el manguito, por lo que la limpieza y desinfección de éste y la cañería sobre la que se lo colocará deben hacerse previo a la colocación del mismo.

### **2.8.2. Desinfección de Unidades de Almacenamiento de Agua (Tanques, Reservas, Cisternas, Reservorios)**

Antes de poner en servicio nuevas unidades, luego de una inspección y/o reparación de las mismas, o, cuando bajo condiciones normales de operación, los controles bacteriológicos de rutina continúan evidenciando la presencia de bacterias coliformes, estas unidades de almacenamiento de agua se deben limpiar cuidadosamente y desinfectar. Además, previo a la limpieza, se debe remover todo tipo de andamios, tablonés, herramientas, trapos o cualquier otro material que no forme parte de la estructura o sistema operativo de las unidades.

Existen tres métodos para desinfectar tanques, cisternas, etc. Cada servicio de agua potable debe decidir cual de los tres procedimientos es el más apropiado para cada situación en particular.

Si bien se puede utilizar hipoclorito (de sodio o calcio) o cloro gaseoso, este último se puede utilizar solamente cuando se dispone de equipos diseñados y contruidos especialmente para este fin.

- En uno de ellos, se clora todo el volumen de agua contenido en el tanque, de modo de que el agua, al cabo de un tiempo de contacto apropiado, contenga por lo menos 10 mg/l de cloro residual libre. El tiempo de contacto es de 6 horas si el agua que se utiliza para desinfectar se mezcla con el desinfectante antes de que ingrese al tanque, y de 24 horas si el agua se mezcla con el desinfectante dentro del tanque.

En el primer caso, la tubería o caño de alimentación de la solución de cloro se debe conectar a la cañería de entrada de agua a la unidad, a través de una válvula, y en un punto muy próximo a la misma, para que la solución de desinfectante se mezcle rápidamente con el agua que ingresa a ésta.

Cuando el hipoclorito de sodio se vuelca directamente en la unidad, se lo debe hacer cuando el nivel del agua en el interior de la misma se encuentra a 0,30 - 0,90 m del fondo, o tan cerca de los 0,30 m como lo permita la ubicación de la boca de inspección ubicada en la parte baja de la unidad.

Si se utilizan pastillas o granulado de hipoclorito de calcio, primero se los debe triturar hasta lograr trozos de no más de 6-7 mm. Luego se los agrega a la unidad a través de la boca de limpieza o de inspección ubicada en la parte baja de la unidad o a través de la boca de inspección ubicada en el techo. También en este caso el hipoclorito se debe colocar en la unidad vacía para que, al ir ingresando el agua, entre en contacto con las pastillas o granulado y los vaya disolviendo durante la operación de llenado. Debe recordarse que el hipoclorito de calcio se debe colocar únicamente sobre superficies secas, caso contrario, el personal debe estar protegido con los equipos de seguridad correspondientes (máscaras con tanques de aire, etc.).

Luego del tiempo de contacto indicado para cada caso, se drena completamente la unidad y se la vuelve a llenar con agua potable, o el agua clorada se va progresiva mezclando con agua potable de bajo contenido de cloro residual hasta alcanzar una concentración de desinfectante residual no mayor de 2,0 mg/l. Realizados los controles correspondientes y habiéndose obtenido resultados satisfactorios tanto en los análisis bacteriológicos como en los ensayos de calidad estética (olor y sabor), la unidad se pone en servicio.

- El segundo método consiste en pulverizar o pintar todas las superficies interiores de las unidades de almacenamiento con una solución de 200 o más mg/l de cloro libre.

Esta solución entra en contacto con el agua a medida que la unidad se va llenando hasta el nivel de desborde. La solución concentrada de desinfectante debe cubrir perfectamente todas las superficies a tratar, incluyendo los caños de entrada y salida de agua de las unidades, y toda otra cañería de drenaje adicional, excepto la cañería de desborde.

Las superficies tratadas se deben dejar en contacto con la solución concentrada de cloro durante, por lo menos, 30 minutos. Al cabo del cual se hace ingresar agua potable a la unidad hasta llenarla hasta el nivel del desborde de modo de que, una vez llenas de agua, tengan una concentración de cloro activo no menor de 10 mg/l. Luego se comienza a purgar la unidad a través de las cañerías de desborde y desagote, mientras se sigue haciendo ingresar agua potable a la misma. Si los resultados de los análisis bacteriológicos y de la calidad estética del agua son satisfactorios, como en el caso anterior, la unidad se pone en servicio.

Este es un procedimiento peligroso y solamente lo debe realizar personal entrenado, con experiencia y debidamente equipado.

- En el último método, aproximadamente el 5-6% del volumen del tanque se llena con una solución con 50 mg/l de cloro residual libre y se lo deja en contacto por, al menos, 6 horas. Luego se llena el tanque completamente y se mantiene esta solución durante 24 horas. Al cabo de este tiempo, el agua clorada se purga por las cañerías de desagote o drenaje, y se vuelve a llenar el tanque con agua potable, y si extraen las muestras correspondientes. Como ya se mencionó para los otros métodos, si la calidad del agua es aceptable, se puede poner la unidad en servicio.

Actualmente algunos servicios de agua potable, están utilizando buzos para realizar inspecciones de unidades de almacenamiento de agua (reservas o cisternas) aisladas, ubicadas en algún punto intermedio de los sistemas de distribución, a fin de evitar derroche de agua y reducir el tiempo que se necesita para realizar las tareas de mantenimiento en las mismas.

Si bien, generalmente, la unidad de almacenamiento se saca de servicio antes de realizar la inspección, si algunas condiciones especiales lo hacen necesario, la inspección bajo agua se puede hacer con la unidad en servicio. En estos casos, los buzos solamente trabajan dentro de la unidad durante los períodos en que el caudal de entrada o salida de la misma es mínimo. Todos los equipos de buceo e inspección y la ropa utilizada por el/los buzo/s se debe desinfectar previamente a ser empleados dentro de la unidad. Durante la inspección se debe evitar que ingresen a la unidad residuos o cualquier otro tipo de material contaminante.

En la **Tabla 18** se indican las cantidades de desinfectantes necesarias para obtener distintas concentraciones de cloro.

Antes de cualquier inspección bajo-agua, se debe determinar la concentración de cloro residual libre en el agua almacenada, para ello se extraen muestras representativas de distintos puntos de la reserva. Los datos obtenidos se utilizan para futuras comparaciones.

Cloro residual Libre a alcanzar en el agua mg/l	Cantidad de desinfectante a agregar				
	Cloro Líquido Kg.	Hipoclorito de sodio (1)			Hipoclorito de calcio
		5% de cloro activo litro	10% de cloro activo litro	15% de cloro activo litro	65% de cloro activo Kg.
2	0,77	14,7	7,6	4,9	1,18
10	3,76	73,4	37,5	25,4	5,81
50	19,05	367,2	187,8	126,4	29,03

(1) Cantidad de hipoclorito de sodio basada en la concentración de cloro activo por volumen.

**Tabla 18.** Cantidad de desinfectantes necesarias para obtener distintas concentraciones de cloro en 378,5 m<sup>3</sup> de agua (Fuente: Norma ANSI-AWWA C652-92)

Todos los equipos de buceo e inspección y la ropa a emplear en las inspecciones bajo-agua en las unidades de almacenamiento de agua potable, se deben utilizar exclusivamente para este fin. Sólo se pueden emplear tanques de aire externos. Todo el equipamiento y la ropa debe ser de material resistente a los desinfectantes. Los trajes de buceo deben estar en buenas condiciones (sin roturas, raspaduras, o cualquier otro desperfecto que pueda afectar la integridad del mismo). El buzo y su traje se desinfectan una vez que éste se lo ha colocado. Mientras los equipos de buceo e inspección y los trajes no se utilizan, se los deben guardar en un lugar apropiado para evitar que entren en contacto con contaminantes microbiológicos y/o químicos.

Todo el personal que conforma el equipo de buceo debe estar libre de enfermedades contagiosas y no debe haber estado bajo supervisión médica durante la semana anterior (7 días) a su ingreso a la unidad de almacenamiento.

El equipo de buceo debe cumplir con todas las normativas vigentes sobre seguridad y estar provisto de todos los elementos de protección necesarios para las actividades a realizar dentro de la unidad.

Los equipos se pueden desinfectar sumergiéndolos, pulverizándolos o limpiándolos con una esponja embebida en una solución de 200 mg/l de cloro residual libre. Típicamente, los equipos de buceo e inspección se sumergen totalmente en la solución desinfectante, mientras que el buzo, una vez enfundado en su traje de buceo, se lo limpia con una esponja embebida en solución desinfectante. Esta operación se repite luego de que el buzo se coloca todos los equipos. Además, antes de ingresar a unidad, los buzos deben sumergir las patas de rana en un piletín con solución concentrada de cloro.

Como se acaba de mencionar, la solución a utilizar para desinfectar el equipamiento y la ropa, etc., debe contener un mínimo de 200 mg/l de cloro residual libre. En la **Tabla 19** se indican el tipo y cantidades de los compuestos desinfectantes necesarios para obtener dicha concentración en distintos volúmenes de agua.

Si se toman todos los recaudos necesarios, incluida la desinfección de equipos, buzo, etc., no suele ser necesario aumentar la concentración de cloro residual del agua almacenada luego de haber realizado la inspección. Aún así, luego de ésta, se repiten los controles para determinar el nivel de cloro residual de la misma. Si la concentración de cloro residual medida es menor que la que inicialmente se había determinado, se agrega a la unidad suficiente cantidad de desinfectante (solución o granulado de hipoclorito)

como para recuperar el nivel de cloro residual libre existente antes de la inspección. Se recomienda no exceder los 2 mg/l de cloro libre residual. El desinfectante se incorpora a la unidad tratando de lograr la máxima distribución sobre la superficie del agua y la mejor mezcla posible. Esta se puede favorecer, si es factible, recirculando el agua, o con la ayuda de agitadores o bombas portátiles previamente desinfectadas.

Volumen de Agua a preparar  Litro	Cantidad de desinfectante a agregar				
	Cloro líquido gramo	Hipoclorito de sodio (1)			Hipoclorito de calcio
		5% de cloro activo litro	10% de cloro activo litro	15% de cloro activo litro	65% de cloro activo gramo
37,9	9,1	0,15	0,08	0,08	13,6
189,3	45,4	0,76	0,38	0,26	68,0
378,5	90,7	1,51	0,76	0,57	136,1
757,1	181,4	3,03	1,51	1,14	272,2

(1) Cantidad de hipoclorito de sodio basada en concentración de cloro activo por volumen.

**Tabla 19.** Cantidad de desinfectantes necesarias para obtener una concentración de cloro 200 mg/l en distintos volúmenes de agua (Fuente: Norma ANSI-AWWA C652-92)

Debido a variaciones propias del muestreo y análisis, los valores de cloro residual libre medidos antes y después de la inspección realizada por los buzos, no siempre son exactamente iguales. En el momento en que se determina el cloro residual, antes y después de inspección, se extraen muestras bacteriológicas. Como en los otros casos, si los resultados de los análisis bacteriológicos son satisfactorios, la unidad se vuelve a poner en servicio.

### 2.8.3. Desinfección de Pozos

Durante la construcción y operaciones de mantenimiento de las perforaciones, se deben tomar todos los recaudos necesarios para minimizar la contaminación de las mismas. Por ejemplo: todo escurrimiento superficial se debe desviar para evitar que llegue a la boca del pozo, a la laguna que contiene el lodo de perforación, o a otras áreas de la construcción; los equipos de perforación, la grava, el caño de impulsión de la bomba, y cualquier otro material o elemento que se vaya a introducir en el pozo se debe almacenar y utilizar en forma tal de evitar cualquier contaminación posible; las grasas y otros lubricantes a utilizar en la perforación se deben proteger adecuadamente; se deben seleccionar aquellos aditivos de los líquidos de perforación que no favorezcan el crecimiento de bacterias; etc.

Luego de la construcción o reparación, las perforaciones se deben desinfectar utilizando una solución con 50-100 mg/l de cloro. Un pozo nuevo se debe, en primer lugar, desarrollar, es decir, operar hasta que el agua salga prácticamente libre de turbiedad. Luego se retira la bomba y se agrega al pozo un volumen igual a, o por lo menos el doble del volumen de agua que se haya en el caño camisa del mismo, de una solución conteniendo un mínimo de 50 mg/l de cloro residual libre, por medio de un caño o manguera. El conjunto de bomba y caño de descarga se va lavando con la solución concentrada de cloro a medida que el conjunto se va bajando dentro de la perforación.

Luego de 12-24 horas de contacto, el agua clorada se debe extraer y disponer adecuadamente.

Las perforaciones se pueden, también, desinfectar haciendo circular agua clorada por dentro de los caños del mismo y de la bomba.

En el caso de un pozo surgente o artesiano, es necesario restringir la salida continua de agua de modo de poder mantener una determinada concentración de cloro residual. La solución de cloro se debe agregar al fondo de la perforación utilizando los mismos procedimientos generales descriptos para los otros pozos, de modo de lograr la mayor difusión posible. El caudal de salida del pozo se debe estrangular lo suficiente como para lograr un cloro residual de aproximadamente 50 mg/l en el agua que surge. Alcanzado este nivel de cloro residual, la válvula se debe mantener cerrada completamente durante 12 o más horas antes de abrirla y descargar el agua clorada.

Antes de poner la perforación en servicio se realizan los controles bacteriológicos correspondientes.

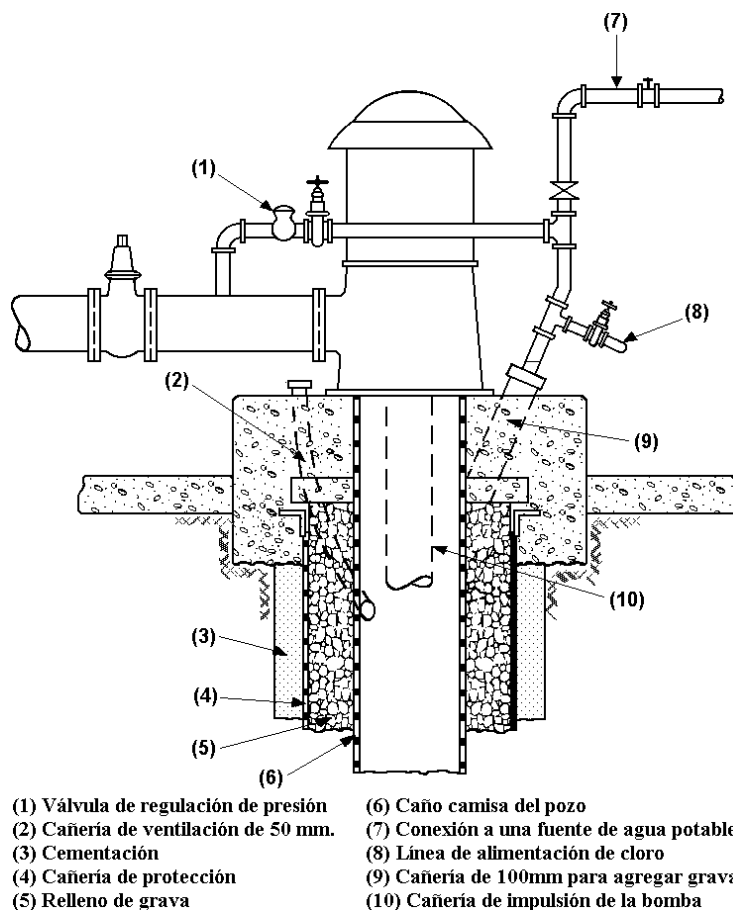
Cuando lo que se debe desinfectar es la grava que se va a instalar en un pozo nuevo se lo puede hacer de acuerdo a dos procedimientos: el de las pastillas y el del lodo clorado. Pero, en ambos casos, antes de instalar la grava, el lodo de perforación se hace más liviano y se lo agrega en suficiente cantidad como para que llegue hasta el fondo del caño camisa. Si se utiliza el primer procedimiento, las pastillas de hipoclorito de calcio se mezclan uniformemente con la grava en una proporción de 100 a 250 gr de hipoclorito por tonelada de grava. Esta mezcla se introduce, luego, en el pozo llenando completamente, hasta el nivel especificado, el espacio anular que rodea el caño camisa del pozo. Se debe tener sumo cuidado de que la grava que se vaya a utilizar no contenga materia orgánica, ya que existe el peligro potencial de una explosión cuando se mezcla la grava y el hipoclorito de calcio.

Si se opta por clorar segundo método, el lodo, una vez que se hace más liviano, se recircula mientras se le continúa agregando la solución desinfectante hasta que todo el lodo que se encuentra dentro de la perforación alcance un nivel de cloro residual de 50 mg/l aproximadamente. Luego se agrega la grava hasta llenar completamente el espacio anular entre el caño camisa del pozo y la cañería de protección, como se observa en la **Figura 22**. Mientras se realiza esta operación se debe ir controlando el nivel de cloro residual y, si fuese necesario, se debe ajustar la dosificación del mismo.

Cuando la grava se va a utilizar para rellenar un faltante o hueco que se haya podido producir en el relleno de grava de una perforación existente, antes de usarla, se la debe desinfectar sumergiéndola en una solución de no menos de 50 mg/l de cloro libre, durante 30 minutos aproximadamente.

En aquellos casos en que se sospecha que el relleno de grava de una perforación en servicio es la fuente de contaminación de la misma, se lo debe desinfectar inyectando agua clorada de 100 mg/l de cloro libre, aproximadamente, por el espacio que rodea el caño camisa de la perforación, hasta que este espacio no admita más agua o, hasta que el volumen de agua clorada agregado sea igual a por lo menos el doble del volumen (calculado) del espacio anular que rodea el caño camisa del pozo. El agua clorada se inyecta en el relleno de grava por medio de un caño o tubo. A éste se le incorpora una válvula reguladora de presión para prevenir cualquier aumento excesivo de presión que pudiera levantar la base de la bomba. La máxima velocidad a la cual la grava aceptará el agua clorada varía significativamente de un pozo a otro, pero, en general, oscilan entre

70 a 190 l/min. En la **Figura 23** se muestra el esquema de un sistema de alimentación de este tipo.



**Figura 23.** Sistema para clorar un relleno de grava (Fuente: Norma ANSI-AWWA C654-97)

Los equipos y materiales que se instalan en forma permanente en las perforaciones se deben desinfectar previamente, por ejemplo, pulverizándolos con una solución concentrada de cloro ( $\geq 200$  mg/l).

Cuando lo que se pretende desinfectar es el agua que se encuentra en el interior del caño de la perforación, se le incorpora suficiente cantidad de desinfectante como para que el nivel de cloro residual en todo el volumen de agua contenido en el caño sea de por lo menos 50 mg/l. En esta operación se pueden utilizar pastillas de hipoclorito de calcio o soluciones de hipoclorito de sodio o cloro, en las cantidades indicadas en la **Tabla 20**.

Cuando se emplean pastillas de hipoclorito de calcio, se las debe ir agregando de a poco por la cañería de ventilación (**Figura 23**). Se requieren 30 minutos aproximadamente para que las pastillas descendan por el agua y se disuelvan. En cambio, cuando se utiliza una

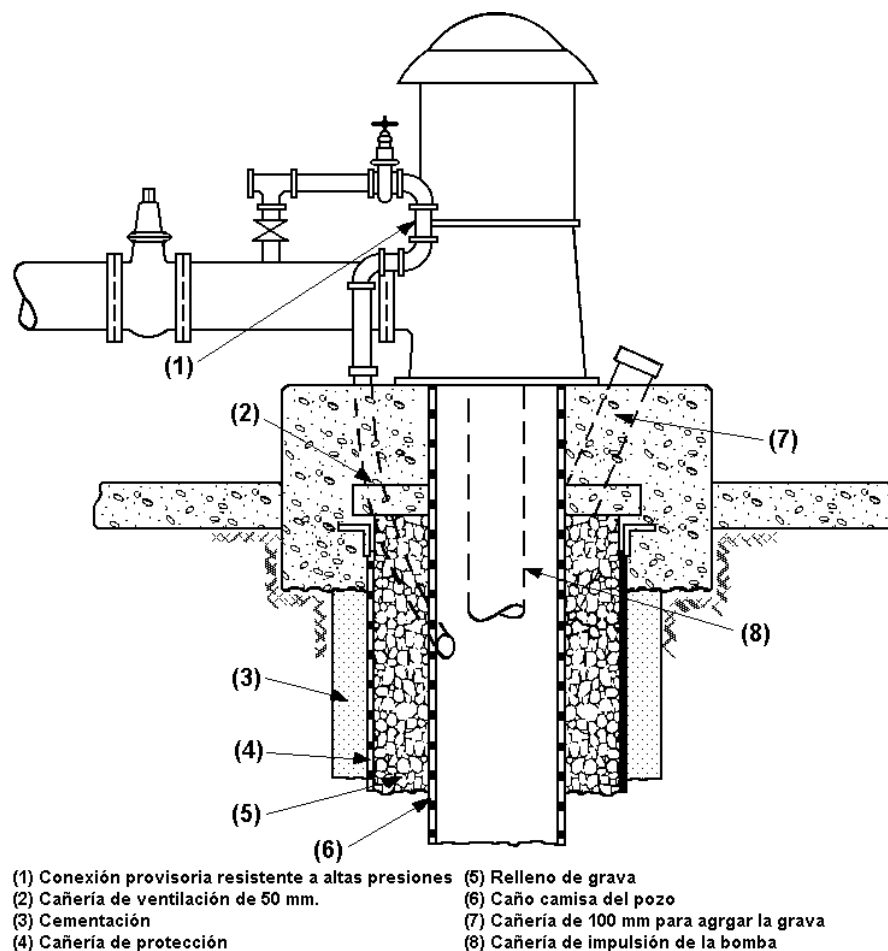
solución de hipoclorito de sodio o cloro, ésta se incorpora por medio de un tubo o cañería que se introduce a través de la ventilación del caño camisa de la perforación hasta el fondo del mismo. Una vez que el tubo llega al fondo de la perforación, se lo va levantando a medida que sale por el mismo la solución de desinfectante. Una vez aplicado el cloro, se bombea por lo menos tres veces para producir una buena mezcla e inducir el contacto del agua clorada con el acuífero adyacente. Se recomienda un tiempo de contacto de 12 a 24 horas, pero no más. Al cabo de este tiempo, se coloca una conexión de 50 mm de diámetro, aproximadamente, resistente a las presiones (pero no mayor que la tubería de descarga), entre la cañería de descarga de la bomba y la ventilación del caño camisa de la perforación. La bomba se debe operar con la válvula de descarga estrangulada para poder volver a introducir un caudal de varios cientos de metros cúbicos por minuto dentro del caño del pozo, mientras que el exceso de agua bombeada se desecha. La **Figura 24** muestra una instalación de este tipo.

Diámetro del caño del pozo  mm	Volumen de agua por cada 30,5 m de cañería m <sup>3</sup>	Cantidad de desinfectante a utilizar		
		Hipoclorito de calcio (65% de cloro activo) Kg	Hipoclorito de sodio (12% de cloro activo) litro	Cloro líquido (100% de cloro activo) Kg
100	0,247	0,020	0,13	0,014
150	0,556	0,045	0,23	0,027
200	0,988	0,076	0,42	0,500
250	1,544	0,120	0,66	0,772
300	2,224	0,170	0,95	0,114
400	3,952	0,300	1,66	0,200
500	6,178	0,482	2,65	0,310
600	8,896	0,680	3,78	0,445
750	13,900	1,080	5,68	0,695
900	20,013	1,530	8,33	1,000
1200	35,582	2,750	14,76	1,780
1500	55,607	4,285	23,00	2,780

**Tabla 20.** Cantidad de desinfectante necesaria para que una columna de agua de 30,5 metros tenga una concentración de 50 mg/l de cloro residual (Fuente: Norma ANSI-AWWA C654-97)

En la descarga de agua eliminada se debe controlar, cada tanto, la concentración de cloro residual. El bombeo se mantiene durante por lo menos 15 minutos después de que no se detecta más cloro residual en el agua eliminada.

También en este caso, como en todos los otros, terminado el bombeo, luego de la desinfección, se deben realizar los controles bacteriológicos necesarios para determinar la eficiencia del tratamiento aplicado. Si los resultados de los análisis bacteriológicos son satisfactorios, la perforación se pone en servicio.



**Figura 24.** Circulación de agua clorada dentro del caño camisa del pozo (Fuente: Norma ANSI-AWWA C654-97)

#### 2.8.4. Desinfección de Plantas de Tratamiento

Debido a la complejidad y diversidad de plantas de tratamiento existentes no existe un único método o norma para la desinfección de las mismas. Sin embargo, es posible dar pautas generales para la desinfección de las instalaciones. Hay varias alternativas para desinfectar las conducciones (cañerías) y unidades de almacenamiento de agua (reservas, tanques, cámaras, etc.) de la planta. Se debe tener en cuenta que únicamente es necesario desinfectar las unidades que se encuentran aguas abajo del afluente a los filtros, si es que se agrega cloro para desinfectar antes de la filtración, o aguas abajo del primer punto donde se practica cloración en el proceso de tratamiento. Si bien no es necesario desinfectar aquellas partes o unidades de las plantas que trabajan con agua cruda, se las debe limpiar cuidadosamente.

Las plantas de tratamiento se deben desinfectar cuando: (1) es nueva, (2) cuando ya existe y ha sido expuesta a contaminación por reparaciones, construcciones o inspecciones que se hayan realizado; y (3) cuando bajo condiciones normales de operación, los controles bacteriológicos del efluente (agua potable) evidencian, repetidamente, la presencia de bacterias indicadoras de contaminación (bacterias coliformes).

Las plantas nuevas se deben, en primer lugar, y como ya se mencionara para las otras instalaciones, limpiar a fondo, aún aquellas unidades que no requieren desinfección. Solamente se debe utilizar cloro líquido cuando se dispone de clorinadores adecuados y cuando el personal está convenientemente capacitado y posee la experiencia necesaria para realizar estas operaciones.

Si bien cada unidad de la planta tiene sus particularidades propias que requieren de procedimientos de desinfección algo distintos, en general, las concentraciones de cloro que se utilizan son aquellas que resultan en niveles de cloro residual libre de, por lo menos, 25 mg/l. Los tiempos de contacto generalmente son de 12 horas como mínimo. Si, por ejemplo, lo que se está desinfectando es un filtro rápido de arena, cuando al cabo del tiempo de contacto, la concentración de cloro residual libre remanente en el agua clorada es menor a 15 mg/l, se debe repetir el proceso de cloración. Las muestras sobre las que se miden las concentraciones de desinfectante residual, se deben extraer de forma tal y de todos aquellos puntos que sean necesarios para garantizar que las mismas son representativas. Por el contrario, si luego de las 12 horas, los niveles de cloro residual medidos son satisfactorios, el filtro se pone nuevamente en funcionamiento, desechando el efluente o lavándolo muy bien hasta eliminar completamente el agua con altos tenores de cloro residual.

Como en todos los casos anteriores, luego de la desinfección y antes de poner en servicio la unidad de tratamiento o la planta, se deben realizar los controles bacteriológicos correspondientes. Los resultados de los análisis bacteriológicos se deben registrar pues sirven para certificar que el agua que sale de una unidad determinada o de la planta potabilizadora es bacteriológicamente apta para consumo humano.

#### **2.8.5. Tratamiento y Disposición Final del Agua con Elevadas Concentraciones de Cloro Libre Residual**

Cuando se programa la desinfección de las instalaciones, se debe siempre evaluar cuidadosamente si es necesario eliminar el exceso de cloro libre residual presente en las aguas cloradas que se eliminan o purgan de las instalaciones desinfectadas. En función de las disposiciones vigentes sobre vuelcos de este tipo de aguas y del daño que se pueda causar al ambiente donde se podrían llegar a disponer o volcar estas aguas, se determina la necesidad o no de reducir, previamente, el nivel de cloro residual de las mismas. De resultar necesario reducir o eliminar el cloro residual de las mismas, se utiliza alguno de los compuestos químicos disponibles para declorar las aguas, tales como anhídrido sulfuroso, bisulfito de sodio, sulfito de sodio, tiosulfato de sodio, etc. Los operadores del servicio deberán realizar la correspondiente evaluación técnica-económica para determinar, en cada situación el compuesto más apropiado.

En la Sección 2.7.3.5 se discutió en detalle los fundamentos y procedimientos para la decloración de las aguas, los cuales son aplicables a este caso.

En la **Tabla 21** se indican las concentraciones de distintos compuestos empleados para neutralizar el cloro residual remanente en 378,5 m<sup>3</sup> (100.000 galones) de agua.

Concentración de cloro residual a neutralizar mg/l	Concentración de compuesto neutralizante a utilizar			
	Anhídrido Sulfuroso (SO <sub>2</sub> ) Kg.	Bisulfito de sodio (NaHSO <sub>3</sub> ) Kg.	Sulfito de sodio (Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub> ) Kg.	Tiosulfato de sodio (Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> .5 H <sub>2</sub> O) Kg.
1	0,36	0,54	0,64	0,54
2	0,77	1,13	1,32	1,09
10	3,76	5,67	6,62	5,44
50	18,91	28,39	33,11	27,22

**Tabla 21.** Cantidad de compuestos químicos necesarios para neutralizar concentraciones de cloro residual variables en 378,5 m<sup>3</sup> de agua (Fuente: Norma ANSI-AWWA C651-92)

## 2.9. ESTACIONES DE CLORACIÓN

Las instalaciones de cloración comprenden:

- Almacenamiento.
- Sala de cloración.
- Cámara de contacto.

### 2.9.1. Almacenamiento

Las características de este recinto dependen de la forma del cloro que se almacena: sólido, líquido o gaseoso, y de las características de los envases.

#### 2.9.1.1. Uso de Cloro Gaseoso

El cloro gaseoso se obtiene comercialmente envasado a presión en forma líquida, en cilindros metálicos de diferentes capacidades: 50, 75 y 1.000 Kg. (1 tonelada). El flujo de gas que se puede extraer en un día, como máximo, de un cilindro depende del tamaño del mismo y de la presión interna la que, a su vez, es función de la temperatura del cloro líquido. En la **Tabla 22** se indica este valor para los distintos cilindros, a temperatura ambiente y de la presión interna, la que a su vez es función de la temperatura del cloro líquido.

Peso del contenido del cilindro	Peso del cilindro solo	Peso total del cilindro	Máximo flujo de cloro que se puede extraer por día de un cilindro
Kg	Kg	Kg	Kg
50	33	83	11,7
75	50 – 59	115 – 134	18,2
1000	680	1680	182

**Tabla 22.** Características de los cilindros de cloro

En planta se debe mantener un número de cilindros que garanticen la continuidad de la cloración. Por lo tanto habrá que tener en cuenta el grado de facilidad y confiabilidad del sistema de provisión de cloro. La reserva a mantener en depósito depende de para cuantos días de operación se debe asegurar la disponibilidad de cloro: si para 8 o para 30 días. Hay que tener en cuenta, también, el número de cilindros vacíos que están en espera y los llenos que están por recibirse.

El número de cilindros a adquirir se puede determinar a partir de la siguiente relación:

$$N = \frac{1,25 Q t}{C} + 6$$

Donde:

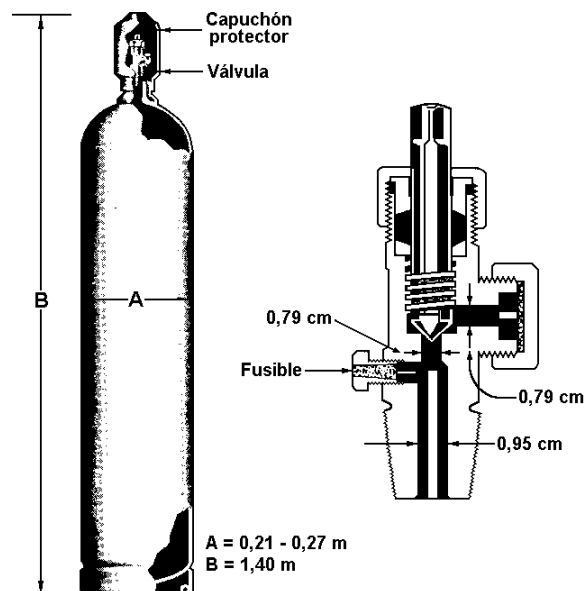
$Q$  = consumo diario de cloro, en kg./día,

$t$  = tiempo de almacenaje, en días que se considera necesario

$C$  = capacidad del cilindro de cloro (75 Kg ó 1000 Kg)

Conociendo el número de cilindros que se deben mantener en depósito se puede determinar las dimensiones del mismo y la forma en que se almacenarán los cilindros. Se debe prever, además, espacio suficiente para el desplazamiento cómodo de los mismos.

Para evitar accidentes de sobrepresión en el interior de los cilindros, estos se llenan con cloro líquido hasta el 85% de su capacidad y el 15% restante lo ocupará el cloro gaseoso.

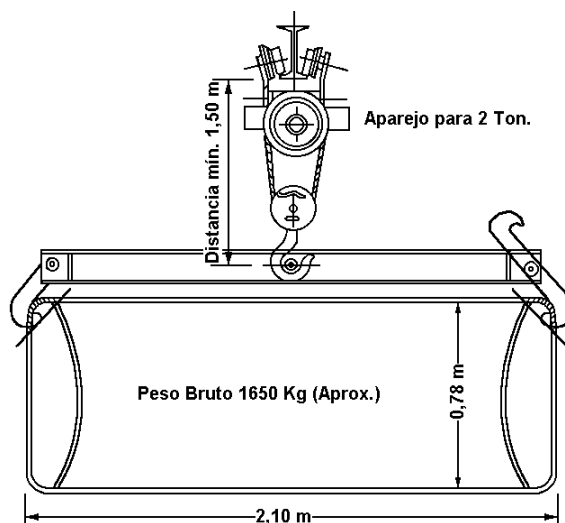


**Figura 25.** Cilindro de 50-70 Kg y válvula de salida con fusible

Todos los tipos de cilindros están equipados con un fusible que se funde entre 70 – 75°C, en caso de que el envase de cloro se haya recalentado por cualquier motivo. En los cilindros chicos, dicho fusible está colocado en la válvula de salida del cloro. Si el fusible se funde, el cloro, a elevada temperatura, escapa por el orificio formado (1/8 pulgada = 0,32 mm), enfriándose tan rápido que se congela, impidiendo, de

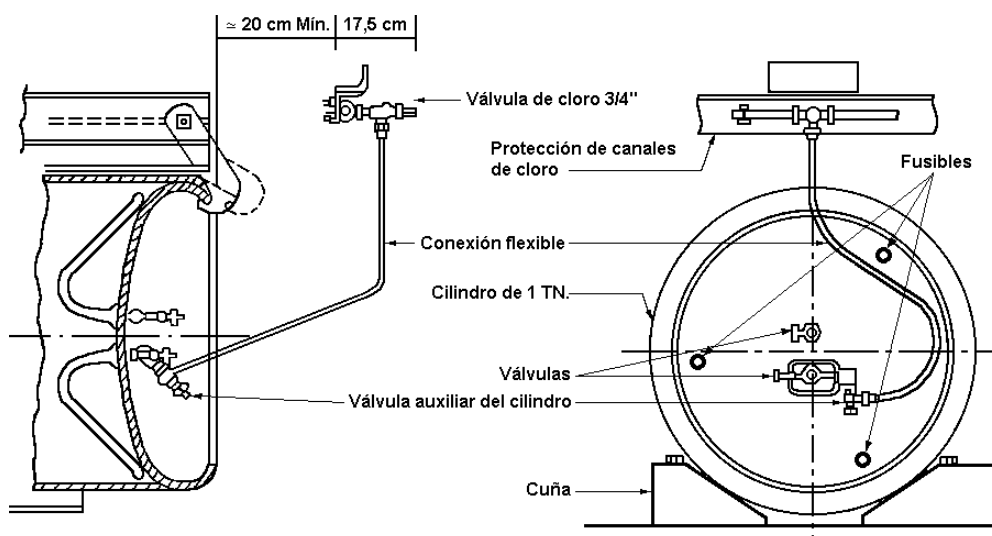
momento, la salida del cloro líquido. Superado el peligro de rotura del cilindro, personal debidamente entrenado y equipado, podrá ingresar al depósito y, con las herramientas adecuadas, reparar la pérdida. La **Figura 25** muestra un cilindro típico de 45-70 Kg y de la válvula de salida con su correspondiente fusible.

Estos cilindros de menor capacidad, con un peso total lleno de 83 a 117 Kg, se deben siempre almacenar y utilizar en posición vertical y se pueden mover y trasladar manualmente, utilizando un carro adecuado. En cambio, los cilindros de una tonelada, cuyo peso total lleno es de 1680 Kg, están diseñados para ser utilizados en posición horizontal, por lo tanto se los debe almacenar y utilizar en esa posición, colocados sobre soportes con cojinetes para que se puedan girar con facilidad. El traslado de estos cilindros se debe hacer mediante un aparejo manual o mecánico montado sobre un monorriel, como se muestra en la **Figura 26**.



**Figura 26.** Sistema para trasladar cilindros de 1 tonelada

En estos cilindros hay tres fusible colocados en cada extremo del envase y los cilindros se deben conectar como se muestra en la **Figura 27**.



**Figura 27.** Forma más apropiada para conectar los cilindros

Todos los cilindros que se encuentran almacenados, así como los que están en operación, se deben asegurar con cadenas, barras metálicas, o acuñarse para evitar que se vuelquen o desplacen en caso de sismos, huracanes o explosiones. Los cilindros vacíos se deben almacenar separados de los llenos, aunque pueden estar en la misma sala. También se debe evitar colocarlo en lugares donde puedan ser golpeados por objetos que puedan caer sobre los mismos o por puertas, etc.

Los cilindros no se deben almacenar cerca de montacargas o ascensores o de los sistemas de ventilación, ya que si se produce una pérdida de gas, éste escapará rápidamente por estas aberturas.

En la construcción de los recintos en donde se vaya a almacenar, manipular o utilizar cloro, se deben emplear materiales que protejan a los cilindros, equipos y otros elementos contra el fuego. Debe ser siempre cubierto para proteger a los cilindros de la luz solar directa y de las lluvias, evitando el recalentamiento y minimizando la corrosión de las paredes de los mismos. La temperatura en el depósito se debe mantener entre 18 y 20°C natural o artificialmente. Deben contar con, por lo menos, dos puertas de salida, con herrajes de emergencia, las que se deben mantener cerradas, pero sin llave y abrirse hacia el exterior. Es aconsejable que las puertas tengan en la parte inferior una abertura con persiana o respiraderos para evitar que no se puedan abrir en caso de producirse vacío en la sala.

El sistema de ventilación debe permitir el ingreso de aire desde el exterior durante la operación normal y prever posibilidades de fugas. Las aberturas para la salida de aire se deben colocar lo más cerca posible o al nivel del piso, mientras que las de entrada de aire se colocan más arriba y en los lugares que favorezcan la ventilación cruzada. Si la ventilación natural no es suficiente se debe colocar un sistema mecánico de ventilación, como ser ventiladores. El sistema de encendido y apagado del ventilador, así como los de la iluminación del depósito deben operarse automáticamente cuando se abre la puerta, pero se deben colocar en el exterior del recinto controles manuales. Debe colocarse en el exterior, señales luminosas que indiquen que el ventilador está funcionando. En otros casos, puede ser necesario presurizar las instalaciones con aire y expulsar el aire contaminado a través de las aberturas del piso. De acuerdo a lo que actualmente recomienda el Instituto del Cloro de los Estados Unidos de Norteamérica, los sistemas o requerimientos de ventilación deben calcularse para cada planta en particular, es decir que ya no recomienda un determinado cambio total del volumen de aire cada cierta cantidad de minutos para calcular la capacidad del sistema de ventilación y extracción.

El piso del depósito debe hacerse con inclinación hacia un punto común donde se coloca una pileta o sumidero para coleccionar el cloro líquido que se pudiera derramar. En las instalaciones de mayor capacidad, se deben colocar, además, canaletas para recolectar los derrames. De acuerdo a lo recomendado por el Instituto del Cloro (Manual del Cloro, 1998), estas canaletas deben ser angostas (máximo de 5 cm) y profundas (12-15 cm) para proteger el cloro líquido que pudiera circular por las mismas de la temperatura ambiente. De este modo disminuye significativamente la velocidad de evaporación del cloro líquido. El cloro líquido se extrae de la pileta o sumidero por medio de una bomba (de las que normalmente se utilizan con cloro líquido) o eductor y se envía a neutralización.

Cuando el cloro líquido se derrama sobre una superficie plana se evapora violentamente y se esparce como llamaradas hasta que el recinto alcanza la temperatura de equilibrio.

En este momento se forma una película muy fina de “hielo” de hidrato de cloro sobre el líquido remanente, interrumpiendo la evaporación, hasta que, nuevamente, la temperatura ambiente derrita la película de hielo, el líquido se evapora y vuelve a producir las llamaradas. Este ciclo continúa hasta que desaparece todo el cloro líquido.

En el depósito no se debe almacenar ningún equipo ni compuestos químicos inflamables u oxidables, tales como hidrocarburos, amoníaco, etc., o cualquier material que pueda reaccionar violentamente con el cloro, como así tampoco realizar tarea que puedan generar chispas o fuego, ya que si las llamas se aproximan a los cilindros elevando la temperatura de la superficie de los mismos más allá de los 149°C, el cloro podría comenzar a atacarlas. A 251°C, se produce, inmediatamente, la autoignición del acero con el cloro. Además, dado el gran poder corrosivo del cloro, los equipos o instalaciones metálicas, que se deban colocar en el depósito, se deberán proteger adecuadamente para evitar que se deterioren.

Si las instalaciones cumplen con los requisitos mencionados o cualquier otro que las autoridades locales pertinentes exijan, no es necesario colocar sistemas contra incendios, a excepción de los matafuegos, baldes con arena, etc. El sistema contra incendio se puede utilizar, además, para enfriar los cilindros en caso de amenaza de fuego. El recinto debe contar con provisión de agua.

### **2.9.1.2. Uso de Compuesto de Cloro**

Estos compuestos se utilizan en lugares de difícil acceso, normalmente en zonas rurales, en donde no es posible disponer de cloro gas en cilindros.

Los depósitos para este tipo de compuestos se deben construir en lugares en los cuales se pueda restringir el acceso de personal no autorizado y donde se pueda, en el caso de soluciones de hipoclorito de sodio, contener fácilmente cualquier derrame.

En general los depósitos de los compuestos de cloro deben reunir las mismas condiciones de seguridad que los de cloro gas, es decir que deben ser construidos con los materiales apropiados, techados, bien ventilados, con las salidas y aberturas necesarias y elementos de protección contra el fuego. Deben ser ambientes secos y la temperatura se debe mantener, natural o artificialmente, dentro de los 18-20°C. El control de la temperatura es crítico ya que los hipocloritos, especialmente los de sodio, o los de calcio se deterioran, más o menos rápidamente, perdiendo su poder desinfectante. Deben ser lo suficientemente espaciosos como para permitir la preparación o dilución de las soluciones. Preferentemente, los tanques con las soluciones de hipoclorito a utilizar se deben colocar en esta sala, pero no muy lejos de la sala de cloración.

El hipoclorito de calcio, en polvo o pastillas, viene en tambores metálicos o plásticos de diferentes tamaños. Luego de que los envases se abren, se deben volver a cerrar rápidamente, tratando de utilizar el producto remanente lo antes posible para evitar que se deteriore por acción de la luz y la humedad. Este compuesto es un oxidante muy potente, por lo que no se debe almacenar junto a materiales combustibles ya que puede reaccionar violentamente con los mismos y producir incendios.

Las soluciones de hipoclorito se pueden almacenar, también, en tanques de gran capacidad de PRFV (plástico reforzado con fibra de vidrio) de la calidad apropiada o en tanques de acero revestido con caucho o membranas plásticas resistentes a la acción del hipoclorito. Estos tanques deben colocarse al abrigo del sol y en lugares de acceso

restringido. Si se almacena soluciones de hipoclorito con más del 7% de cloro activo, los tanques deben tener ventilación. Nunca se debe almacenar ácido en el mismo depósito o en las proximidades del hipoclorito de sodio. Bajo determinadas condiciones, y en presencia de exceso de acidez, el hipoclorito reacciona liberando cloro gaseoso. También se debe tener cuidado con cualquier tipo de soluciones de amoníaco o con compuestos que contengan sales de amonio, ya que al entrar en contacto con el hipoclorito reaccionan generando gases tóxicos.

Dada la rapidez con que las soluciones de hipoclorito se descomponen, no es aconsejable almacenarlo por más de 30 días, aproximadamente.

En la parte exterior de los depósitos de almacenamiento de cloro o de compuestos de cloro se deberán colocar los elementos de seguridad para protección del personal, (tales como máscaras, botas, delantales, etc.), los equipos para reparación de fugas o herramientas, según corresponda, en sus correspondientes gabinetes, y duchas de seguridad (a pedal o tracción) con lavajos. Estos elementos y equipos se detallarán más adelante.

### **2.9.2. Sala de Cloración**

Las salas destinadas a este fin deben estar separadas de los depósitos de cilindros y deben reunir todas las condiciones de construcción y seguridad que se indicaron para estos últimos. Se deben prever ventanas de vidrio fijas (herméticas) ya sea en las puertas de acceso o paredes para permitir observar el clorador y otros equipos que pudieran colocarse en la sala. En caso de que una esté junta a la otra se debe colocar una ventana con vidrio fijo en la pared divisoria, para permitir controlar lo que ocurre en el depósito. Se deben mantener a una temperatura adecuada, naturalmente o por medio de equipos de calefacción. La temperatura mínima no debe ser menor de 15°C. Estas salas no se deben conectar a los sistemas de aire acondicionado central de otras áreas de la planta, porque podría escapar gas cloro a través del sistema.

Básicamente, estas estaciones constan de: clorador, sistemas de control y difusor o inyector. Según se utilice cloro o compuestos de cloro se requerirán equipos adicionales tales como balanzas, evaporadores, etc.

#### **2.9.2.1. Uso de Cloro Gaseoso**

Los principales componentes de las salas de cloración donde se utiliza gas cloro son:

##### **a) Balanzas**

Como es necesario llevar un control preciso de la cantidad de cloro que se consume y de lo que queda en los cilindro, se utilizan balanzas o básculas de distintos tipo y capacidad. Estas balanzas se pueden calibrar de forma de registrar la cantidad de cloro utilizada o la remanente en el cilindro. Las balanzas más sencillas son las de plataforma para uno o dos cilindros (de 50-70 Kg). Para mayor cantidad de cilindros se utilizan básculas de mayor capacidad. Para los cilindros de una tonelada se suele emplear un sistema que sirve tanto de balanza como de apoyo y para trasladarlos. Las balanzas pueden ser mecánicas o electrónicas de lectura directa o digital.

## b) Cañerías, válvulas

Todos los cilindros vienen con sus válvulas reglamentarias, pero frecuentemente se conecta una válvula auxiliar a la de los cilindros. Esta válvula auxiliar se utiliza para cerrar el paso del cloro a todas las cañerías conectadas a continuación de la misma, para minimizar la pérdida de gas mientras se procede al cambio de cilindros o cuando falla la válvula del cilindro. Si se utiliza un clorador de alimentación directa no es necesario colocar esta válvula.

Se debe seleccionar cuidadosamente el material de las cañerías a utilizar en las conexiones. El tipo de material de las mismas dependerá de si se emplearán con cloro gaseoso, seco o húmedo, o cloro líquido. En general, con el cloro gaseoso seco se emplean cañerías de acero al carbono o aleaciones de acero. Para el cloro líquido o cloro gaseoso a presión se usan, normalmente, cañerías de 18 mm o de 25 mm de diámetro de acero inoxidable o aleaciones de acero, mientras que para el cloro gaseoso bajo vacío y hasta una presión de 41 KPa, se pueden usar cañerías de plástico de PVC (policloruro de vinilo), CPVC (policloruro de vinilo clorado), ABS (acrilonitrilo-butadieno-estireno), PE (polietileno), PP (polipropileno) o PRFV (plástico reforzado con fibra de vidrio), u otros plásticos resistentes a la corrosión.

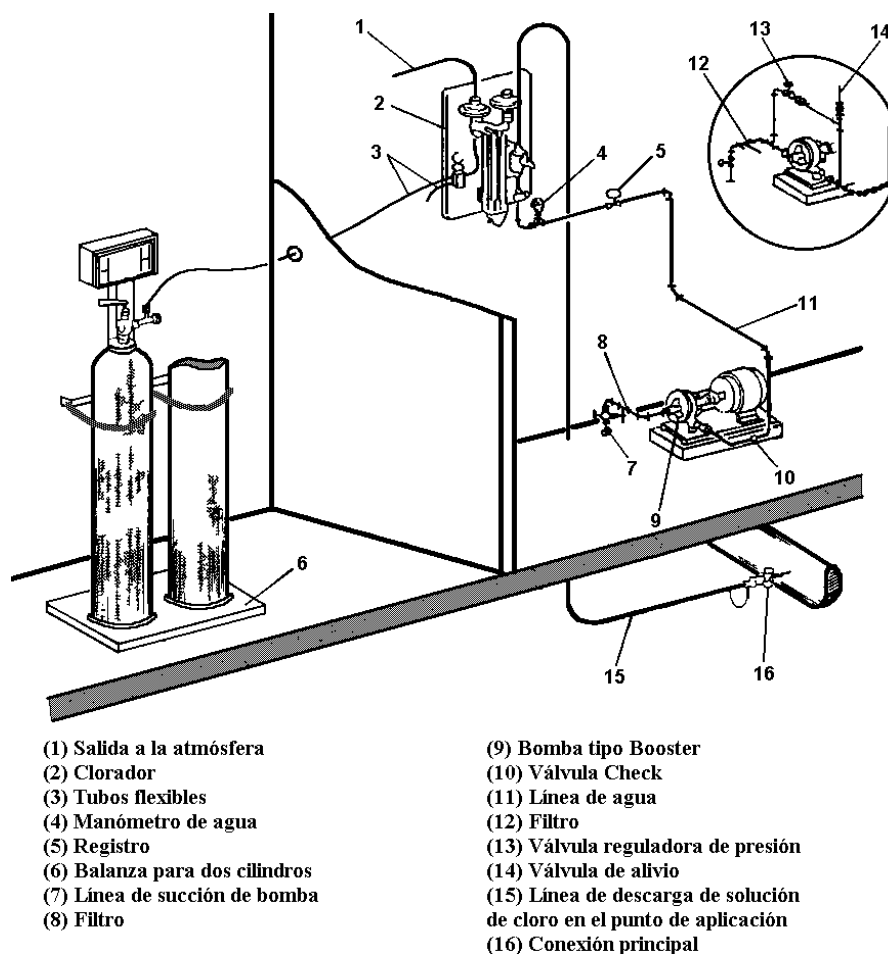


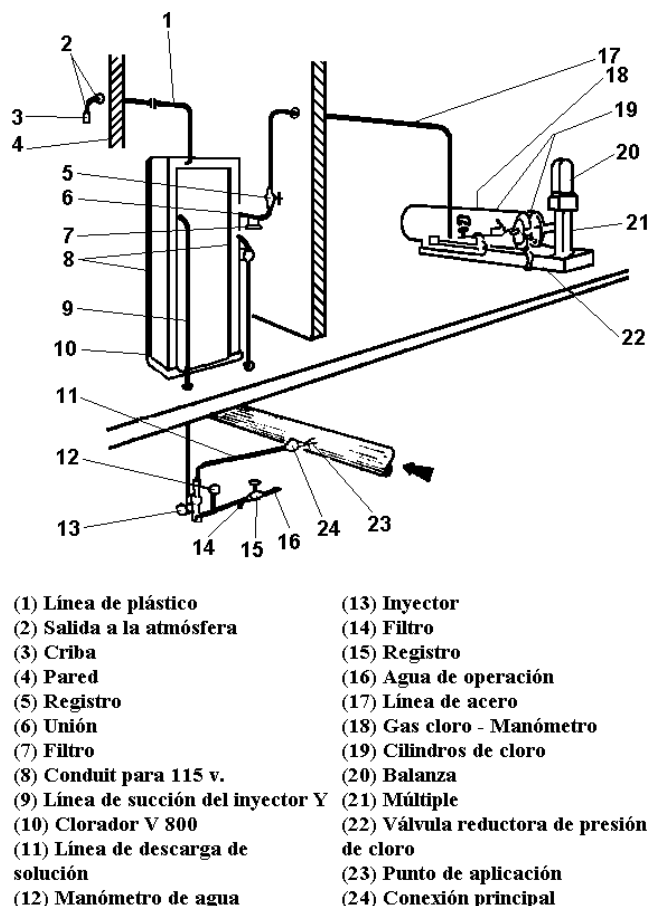
Figura 28. Instalación típica para sistemas de poca capacidad

Los cilindros se deben conectar a las cañerías de conducción a través de un tubo de 64 mm o 95 mm de cobre. También se pueden utilizar mangueras de fluoroplásticos flexibles, como recomienda el Instituto del Cloro de los Estados Unidos de Norteamérica (Pamphlet 6, 1993).

Para mayor detalle sobre el tipo de material a utilizar en cada caso en particular, se recomienda consultar el Manual del Cloro y los distintos Panfletos publicados por Instituto del Cloro de los Estados Unidos de Norteamérica.

### c) Cloradores

Los sistemas de medición y de control (clorador), que se instala sobre el mismo cilindro y, en consecuencia, éstos, se deben colocar en una sala diseñada específicamente con ese fin, separada de la zona de dosificación. En la **Figura 28** se muestra un plano típico para una pequeña instalación de cloración con gas, y en la **Figura 29** la de una instalación donde se utilizan cilindros de una tonelada. Normalmente, las estaciones de cloración más grandes requieren, además de ventilación natural, el empleo de extractores de aire colocados en la parte baja de la habitación y operables desde el exterior de ella.



**Figura 29.** Instalación típica para sistemas de gran capacidad

Al seleccionar la ubicación de los cloradores y demás equipos, se debe tener la precaución de que todas las cañerías queden a la vista, sujetas contra la pared y situadas en lugares accesibles que permitan su fácil inspección y reparación.

Si bien existe una gran variedad de equipos para aplicar cloro gas, en general se los puede agrupar en dos tipos básicos: los de presión y los de vacío (**Tabla 23**). En los sistemas de presión el cloro se inyecta directamente, haciendo uso de la presión de los mismos cilindros. En los de vacío, el estrangulamiento creado por el tubo Venturi del inyector, produce un vacío que se va transmitiendo a través de todos los dispositivos internos de los cloradores y las líneas de aducción. Estos cloradores se pueden colocar directamente sobre el cilindro, especialmente en los de menor capacidad, como también en la pared o sobre un pedestal o módulo independiente, según su tamaño y marca de los mismos.

Tipo	Sistema de montaje	Capacidad
		Kg / día
De presión	En pedestal	2 a 140
	Directamente en los cilindros	1 a 34
	En pedestal	2 a 8000
De vacío	En la pared	1,4 a 100
	Directamente en los cilindros	1,4 a 230

**Tabla 23.** Clasificación de aparatos cloradores

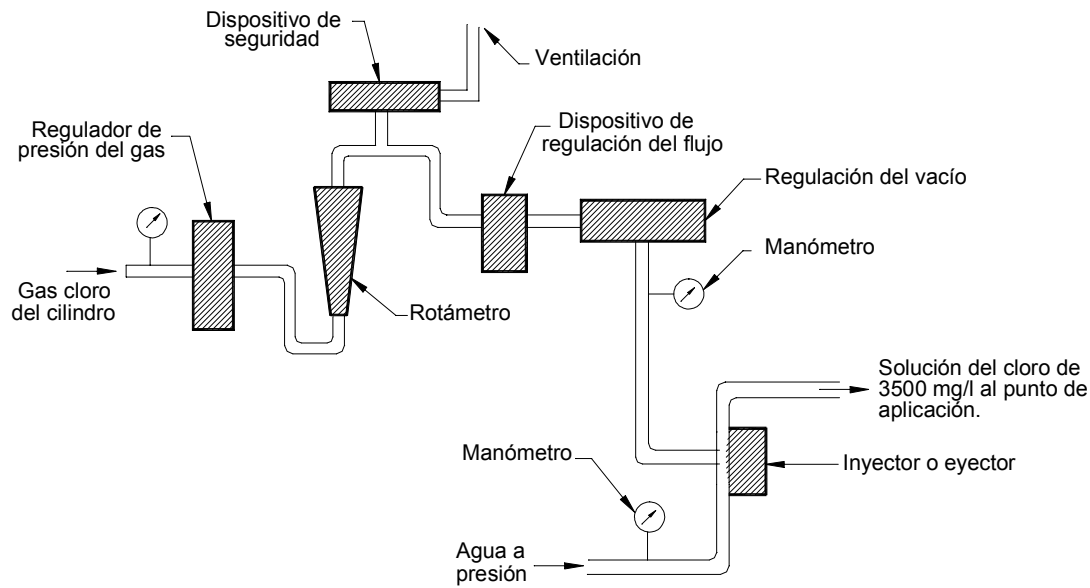
Todos estos equipos transportan y miden el cloro como gas seco sin que entre en contacto directo con la humedad ambiente. Solo al salir del inyector o del punto de inyección, el gas se mezcla con el agua.

Como el gas cloro seco es poco corrosivo; se puede usar con materiales metálicos (acero al carbono, aleaciones de acero, etc.). Por el contrario, la solución acuosa es sumamente corrosiva y se deben utilizar materiales tales como el PVC, teflón, caucho, polietileno, etc., como ya se indicara anteriormente.

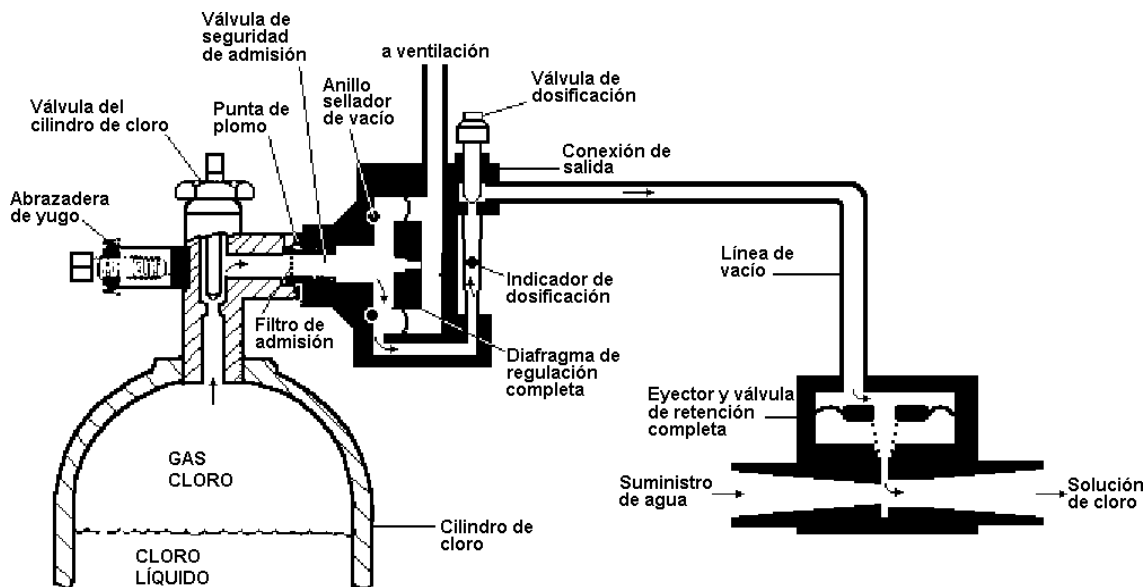
### **Clorador de alimentación al vacío**

Aún cuando requieren de un sistema de provisión de agua adicional, este tipo de cloradores es más seguro y confiable que los cloradores a presión. El funcionamiento de este clorador se basa en el vacío parcial que crea un dispositivo llamada inyector o eyector que se coloca inmediatamente antes del punto de inyección del cloro al agua. Esta válvula tiene un estrangulamiento por el que se hace pasar un flujo de agua, creando una presión negativa que se transmite a todas las válvulas y conductores del clorador, e induce la apertura del regulador inicial del gas. Esto permite que las válvulas y conductos se llenen de cloro gaseoso, el cual circula por ellos a una presión menor que la atmosférica. La **Figura 30** muestra el esquema de este tipo de clorador y de sus componentes, y la **Figura 31** el diagrama de flujo de los mismos (clorador montado directamente sobre un cilindro y el eyector).

El gas que sale de los cilindros a través de la tubería matriz ingresa al clorador a través de una válvula. Esta válvula contiene un diafragma presionado por un fuelle, que regula y mantiene la presión en el equipo. Para que el diafragma se abra y pueda ingresar cloro al clorador, el vacío en éste debe ser mayor que la fuerza que desarrolla el fuelle.



**Figura 30.** Esquema de un clorador de alimentación al vacío



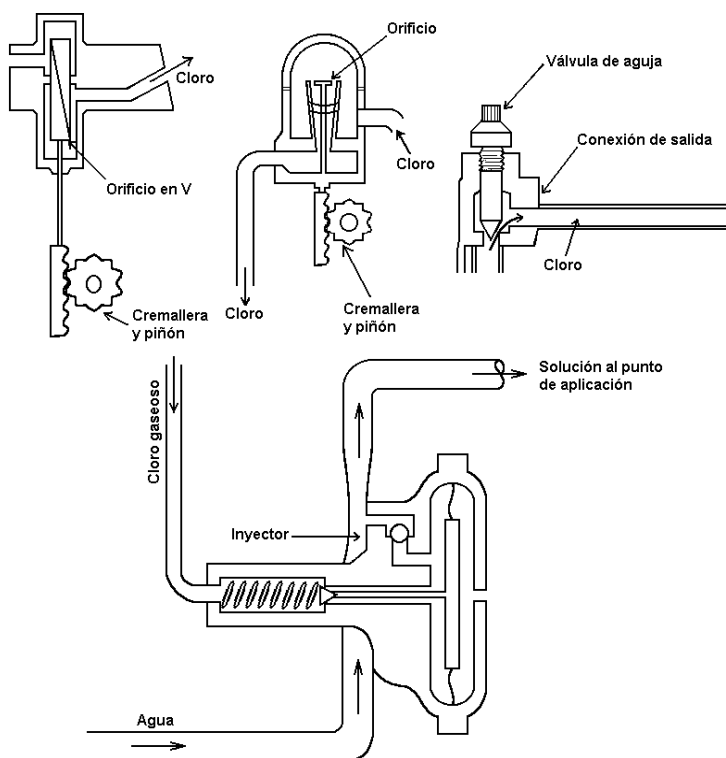
**Figura 31.** Clorador de alimentación al vacío con eyector

El flujo de cloro que sale de la válvula se mide mediante un el rotámetro. El clorador cuenta con un juego de rotámetros para rangos de caudales distintos, que se pueden instalar según se necesiten. Los rotámetros se especifican en función de la capacidad del clorador que se requiere en la planta potabilizadora.

Existen distintas clases y marcas de dispositivos para regular el flujo. En la **Figura 32**, se muestran varios de estos dispositivos. Por ejemplo, el que tiene un orificio en V que se puede desplazar hacia arriba o hacia abajo, aumentando o disminuyendo el área de paso; el que tiene un cono dentro que acciona una pieza que le permite aumentar o disminuir la sección del mismo; el que tiene un orificio regulado por una válvula de aguja. Con estos dispositivos se puede controlar la velocidad de flujo con la cual opera el clorador y se pueden, según el modelo, operar manual o automáticamente.

Los equipos cuentan con otra válvula que sirve para regular el vacío después del dispositivo regulador del flujo. Esta no es más que una caja con un diafragma operado por un fuelle que regula la posición de aquél, de acuerdo con el vacío producido por el eyector.

El inyector o eyector es un tubo Venturi por el que pasa una corriente de agua, que crea una subpresión en un diafragma metálico, lo que lo obliga a desplazarse generando un vacío parcial en todas las cañerías y válvulas del clorador. En el inyector o eyector, el gas cloro se mezcla con una cantidad de agua tal que la concentración de la solución de cloro que se forma no supere los 3500 mg/l, aproximadamente. A concentraciones superiores a ésta, aparecen cantidades significativas de cloro, el cual puede, por ejemplo, liberarse a la atmósfera en el punto de aplicación de la solución o causar otros inconvenientes.



**Figura 32.** Dispositivos de regulación del flujo

Todos los cloradores de alimentación al vacío deben contar con distintos dispositivos de seguridad para evitar que el vacío aumente o disminuya significativamente, o que la presión del agua tome un valor tal que llene de agua el clorador. Estos dispositivos son:

- 1) la válvula de alivio que se acciona cuando el vacío supera cierto valor límite y permite

que el clorador succione aire impidiendo que salga gas a la atmósfera; 2) la válvula de retención que se coloca junto al inyector o que forma parte del mismo, y que evita que ingrese agua dentro del clorador y se mezcle con el cloro gas, dañando todos los elementos internos del mismo.

A los cloradores de este tipo se les colocan, además, los siguientes dispositivos de control: 1) un manómetro de presión de entrada del gas; un manómetro de vacío; un rotámetro (con escala graduada para medir la velocidad del flujo que está pasando por el clorador); y una perilla de ajuste que modifica la posición del orificio variable ubicado en el interior del clorador y fija la dosis de cloro que se quiere aplicar.

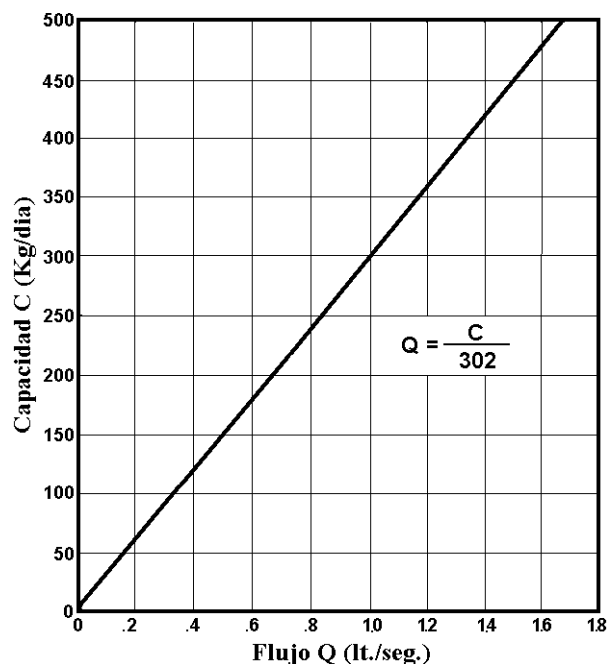
El agua que se utiliza para alimentar el clorador debe ser, en lo posible “limpia”, es decir que no debe tener turbiedad ni partículas en suspensión, ni, especialmente, arena. En muchos casos es necesario instalar una bomba para suministrar la presión que necesita el inyector. Si es que se necesita, la bomba debe ser capaz de generar altas presiones trabajando con caudales pequeños. El caudal de agua que debe ingresar al inyector se calcula, teniendo en cuenta que la concentración de la solución de cloro que se forma, como ya se indicó, no debe superar los 3500 mg/l. El caudal se puede calcular utilizando el gráfico de la **Figura 33** o la siguiente relación:

$$Q = \frac{C}{302}$$

donde:

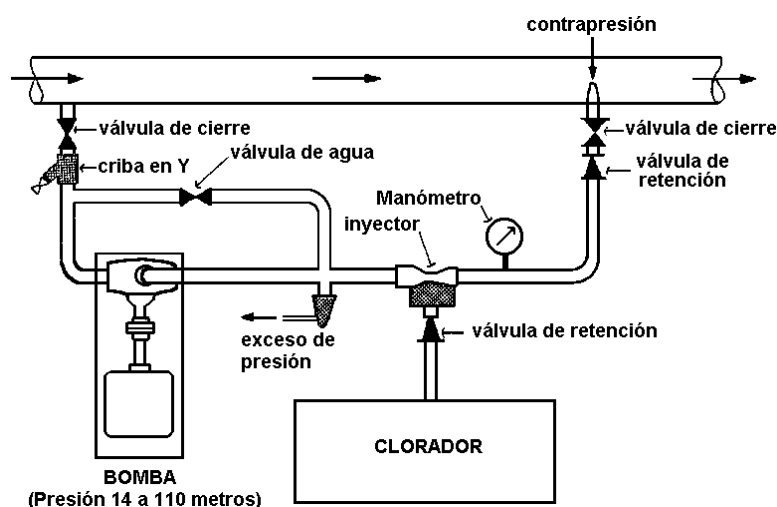
Q = flujo del inyector, en l/seg.

C = capacidad del clorador, en Kg /día



**Figura 33.** Abastecimiento de agua requerido por los cloradores de vacío para mantener una solución de la concentración de 3500 mg/l

Para que sistema de bombeo de agua funcione correctamente se deben incorporar los siguientes elementos: 1) una válvula de cierre de la succión; un filtro (criba) (para retener las impurezas del agua que podrían obstruir el inyector y al mismo tiempo extraer lo que haya retenido, sin que sea necesario desconectar las cañerías); una válvula de agua (para graduar el flujo de recirculación); una válvula de retención (después del inyector y antes del clorador o dentro del mismo inyector); un manómetro (para medir la contrapresión); una válvula de retención de la impulsión (para impedir que el agua de la cañería donde se inyecta el cloro pueda retroceder hacia el inyector); y una válvula de cierre de la cañería de impulsión. En la **Figura 34** muestra la instalación de estos elementos.



**Figura 34.** Una instalación de clorador con bomba de turbina y paso directo para regulación de presión

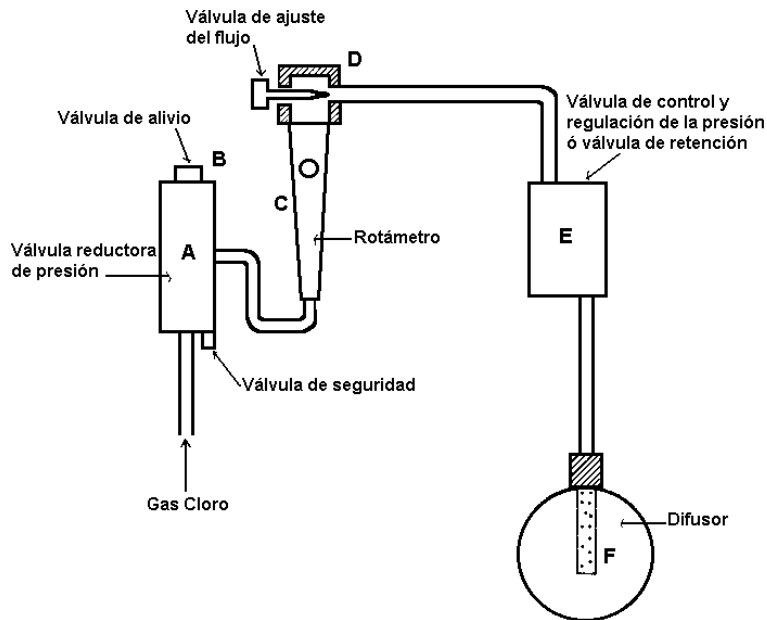
### **Clorador de alimentación directa a presión**

Si bien los cloradores de alimentación directa son más caros que los de alimentación al vacío, tienen la ventaja de que es la propia presión del gas del cilindro la que hace funcionar el clorador, y, por lo tanto, no requiere de suministro de agua adicional ni energía eléctrica. Debido a esto, son especialmente útiles en aquellas plantas donde la energía es un factor limitante.

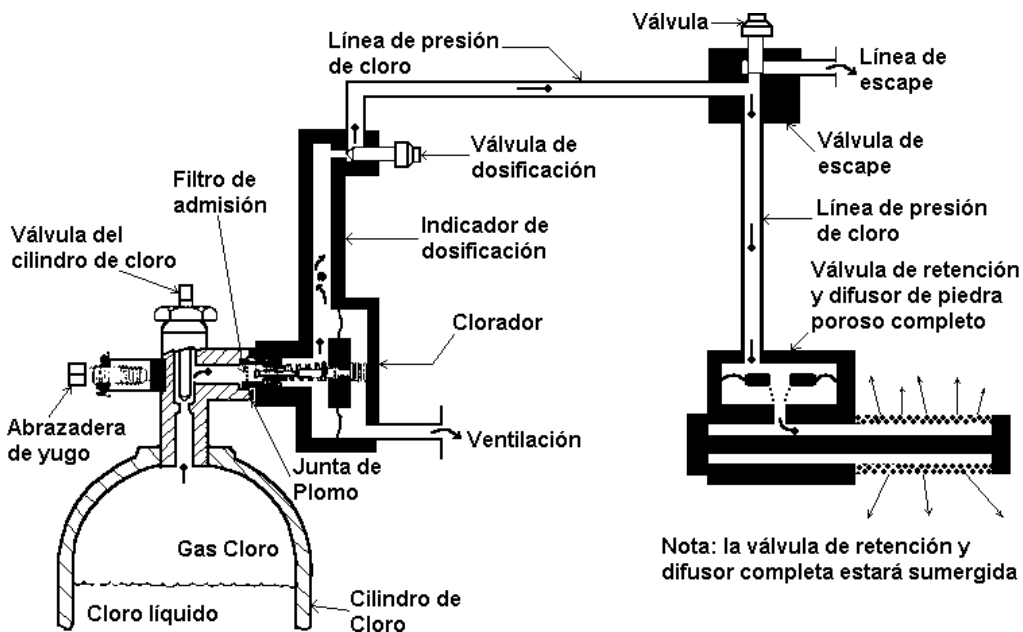
Mientras que la **Figura 35** muestra el esquema de funcionamiento de un clorador de alimentación directa a presión, la **Figura 36** ilustra un clorador de este tipo, montado directamente sobre un cilindro. Los cloradores de este tipo se usan poco por no ser muy seguros.

En estos equipos el gas cloro, a la presión normal a que está en el cilindro (5,3 a 6,3 Kg/cm<sup>2</sup>) ingresa a la válvula reguladora de presión de donde sale a una presión de 1,4 Kg/cm<sup>2</sup>. La contrapresión en el punto de inyección no puede ser mayor de la mitad de este valor. Luego el cloro pasa sucesivamente por el rotámetro (calibrado en Kg./h); por el sistema de ajuste, que permite regular la velocidad de flujo con que se quiere operar el clorador; y finalmente por un sistema que regula automáticamente la presión. En algunas marcas de cloradores este sistema es sólo una válvula de retención. A continuación el

cloro se inyecta a la cañería por medio de un difusor. Este cuenta, además, con una válvula de seguridad para evitar accidentes por exceso de presión. De acuerdo a la marca del clorador, todos estos elementos pueden ser piezas independientes montadas en un pedestal o integradas en un solo conjunto que se instala directamente en los cilindros de cloro. A este último tipo de clorador se le agrega una válvula de alivio (manual) para purgar el cloro que haya quedado en el clorador.



**Figura 35.** Esquema de un clorador de alimentación directa a presión



**Figura 36.** Clorador de alimentación directa de montaje directo sobre un cilindro

### **Requisitos de energía de los cloradores**

Mientras que los cloradores de alimentación directa, como ya se mencionó, no requieren de energía eléctrica, los de alimentación a presión si lo hacen, aunque solamente la necesaria para inducir el flujo de agua a través del eyector. Esta energía se puede suministrar por medio de una bomba impulsora pequeña (1 a 1 ½ HP) o generarla por medios hidráulicos.

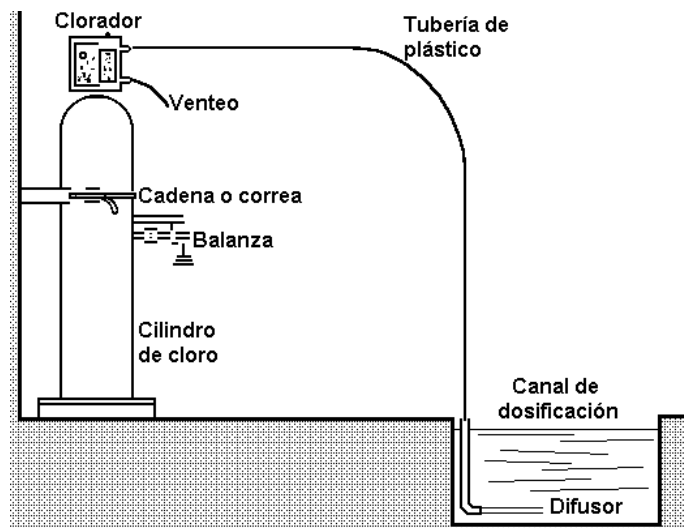
Esta diferencia en requerimientos de energía es determinante a la hora de seleccionar el clorador, especialmente en aquellas plantas de tratamiento donde el suministro de energía es poco confiable.

### **Requisitos de instalación, operación y mantenimiento de los cloradores**

Estos requisitos son básicamente los mismos para ambos tipos de cloradores. Como se indicó anteriormente, la mejor forma de controlar el consumo de cloro es por medio de balanza con buena precisión. En general, en los casos en que los cloradores se montan sobre los cilindros, se considera que la balanza y el clorador constituyen un solo sistema.

Con respecto a las salas o recintos donde se colocan los cloradores, se deben observar las mismas recomendaciones que para las de almacenamiento de cilindros en lo que a materiales de construcción, ventilación, etc., se refiere.

La **Figura 37** muestra el esquema de instalación típica de un clorador del tipo de los que se instalan directamente sobre los cilindros.



**Figura 37.** Esquema de instalación de un clorador

Solamente personal debidamente capacitado debe instalar, reparar y mantener los cloradores de gas, siempre respetando las indicaciones del fabricante del equipo, para asegurar un funcionamiento adecuado y evitar reparaciones y accidentes costosos.

Los cloradores de alimentación al vacío se deben inspeccionar y mantener regularmente. Normalmente ese tipo de clorador tiene una vida útil prolongada y no suele ocasionar inconvenientes. Se deben extremar los cuidados para que la humedad no entre en

contacto con el cloro gaseoso dentro del sistema de dosificación, ya que el cloro gaseoso húmedo es muy corrosivo y deteriorará rápidamente distintas partes del clorador, tales como válvulas, conexiones flexibles, etc.

Los materiales del sistema de cloración, incluyendo los repuestos y accesorios tienen que ser adecuados para el manejo de cloro húmedo y seco.

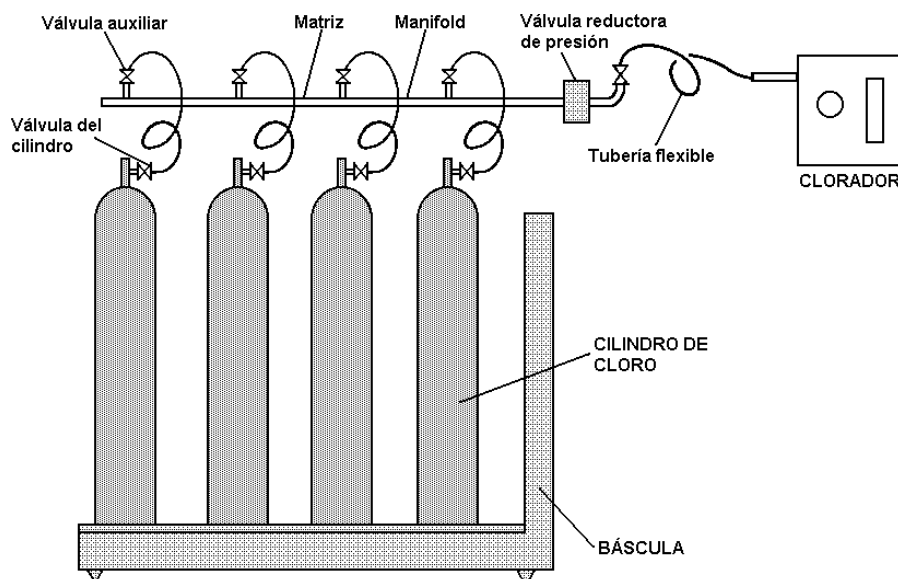
Las cañerías y conductos se deben limpiar con regularidad para remover el cloruro férrico (impureza del cloro) que se podría haber depositado en los mismos.

En el caso de los cloradores de alimentación directa, debe controlar y asegurarse de que se ha cortado el paso de cloro gas cuando se interrumpe, por algún motivo, el flujo de agua, para ello es necesario que en la planta se cuente con un operador de tiempo completo o implementar un sistema de enclavamiento automático, por el cual un sensor de circulación de líquido puede interrumpir el paso de cloro por medio de, por ejemplo, una pequeña válvula solenoide.

#### d) Sistemas auxiliares

##### **Sistema de conexión de los cilindros**

Cuando se requieren más de un cilindro (chicos o de una tonelada), se utiliza a un manifold o cañería matriz general (aductor general) al cual se conectan los mismos tal como se muestra en la **Figura 38**. El diseño de este manifold es crítico ya que se debe garantizar un flujo sin obstrucciones. Como ya se dijo, los cilindros de cloro contienen un 85% de líquido y un 15% de gas. Cuando se extrae el gas, desciende la temperatura formando, a veces, una escarcha en la superficie del cilindro por condensación de la humedad. Esto indica que el gas se está evaporando rápidamente. Por lo tanto, para que el flujo de cloro no se interrumpa, la temperatura en ellos tiene que ser igual o superior a la temperatura en las cañerías aductoras, ya que si éstas se enfrían más rápidamente que el cilindro (aunque la diferencia térmica sea pequeña), el gas se puede relicuar en las líneas de conducción obstruyendo los cloradores.



**Figura 38.** Esquema de un sistema conexión para varios cilindros

## Evaporadores

En las estaciones de cloración donde se consumen más de 1000 Kg/día de cloro, es necesario utilizar muchos cilindros (más de seis) conectados a la misma matriz aductora para alimentar a los cloradores. Esto, operativamente, es complicado por lo que se suele incluir en el equipo un evaporador para poder extraer directamente cloro líquido de los cilindros, lo que tiene algunas ventajas ya que, por ejemplo, reduce el número de cilindros en servicio, debido a que con la extracción de cloro líquido no existe la misma limitación que con la de cloro gaseoso. Además, se impide la relicuefacción del cloro en las cañerías, lo que es especialmente muy importante cuando la sala de almacenamiento está muy alejada de la sala de cloración.

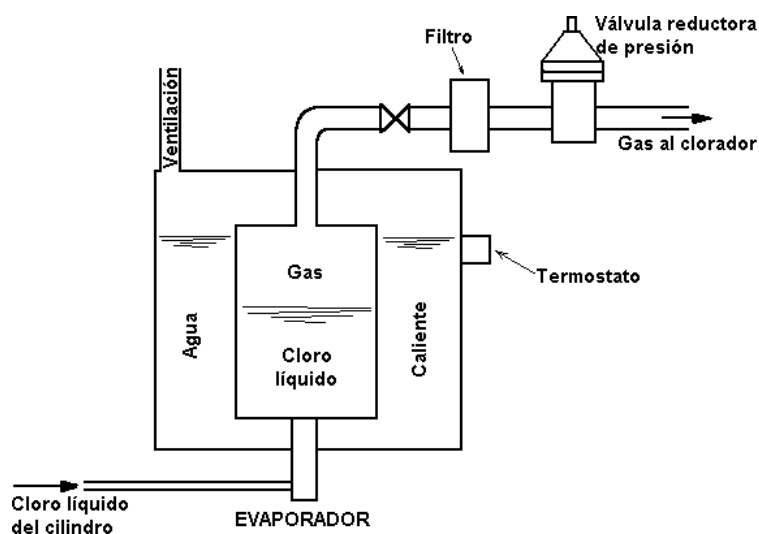
Los evaporadores se instalan lo más cerca posible de los cloradores, y consisten en un tanque dentro de un baño de agua caliente a temperatura constante de 70 – 75°C, regulada por un termostato. De esta forma el cloro pasa del estado líquido a gaseoso y como tal se envía a los cloradores.

Para impedir que el cloro líquido pueda pasar al clorador y dañarlo, se coloca una válvula de cierre y una alarma. Si la temperatura desciende a menos de 65°C, ambas se accionan automáticamente. En estos equipos se colocan también: un filtro (criba) para retener las impurezas del cloro y evitar la posible formación de “nieblas” (condensación en gotitas del gas) perjudiciales para los equipos; y una válvula reductora de presión a la salida del evaporador.

Existen distintos tipos de evaporadores, pero sus diseños son muy similares.

La **Figura 39** presenta un esquema de instalación de estos equipos.

Cuando el cloro contiene concentraciones importantes de tricloruro de nitrógeno (por problemas en la fabricación), existe el peligro de explosiones en los evaporadores, lo que representa un serio riesgo tanto para los operadores como para las instalaciones.



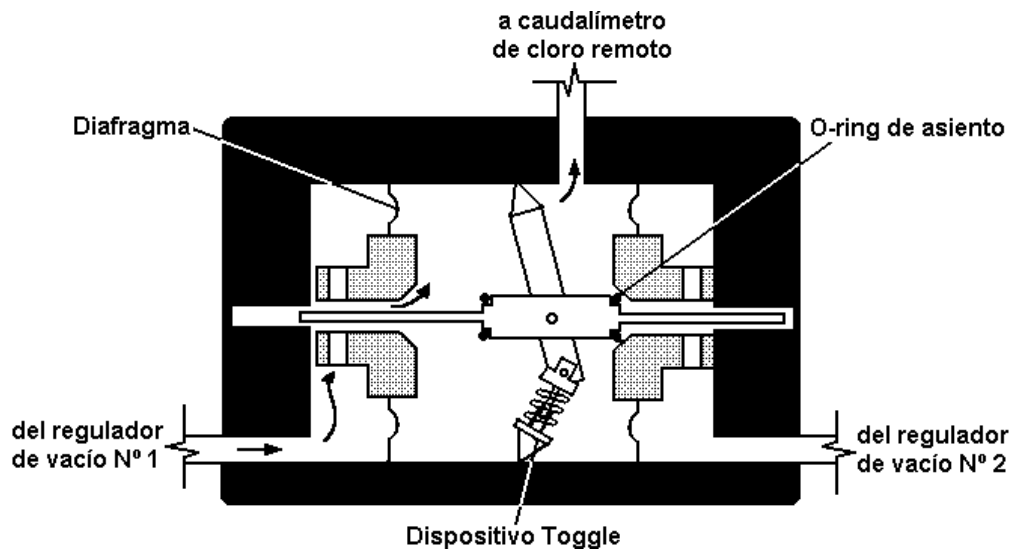
**Figura 39.** Esquema de instalación de un evaporador

### Bombas impulsoras

Cuando el caudal y la velocidad del agua no son suficientes para que los inyectores funcionen correctamente, se suele utilizar una bomba centrífuga de gran capacidad, capacidad que debe ser lo suficientemente grande como para vencer la presión de la cañería que transporta el agua a clorar.

### Sistemas automáticos de cambio de los cilindros

La instalación de estos sistemas permiten que los cloradores operen, durante un período de tiempo determinado, sin necesidad de un operador que controle la operación. Este sistema conecta automáticamente, un nuevo cilindro cuando se consumió el cloro del que estaba en servicio. Este cambio se puede activar por presión o por vacío. La **Figura 40** muestra un sistema de este último tipo.



**Figura 40.** Esquema de un cambiador automático de cilindros

Este sistema tiene dos entradas y una salida. Cuando el cilindro en servicio se agota, aumenta el vacío, induciendo al mecanismo a cerrar la entrada del cilindro vacío y a abrir la del lleno. Estos sistemas pueden incluir, además, un mecanismo por el cual envían una señal al operador (por ejemplo a un panel de control) indicando que se ha realizado el cambio y que, por lo tanto, será necesario reponer el cilindro vacío.

#### 2.9.2.2. Uso de Compuestos de Cloro

Las estaciones de cloración que utilizan compuestos de cloro constan de:

##### a) Cañerías, válvulas

Para las soluciones de cloro, especialmente de hipoclorito de sodio, se puede utilizar cañerías de PVC, CPVC, PVDF (polivinildieno fluorado), PTFE (politetrafluoroetileno), y si

van a ser sometidas a estrés físico, cañerías de acero revestida del material apropiado. Debido al gran poder de corrosión de las soluciones de cloro no se deben utilizar cañerías de acero o hierro fundido, a menos que estén revestidas, como se acaba de indicar, por un material resistente a la corrosión. Para mayores detalles se recomienda consultar el Panfleto 96 del Instituto del Cloro de los Estados Unidos de Norteamérica (1992).

## b) Clorador

Los compuestos clorados, ya sean líquidos o sólidos, una vez disueltos en agua se pueden dosificar y aplicar al agua que se va a desinfectar, por bombeo, por sistemas aductores o por gravedad, utilizando distintos tipos de equipos, tales como bombas dosificadoras, hidroeyectores, y sistemas diseñados y fabricados en las mismas plantas.

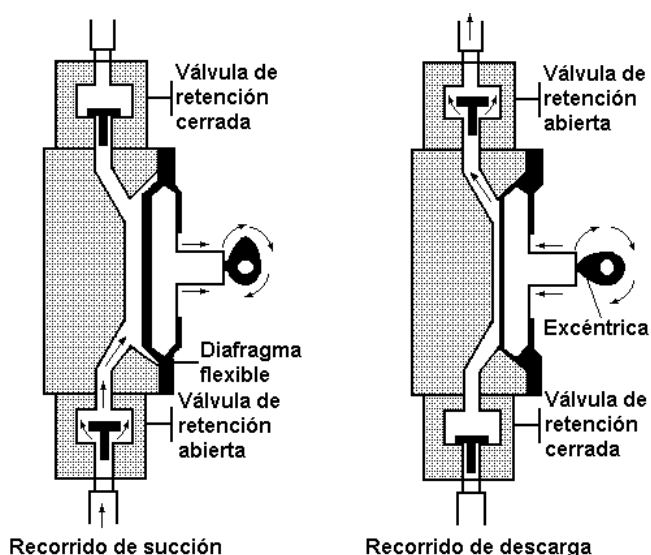
### **Bombas dosificadoras**

Existen distintos tipos de equipos para dosar soluciones de hipoclorito, los que comúnmente se denominan hipocloradores. El rango de operación de las bombas de fabricación estándar es muy amplio, entre un mínimo de 1 l/h y un máximo de 195 l/h de aplicación de solución de hipoclorito, lo que representaría desinfectar de 3 a 540 l/s de agua utilizando una solución de 1% de cloro activo y una dosis de 1 mg/l.

Es aconsejable que la concentración de las soluciones de hipoclorito a utilizar con estas bombas no sea mayor del 10% para el hipoclorito de sodio.

### **Bombas dosificadoras de diafragma**

Este tipo de clorador consiste en una bomba de diafragma de desplazamiento positivo como el que se muestra en la **Figura 41**.

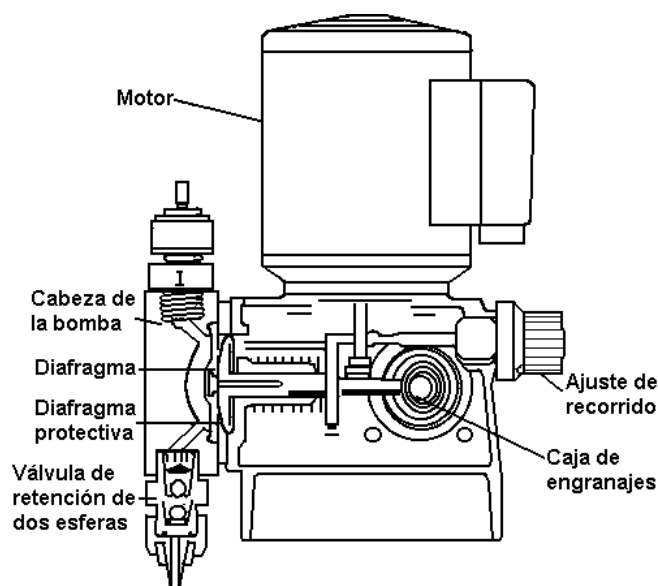


**Figura 41.** Esquema de la operación de una bomba de diafragma

El diafragma flexible, construido en material resistente al efecto corrosivo es accionado por una leva o biela de pistón conectada a un excéntrico. Con cada recorrido de la biela,

el diafragma flexible bombea la solución de hipoclorito hacia el agua a desinfectar. Para regresar el diafragma a su posición original, se utiliza, generalmente, un resorte. Cuenta además con dos válvulas de retención, en ambos extremos, el de succión y el de descarga para asegurar que el flujo de la solución de hipoclorito, sea unidireccional.

Las bombas de diafragma se accionan comúnmente mediante un motor eléctrico, aunque, en aquellos casos donde la provisión de energía no es confiable, se suelen utilizar sistemas de accionamiento hidráulico, aunque estas son menos comunes. Este sistema tiene la ventaja de que, con un dispositivo especial la velocidad de dosificación del hipoclorito se puede calibrar a la velocidad del flujo del agua. Sin embargo estos sistemas de accionamiento hidráulico son complejos mecánicamente y causan con frecuencia, problemas de operación y de mantenimiento. Las condiciones del servicio determinarán el tipo accionador más apropiado para el clorador. La dosificación hipoclorito se regula ajustando el caudal de las bombas, el que se modifica ajustando la frecuencia o la longitud del recorrido de la biela. Con casi todas estas bombas se utilizan motores de velocidad variable para ajustar la frecuencia del recorrido de la biela. En algunas se utilizan medios mecánicos para regular la longitud del recorrido, y en unas pocas, se emplean ambos sistemas. El control de la frecuencia del recorrido de la biela es el sistema de control que generalmente se utiliza en los sistemas de abastecimiento pequeños, por su mayor sencillez. Tanto el control de arranque y parada, como la velocidad de dosificación se pueden operar manualmente. Sin embargo, el control de arranque y parada se puede, también, automatizar por medio de un interruptor de activación magnética que se conecta directamente al regulador de la bomba de agua. En la **Figura 42** se puede observar el esquema una típica bomba de diafragma accionada por motor eléctrico.



**Figura 42.** Esquema de una bomba de diafragma con ajuste de la biela

La capacidad de las bombas de diafragma es amplia, pudiendo dosar desde 1 l/h de hipoclorito, las más pequeñas, hasta cerca de 200 l/h, las más grandes. Según la concentración de la solución de hipoclorito utilizada y la dosis de cloro requerida, se pueden tratar caudales de agua de hasta 1 l/seg. Una de las ventajas más importantes de

este tipo de bombas (que los otros hipocloradores no tienen), es que permiten inyectar la solución de hipoclorito directamente en cañerías de agua con hasta 6 Kg/cm<sup>2</sup> de presión.

### ***Hipoclorador tipo Venturi***

Estos hipocloradores funcionan en base al mismo principio que el del eyector que se utiliza con los cloradores de cloro gas. El flujo de agua generará un vacío por medio de un tubo Venturi que succiona la solución de hipoclorito y la descarga directamente en la cañería por donde circula el agua a desinfectar o en otra cañería de agua de derivación. La dosis de cloro se ajusta regulando una válvula de aguja.

Existen varias marcas de cloradores de este tipo en el mercado. Son relativamente económicos y su instalación, operación y mantenimiento es sencillo. La capacidad de dosificación varía de 1 a 25 l/h. Tiene la gran ventaja de que no dosan solución de hipoclorito cuando no pasa agua por el dispositivo por lo que es poco probable que se sobredose hipoclorito.

### ***Requerimiento de energía***

Los hipocloradores a diafragma accionados por una bomba eléctrica necesitan muy poca energía para funcionar, típicamente de ¼ a ¾ HP.

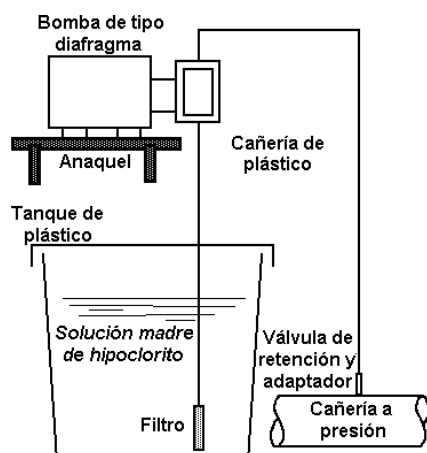
Por lo general, los sistemas de tipo Venturi no necesitan de energía eléctrica para funcionar, excepto en aquellos casos en que el sistema de agua no tiene suficiente presión en el punto de aplicación de la solución de hipoclorito. Sin embargo, se requiere relativamente poca energía ya que sólo es necesario bombear una pequeña cantidad de agua a través del Venturi.

### ***Requisitos de instalación, operación y mantenimiento***

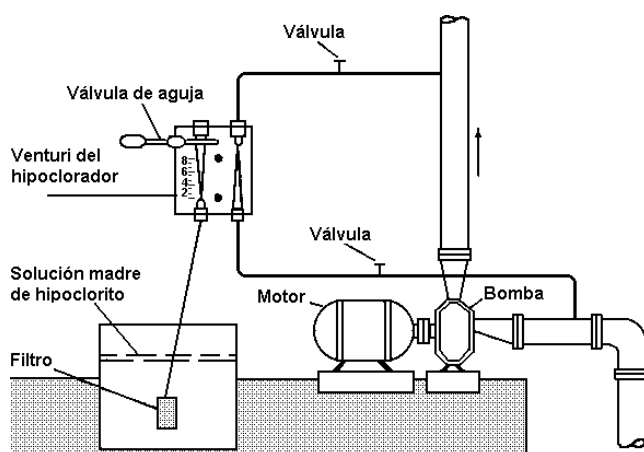
La sala de cloración debe estar diseñada de modo tal que los productos químicos estén protegidos del sol, y deben ser lo suficientemente espaciales como para permitir manipular y preparar las soluciones de hipoclorito con comodidad y sin riesgos. Como ya se indicara para las salas de almacenamiento, estos depósitos deben estar contruidos con los materiales adecuados, contar con buena ventilación y mantener controladas la temperatura y humedad ambiente.

Las bombas dosificadoras se deben colocar lo más cerca posible del tanque que contiene la solución de hipoclorito a dosar, aunque preferentemente, en salas separadas. En la **Figura 43** se muestra el diagrama de una instalación de un dosador de este tipo para inyectar solución de hipoclorito de calcio en una cañería a presión.

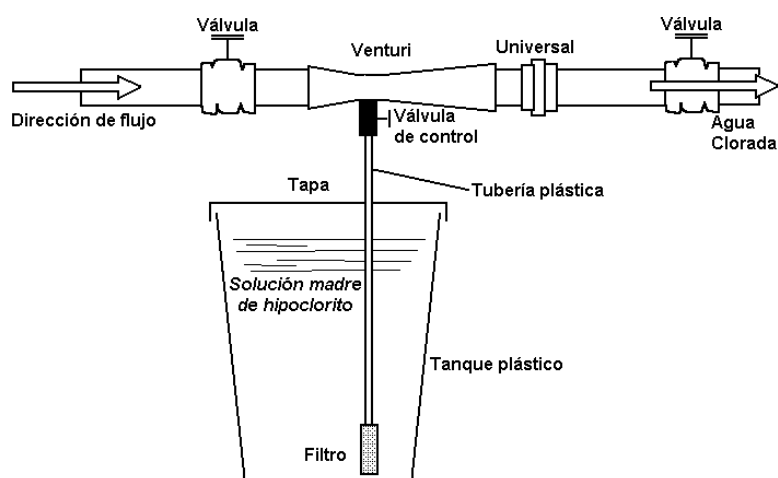
Los hipocloradores de tipo Venturi se pueden instalar en la pared o directamente sobre las cañerías, según su diseño. Si bien su instalación es sencilla, se debe hacer de forma tal que permita retirar fácilmente el Venturi para limpiarlo (se obstruye con relativa facilidad). Las **Figura 44** y **Figura 45** muestran los diagramas de instalaciones típicas de cloradores de este tipo.



**Figura 43.** Hipoclorador de diafragma de desplazamiento positivo alimentando una tubería a presión



**Figura 44.** Esquema de instalación de un hipoclorador tipo Venturi



**Figura 45.** Esquema de instalación de un hipoclorador tipo Venturi colocado directamente sobre una cañería

Todos los materiales utilizados en la construcción de las bombas, Venturi, válvulas, y cañerías, deben ser resistentes a los oxidantes fuertes. El tipo de material de las cañerías depende no solo de la resistencia química sino también de la resistencia estructural del mismo. Así podrán ser de acero recubierto de polipropileno, de PRFV o termoplásticos similares (para las sujetas a mayor presión), polivinildieno fluorado, politetrafluoroetileno, polipropileno, PVC reforzado, o de PVC clorado. Si se trata de accesorios metálicos, se debe usar, preferentemente, titanio (no debe entrar en contacto con cloro seco).

Cualquier metal, acero dulce o inoxidable, se corroe rápidamente. Las válvulas a utilizar dependerán del sistema de cañerías que se use. Se debe tener especial cuidado con las bombas. En estas, el cuerpo y el rotor deben ser de material resistente a los hipocloritos (algunos de los ya mencionados). Las bombas con componentes “plásticos” son más económicas pero de menor vida útil que las de titanio (Instituto del Cloro, Estados Unidos de Norteamérica, 1998). Dado el poder corrosivo de los hipocloritos es aconsejable que las piezas de repuesto y las herramientas se guarden en un gabinete colocado en el exterior de las instalaciones.

Cuando se utiliza hipoclorito de calcio, es aconsejable contar con un tanque para preparar la solución y otro de capacidad suficiente como para garantizar un día de operación. Esto hace que los depósitos de impurezas y precipitados que se pueden formar al preparar la solución de hipoclorito, no pasen a los cloradores ya que decantan en el primer tanque. Como el hipoclorito de sodio ya está en solución, se lo puede usar directamente, es decir a la concentración original, o diluido. Por lo tanto no se necesita un tanque para preparar la solución.

Si bien los hipocloradores a diafragma son relativamente sencillos de operar y mantener, este mantenimiento es crítico para su buen funcionamiento, por lo que se debe hacerlo con determinada frecuencia.

La dosificación solo será exacta y uniforme si las válvulas de retención y el filtro se mantiene libre de precipitados (de calcio) y depósitos. Para las soluciones madre de hipoclorito de calcio se recomienda utilizar una concentración del 1 al 3%. De esta manera se equilibra el costo de bombeo con la minimización de la precipitación de calcio en las válvulas de retención y la cámara del diafragma.

Los hipocloradores tipo Venturi son poco precisos, especialmente cuando el caudal de agua a tratar varía mucho, por lo que, en esos casos, se debe ajustar frecuentemente la dosificación. Cuando el Venturi es de acrílico, el operador puede ver fácilmente cuando tiene que limpiarlo. Por otra parte, este material es muy resistente a los hipocloritos.

Como la solución de hipoclorito de sodio produce menos precipitados, se pueden utilizar más concentradas que las de hipoclorito de calcio, pero, como ya se mencionó, cuanto más concentrada la solución más inestable se vuelven, perdiendo rápidamente su potencia. Típicamente, se utilizan soluciones de hipoclorito de sodio con una concentración menor al 10%. La concentración de hipoclorito de sodio determinará la durabilidad de los componentes de los cloradores. Los materiales del diafragma y de los empaques de las juntas, válvulas de retención, resortes, etc., de los hipocloradores de Venturi, tienen una vida útil relativamente corta debido a la constante flexión y acción oxidante de las soluciones de hipoclorito, por lo que se deben cambiar periódicamente. Para remover los depósitos de calcio se utiliza, si es necesario, una solución ácida. Esto facilita el funcionamiento correcto de los distintos componentes de los cloradores y evita tener que reemplazarlas frecuentemente. Por lo tanto, se debe contar siempre con piezas de repuesto del material apropiado.

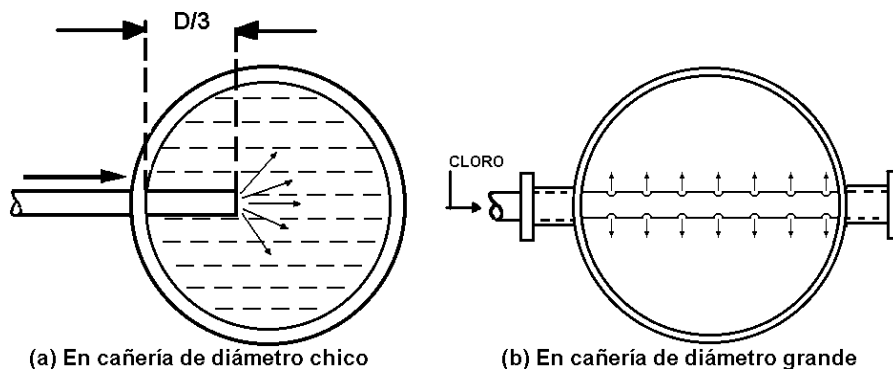
Es preciso tener cuidado en el manipuleo de las soluciones de hipoclorito, ya que son sumamente corrosivas. También las herramientas y los recipientes utilizados para preparar las soluciones de hipoclorito deben ser de plástico, cerámica o cualquier otro material resistente a la corrosión.

### 2.9.2.3. Difusores

En estudios realizados recientemente se ha encontrado que si el cloro no entra en contacto con las bacterias durante un tiempo más o menos prolongado, la desinfección no es eficiente. Si bien aún no se ha podido determinar con precisión la causa de este fenómeno, se supone que podría deberse al hecho de que los residuales de cloro que se forman inicialmente, en el momento que este reacciona con el agua, son aparentemente más activos que los que se forman posteriormente. Por lo tanto, si el cloro se dispersa rápida y eficientemente en el agua, aumentan las posibilidades de que los microorganismos entren en contacto con estos residuales más activos, aumentando la eficiencia de la cloración.

Para lograr una buena dispersión, se utilizan difusores que se colocan en una cañería bajo presión o en canales abiertos, como por ejemplo en el canal de salida del agua filtrada o a la entrada de la cámara de contacto.

Cuando las cañerías son de diámetro chico, la solución de cloro se puede inyectar a una distancia de  $2/3$  el diámetro de la misma, como se muestra en la **Figura 46 (a)** y cuando son de mayor tamaño es aconsejable utilizar uno o más difusores como el que se muestra en la **Figura 46 (b)**. Este difusor consiste en una cañería plástica perforada. El diámetro de los orificios oscila, generalmente, entre 6 y 16 mm y la velocidad de flujo por cada uno de ellos, entre 0,1 y 0,6 l/s (Richter y Azevedo Netto, 1991).

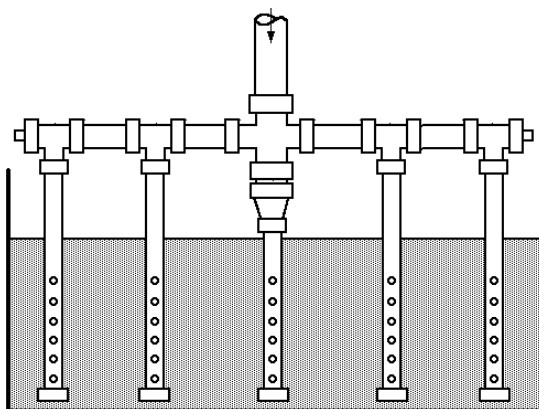


**Figura 46.** Difusores

La **Figura 47** ilustra un tipo de difusor para canales abiertos.

Cuando el cloro se aplica en un canal abierto se debe tener especial cuidado de que el difusor esté siempre por debajo del nivel del agua. La distancia a la que se debe colocar depende de la velocidad del flujo de agua en el canal. Por ejemplo, Richter y Azevedo Netto (1991) recomiendan 1 metro entre el nivel del agua y los orificios del difusor, si las

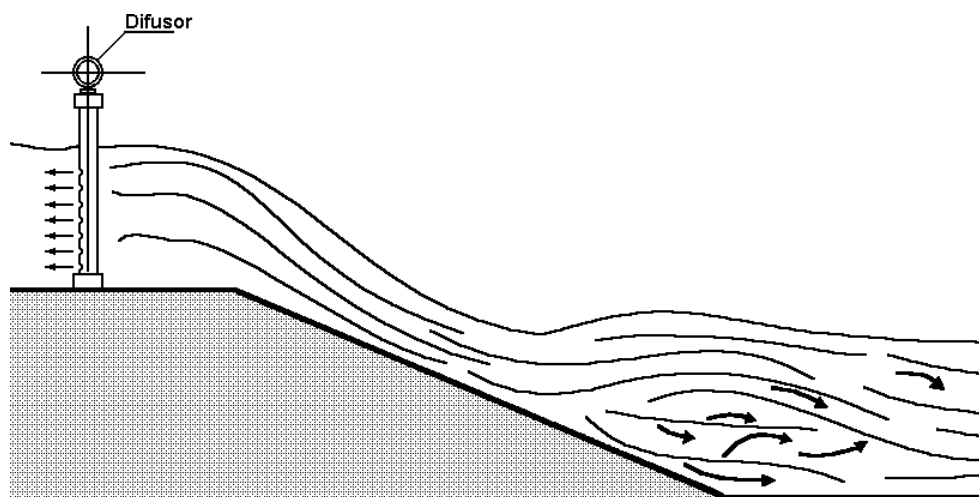
velocidades son bajas, y si estas son más elevadas, esta distancia (profundidad mínima) puede ser menor.



**Figura 47.** Difusor de cloro para canal abierto

Todos los difusores se deben instalar de forma tal que se puedan remover fácilmente para su reparación y mantenimiento (por ejemplo para desobstruir los orificios).

La turbulencia necesaria para lograr una buena y rápida mezcla entre el cloro inyectado y el agua, se puede lograr utilizando un resalto hidráulico, vertederos sumergidos o cámaras de contacto con pantallas (chicanas). Cuando se emplea un resalto hidráulico, como el que se muestra en la **Figura 48**, se debe tener especial cuidado con la profundidad a la que se coloca el difusor, a fin de evitar que se produzca un desprendimiento excesivo de cloro a la atmósfera.



**Figura 48.** Instalación de un difusor de cloro en un resalto hidráulico

#### 2.9.2.4. Control de la Dosificación del Cloro

##### **Sistemas manuales**

Los equipos cloradores descritos más arriba, son suficientes para el control manual del sistema de cloración. En dichos sistemas, para modificar la dosis de cloro se regula, manualmente, el rotámetro, recorrido de la biela, etc. Los ajustes se deben hacer cada vez que se modifica el caudal de agua a tratar. En condiciones de caudal constante o aproximadamente constante, los sistemas manuales son adecuados, pero cuando éstos varían continuamente, el operador deberá modificar constantemente la posición del rotámetro, recorrido de la biela, etc. En estos casos es necesario instalar un sistema de control automático.

##### **Sistemas automáticos**

Existen varios tipos de sistemas de control automático, pero los que se utilizan con mayor frecuencia son los siguientes:

- Control proporcional al caudal.
- Control en función del cloro residual del agua.

##### *Control proporcional al caudal*

Estos sistemas aumentan o disminuyen automáticamente el caudal de alimentación de desinfectante cuando el caudal de agua a tratar aumenta o disminuye. Estos equipos constan de un medidor de caudal con el correspondiente transmisor para enviar la señal al clorador, y un receptor en el clorador, que responde a la señal transmitida abriendo o cerrando la válvula que controla el caudal de cloro.

Estos sistemas son útiles siempre que la demanda de cloro del agua no varíe. Pero, si la calidad del agua varía, ya sea gradual o bruscamente, la dosis de cloro a aplicar también variará. Los sistemas de control proporcionales al caudal no puede registrar o corregir estos cambios de demanda de cloro.

##### *Control en función del cloro residual del agua*

Estos sistemas mantienen automáticamente un nivel de cloro residual constante en el agua, independientemente de cuanto varíen la demanda de cloro (en función de la calidad del agua) o el caudal a tratar. Este sistema consta de un analizador de cloro residual automático, además de un caudalímetro y los correspondiente sistemas para la transmisión de las señales emitidas por cada uno de ellos, al receptor del clorador. El analizador utiliza, por ejemplo, un electrodo para determinar la concentración de cloro residual en el agua tratada. Las señales del analizador de cloro residual y la del caudalímetro se envían al receptor del clorador, el cual combina las dos señales para regular una válvula (operada por un motor) la cual se abre o se cierra para ajustar la dosis de cloro agregada.

Existen dos tipos de analizadores automáticos de cloro residual: uno es un titulador amperométrico automático y el otro es un electrodo de ion selectivo. La selección de uno u otro depende de la disponibilidad en el mercado, mayor o menor requerimientos de calibración y mantenimiento, costo, etc.

Si bien estos sistemas son mejores para controlar la dosis que los anteriormente descritos, para que el control sea preciso, los analizadores de cloro se deben calibrar y mantener regularmente.

Para el diseño de estos sistemas se debe tener en cuenta, fundamentalmente, el tiempo de retardo, es decir el tiempo que transcurre entre el momento en que el cloro se agrega al agua y el momento en que la señal del analizador entra al clorador. Este tiempo incluye: el tiempo que transcurre desde que el cloro se mezcla inicialmente con el agua hasta que llega al punto en que se extrae la muestra; el tiempo que tarda la muestra desde el punto de muestreo al analizador; y el tiempo que tarda el analizador para realizar el análisis. Generalmente, el tiempo de análisis es despreciable. Es aconsejable mantener el tiempo de retardo en 2 minutos (en promedio, con un máximo de 5 minutos). Si el tiempo de retardo es mucho mayor que el tiempo de respuesta del analizador, el nivel de la dosis de cloro variará como diente de sierra (White, 1999).

Otros factores a tener en cuenta para diseñar el sistema de control son: el punto de donde se extraerá la muestra, la distancia entre éste y el analizador, y las variaciones de caudal. El punto de extracción de la muestra se debe ubicar, con preferencia, inmediatamente después del difusor. A los efectos de la medición de cloro residual para el control de la dosificación, en general, se considera que la concentración de éste al cabo de unos pocos segundos de inyectado el cloro es suficientemente estable. Si no se coloca un difusor u otro dispositivo de mezcla, el punto de la extracción de la muestra se debe ubicar a una distancia mayor, del punto de aplicación del cloro, a fin de permitir que se produzca la mezcla antes de que se tome la muestra. En el caso de cañerías, cuando el flujo es turbulento esta distancia puede ser igual a 10 veces el diámetro interno de la misma (AWWA, 1998). Pero tanto para cañerías como para canales, se deben tener muy en cuenta las condiciones cuando el caudal es bajo y no se puede alcanzar la mezcla en un tiempo razonable. En estos casos se deberá colocar un dispositivo de mezcla (difusor, difusor en un resalto hidráulico, etc.).

La dosis de cloro se debe siempre ajustar al caudal más representativo en el punto de aplicación del cloro y no al caudal de entrada a la planta potabilizadora ya que, generalmente, estos caudales no son coincidentes.

### **2.9.3. Cámara de Contacto**

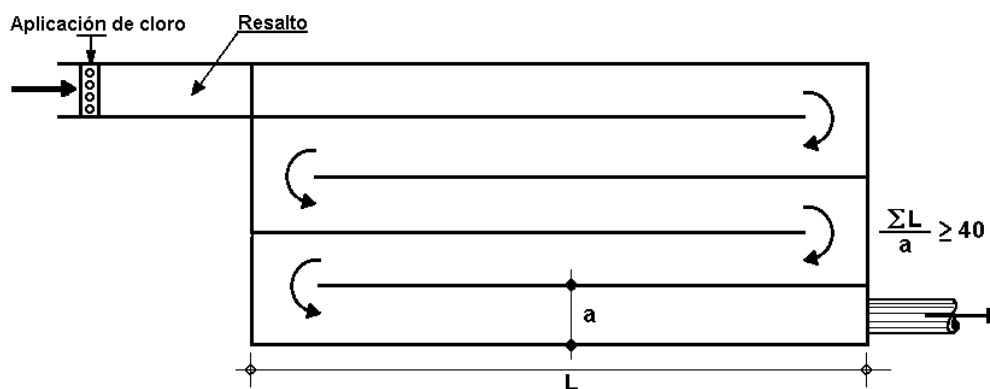
La cámara de contacto tiene como fin permitir el tiempo de contacto necesario para que el cloro actúe eficientemente sobre los microorganismos. Por lo tanto, se debe prestar especial atención al diseño hidráulico de las mismas. El difusor de cloro, como se mencionó, se coloca inmediatamente antes de la cámara de contacto o seguido de un resalto hidráulico para favorecer la mezcla entre el cloro y el agua (Ver la **Figura 47**).

Típicamente las cámaras de contacto se dimensionan para un tiempo de alrededor de 30 minutos. En general, este tiempo es suficiente, pero si el agua que se utiliza como fuente de provisión está muy contaminada, el tiempo de contacto puede ser mayor. Debe recordarse que éste depende también de la dosis de cloro aplicada, del pH del agua y de las formas de cloro residual que se generen durante la cloración (cloro libre o combinado). Por lo tanto, no se puede generalizar o recomendar un valor para el tiempo de contacto.

Las dimensiones (tamaño) de la cámara de contacto dependen, además, de la distancia que existe entre la planta potabilizadora y el primer punto de consumo de agua, es decir, de la longitud del acueducto, o de si antes de este punto de consumo existen cisternas o reservas de para la distribución del agua, ya que estos hacen, como ya se indicara, las veces de cámara de contacto. Así por ejemplo, el tiempo de contacto en el acueducto se puede calcular fácilmente mediante la siguiente expresión:

$$T = \frac{\text{Volumen interno de la cañería}}{\text{Caudal horario pico en la cañería}}$$

Al diseñar la cámara de contacto se debe tratar de lograr el máximo rendimiento hidráulico, para que el tiempo real de residencia se aproxime al tiempo nominal  $V/Q$  (Volumen/caudal), con un mínimo de espacios muertos y con un flujo de características próximas al ideal, es decir, de flujo pistón. Esto dependerá de la forma de la cámara de contacto, de la ubicación, cantidad y tipo de pantallas y de la ubicación y tamaño de la entrada y la salida. Se ha encontrado que con una relación longitud a ancho ( $L:a$ ) de 40:1 se puede lograr el máximo rendimiento hidráulico, con un flujo de características próximas al ideal. Si bien esta cámara se asemeja a un floculador de pantallas o chicana, estas unidades sólo tienen en común que en ambas el flujo debe aproximarse al flujo pistón ideal. La **Figura 49** muestra un diagrama de una cámara de contacto con pantallas.



**Figura 49.** Esquema de una cámara de contacto

En muchos casos no se construyen cámaras de contacto con pantallas específicamente para la desinfección de las aguas, sino que para ello se utilizan las cisternas o reservas de agua filtrada. En estos casos se debe prestar especial atención al diseño de las mismas, a fin de: minimizar los cortocircuitos (mediante el uso de divisiones o pantallas), de contemplar las variaciones de nivel, y establecer un nivel mínimo de operación, de prever un sistema de mezcla inicial eficiente, etc. (Richter y Azevedo Netto, 1991).

Para el diseño de las cámaras de contacto se utiliza el valor  $T_{10}$ , es decir el tiempo que tarda el 10% de un volumen determinado de agua en pasar a través de la cámara. En una cámara con flujo pistón  $T_{10}$  es igual al tiempo nominal  $V/Q$ . En la práctica  $T_{10}$  es bastante menor que  $T$  nominal. O sea que cuanto más próxima a 1 la relación  $T_{10}/T$  más eficiente la cámara.  $T_{10}$  depende de la forma de la cisterna del tamaño y ubicación de la entrada y salida, y del número y ubicación de las pantallas. El valor de  $T_{10}$  se puede

determinar experimentalmente, utilizando modelos a escala laboratorio o por medio de estudios con trazadores, o teóricamente por aproximación, en base a criterios de diseños empíricos que se encuentran en la bibliografía. El primer método no solo lleva mucho tiempo y es caro, sino que además existen problemas para extrapolar los datos de laboratorio a la práctica, en especial cuando los modelos son pequeños. En el segundo método experimental, la cámara debe existir y, en consecuencia no se puede utilizar para diseñar una nueva. En el caso de las aproximaciones teóricas, si bien existen datos en la bibliografía, estos ignoran ciertos aspectos, como ser el efecto de las pantallas que se colocan transversalmente al flujo, lo que resulta, en la práctica, en cámaras muy distintas. Por lo tanto, este método se debe utilizar con precaución. En la **Tabla 24** se resumen algunos valores de  $T_{10}/T$ .

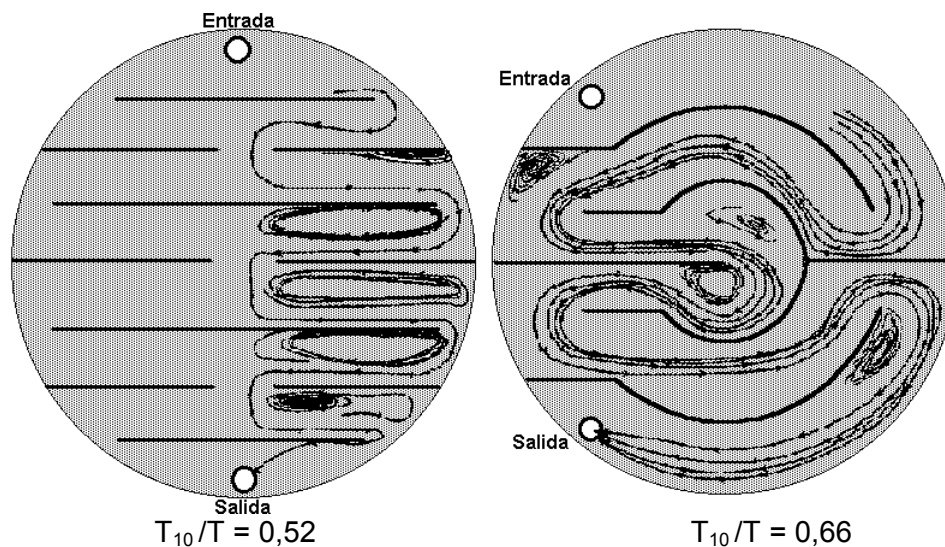
Condiciones de las pantallas	$T_{10}/T$	Descripción de las pantallas
Sin pantallas	0,1	Sin pantallas, cámara con turbulencia, con relación L: a muy baja, velocidades de entrada y salida altas.
Pobre	0,3	Una única o múltiples entradas y salidas, sin pantallas
Media	0,5	Con pantallas a la entrada y salida; con algunas pantallas en el interior de la cámara.
Superior	0,7	Pantalla perforada a la entrada, chicana o pantallas perforadas dentro de la cámara, vertedero de salida o planchas perforadas.
Perfecto (flujo pistón)	1,0	Relación L: a muy grande; pantallas perforadas a la entrada, la salida y en el interior de la cámara.

**Tabla 24.** Valores de  $T_{10}/T$  en función de las características de las cámaras de contacto (Fuente: AWWA, 1998)

En 1998, Honnoun y asociados demostraron como utilizando un programa de computadora para la resolución de un modelo hidráulico desarrollado a partir del modelo de dinámica de fluidos, conocido como CFD: Computational Fluid Dynamics, se pueden predecir la distribución del flujo y la mezcla que se produce en el interior de una cisterna, y por lo tanto, calcular el valor de la relación  $T_{10}/T$ . Este modelo permite evaluar el efecto que las pantallas, difusores de salida perforados y distintas configuraciones de la entrada y salida, ejercen sobre el tiempo de contacto y la eficiencia hidráulica de la cisterna.

Existen en el mercado varios programas de computadora para resolver modelos de este tipo. Suministrando al programa los datos sobre la geometría de la cisterna, una expresión de la velocidad de reacción del desinfectante que se utiliza, y una serie de condiciones iniciales y límites, tales como velocidad de entrada y salida, concentración de entrada del desinfectante (dosis), temperatura, y una serie de variables seleccionadas por el usuario (por ejemplo: velocidad, concentración, temperatura) el programa de las soluciones espaciales y temporales para las variables seleccionadas. El programa genera las soluciones espaciales y temporales para las variables seleccionadas en forma gráfica y tabular, lo que permite visualizar las distintas alternativas de cisternas que se pueden construir u optimizar. La **Figura 50** muestra un ejemplo del trabajo de estos investigadores sobre el diseño de una cisterna. A través del modelo demostraron como, para una misma cisterna y condiciones de operación (caudal, dosis de desinfectante, etc.), se puede mejorar la distribución del flujo y, por lo tanto, el tiempo de contacto, modificando la forma y ubicación de las pantallas y la ubicación de la entrada y la salida.

Con las modificaciones introducidas se lograría mejorar la eficiencia de la cisterna de agua filtrada para desinfección en un 25%.



**Figura 50.** Distribución del flujo en el interior de la cisterna

Este modelo es, entonces, una herramienta útil para diseñar una reserva de agua filtrada que se utilizará, a la vez, como cámara de contacto para desinfección, simplemente evaluando configuraciones geométricas distintas, tipos y cantidad de pantallas, ubicación y tamaño de la entrada y salida, bajo condiciones operativas y estacionales variables, en un tiempo relativamente corto y a muy bajo costo.

La cámara de contacto ideal para la desinfección, independientemente de la forma de la misma (rectangular o circular), deberá: 1) reducir al máximo las velocidades de entrada y salida, 2) distribuir el agua lo más uniformemente como sea prácticamente posible a través de la sección transversal de la cámara, 3) minimizar las corrientes de Eddy, 4) reducir al máximo la mezcla con agua que haya quedado en la cámara, y 5) evitar que el agua pase directamente a la salida.

#### 2.9.4. La Seguridad en las Estaciones de Cloración

Para que el cloro pueda ser utilizado sin que represente un riesgo tanto para el personal y las instalaciones de la planta como para el medio ambiente en general y los vecinos a la planta, en particular, este desinfectante debe ser manipulado y utilizado por personal debidamente entrenado para realizar estas tareas y para responder ante cualquier emergencia menor o mayor que se pudiera, inevitablemente, presentar. Es crítico, además, que las instalaciones y el personal cuenten con todos los elementos de seguridad necesarios para tal fin.

En general, los elementos de seguridad de las estaciones de cloración los podemos agrupar en cuatro grupos:

- Elementos de protección personal (máscaras, ropa, botas, etc.).

- Sistemas de detección de fugas (detectores, alarmas, etc.).
- Equipos de reparación de fugas.
- Sistemas de tratamiento del cloro liberado o derramado accidentalmente.

#### **2.9.4.1. Elementos de Protección Personal**

Entre estos elementos se incluyen:

Todos estos elementos deben colocarse en sus respectivos gabinetes en la parte exterior de las instalaciones. Si las distintas salas que componen la estación se encontraran alejadas unas de otras, en cada una de ellas se deberán colocar estos elementos.

##### **Máscaras**

Para que las fugas de cloro se puedan reparar sin peligro, los operarios deben contar con máscaras protectoras de distintos tipos según la importancia de las mismas:

- Máscaras tipo “canister”. Estas máscaras sólo se pueden utilizar en el caso de fugas menores y cuando la concentración de cloro en el aire no sea importante, ya que estas únicamente filtran el aire. Por lo tanto se deben reemplazar periódicamente. En general, no se recomienda el uso de este tipo de máscaras en ningún caso (AWWA, 1998).
- Máscaras con tanque de aire (equipos de respiración asistida). Estos equipos suelen tener una autonomía de trabajo de hasta 35 minutos según el tamaño del cilindro o tanque de aire y el ritmo al cual respira el operario que la utiliza en una situación de emergencia. Se deben prever tanques de aire de repuesto. Algunos equipos de aspiración asistida cuentan con alarma auditiva e indicador del tiempo de autonomía.
- Máscaras de oxígeno que lo generan y que suelen durar 45 minutos.

Todos estos equipos se deben controlar periódicamente y mantener, en todo momento, en condiciones de uso.

##### **Otros elementos**

Entre estos elementos se encuentra: ropa (pantalón, camisa o mameluco) resistente al cloro y soluciones de cloro; antiparras o anteojos; delantales, guantes, botas, capuchas para cubrir cabeza y cuello, todos de material apropiado; y zapatos de seguridad o cubre zapatos. Muchos de estos elementos, como, por ejemplo, los zapatos de seguridad y la ropa, pueden ser de uso común en otras actividades de las plantas que impliquen manipuleo y uso de otros productos químicos, pero es aconsejable que, tal como se mencionó, en el exterior de las instalaciones de cloración, se coloquen, también, estos elementos. Según que la pérdida de cloro sea como gas o como líquido, se pueden requerir elementos especiales, por ejemplo para poder atender derrames de cloro líquido, los operarios deben disponer de guantes y ropa (interior) que los proteja contra las altas temperaturas. Cuando se manipulan o preparan las soluciones de hipoclorito, los operarios deben usar anteojos protectores, guantes, delantales, y, de ser necesario, máscara con tanque de aire (cuando hay vapores presentes). Durante estas operaciones se deben evitar las salpicaduras. Cuando se produce un derrame o salpicadura

importante sobre un operario, se le debe quitar inmediatamente la ropa y lavarle bien, con abundante cantidad de agua, las partes del cuerpo afectadas.

### ***Duchas de seguridad***

Tanto en la sala de almacenamiento como en la de cloración se deben colocar, en el exterior, duchas de seguridad que se accionen a pedal o por tracción, con lavaojos.

## **2.9.4.2. Sistemas Para Detección de Fugas**

Entre éstos se pueden distinguir los detectores fijos, generalmente con algún sistema de alarma, y los detectores portátiles que se utilizan durante las inspecciones de rutina o ante la sospecha de pérdidas menores.

### **a) Detectores fijos con sistemas de alarma**

Si bien existen varios tipos de alarmas para colocar en las instalaciones de cloración, las más importantes son : las de pared, los discos rompibles, y las alarmas internas de los equipos.

#### ***Alarmas de pared***

Estas pueden ser de dos tipos:

- Un papel sensitivo impregnado en ortotolidina, cuya coloración es analizada una célula fotoeléctrica y los datos se transmiten a un circuito de alarma que se acciona cuando se detecta un cambio en el color del papel.
- Una celda que detecta los cambios de conductividad de un determinado volumen de agua, por el que se hace circular una corriente de aire proveniente del ambiente que se quiere controlar. Si el volumen de aire (muestra) contiene cloro, se activa una alarma que suena hasta tanto se repara la pérdida.

#### ***Discos rompibles***

En los casos en que los cilindros de cloro están lejos de los cloradores, la cañería de aducción de cloro suele ser muy larga, por lo que, es aconsejable colocar una cámara de expansión en la cual se coloca un disco rompible (Instituto del Cloro, 1998). Este disco se rompe cuando la presión alcanza 690-2760 KPa, permitiendo que el cloro escape hacia la cámara de expansión, donde se acciona una alarma. En lugar de la cámara de expansión se suele utilizar una válvula de cierre automático que se acciona al romperse el disco, interrumpiendo el paso de cloro (por la línea de aducción) hacia los cloradores. En el caso de los cilindros de una tonelada, estos discos se pueden colocar, también, a la salida de los mismos, en el interior de las bridas de una T. Cuando la presión del cloro aumenta alcanzando un valor determinado, los discos se rompen y permiten que el cloro escape a la atmósfera.

#### ***Alarmas internas de los equipos***

Algunas marcas de cloradores traen alarmas internas, acopladas a la válvula de alivio, la que comienza a sonar cada vez que el vacío disminuye hasta un valor prefijado (por fallas en el sistema de suministro de agua o fugas en el sistema de vacío) o supera el nivel de vacío de funcionamiento (por fallas en el suministro de cloro).

### **b) Detectores portátiles**

Para detectar pérdidas o fugas de gas cloro menores, se utiliza, generalmente, una botella de plástico conteniendo una solución de amoníaco (de 26° Be, Manual del Cloro, Instituto del Cloro, 1998). Los vapores de amoníaco reaccionan con el cloro que se está escapando para formar humos blancos. Estas botellas son muy útiles para cuando se realizan las inspecciones de cañerías y otros equipos de las estaciones de cloración. Este es el método más antiguo y más económico que se utiliza.

También existen equipos electrónicos para detectar las fugas de gas.

### **2.9.4.3. Equipos de Reparación de Fugas**

En el exterior de la estación de cloración, o de cada una de las salas que la componen (según la distancia que medie entre cada una de ellas), se deben colocar por lo menos dos equipos para reparación de fugas. Es aconsejable que estos equipos contengan las herramientas, dispositivos, piezas de repuesto y elementos varios que el Instituto del Cloro de los Estados Unidos de Norteamérica, incluye en sus equipos para reparación de fugas de cilindros chicos y de una tonelada, según corresponda. Estos equipos deben incluir, además, los elementos necesarios para taponar fugas de válvulas, cañerías, fusible, etc.

### **2.9.4.4. Sistemas Para el Tratamiento del Cloro Liberado al Aire o Derramado**

Las pérdidas de cloro pueden ser en forma de cloro gas o líquido, según las condiciones de temperatura y presión. Que la pérdida sea de una u otra forma es crítico con respecto al riesgo de contaminación del personal y ambiental que implican.

Si la fuga se produce en un cilindro, donde el cloro está, como ya se mencionara, como líquido a presión o como gas, al escapar del cilindro la temperatura y la presión descienden formándose una capa de “hielo”, que reduce la velocidad con que se fuga el gas. Se debe evitar, siempre que sea posible, que el cloro escape como líquido ya que, para un mismo orificio, la cantidad de cloro que escapa de una pérdida de gas es mucho menor que la que la cantidad que escapa de una pérdida de líquido (debido a la descompresión del líquido). Una forma de favorecer el escape de gas y reducir el de líquido, es volteando el cilindro, o, si fuese posible, reduciendo la presión interior del cilindro permitiendo que escape gas. Este gas se deberá contener y disponer adecuadamente.

Si el cloro escapa en forma de líquido, se lo debe recoger en una pileta. Debe recordarse que el cloro al entrar en contacto con la atmósfera se enfría inmediatamente hasta alcanzar su punto de ebullición a  $-34^{\circ}\text{C}$ . Al tomar contacto con cualquier superficie o elemento que se encuentra a mayor temperatura, como ser el aire, suelo o agua, entrará en ebullición rápidamente, pero, a medida que éstos se enfrían, la velocidad de ebullición disminuye. La pileta o recipiente utilizado para contener el cloro líquido no debe, por lo tanto, contener ni se le debe agregar agua, ya que el cloro al caer al agua se vaporiza totalmente. Tampoco debe volcarse el cloro líquido en los desagües (Manual del Cloro, 1998). Si la sala de almacenamiento cuenta con canaletas para recolectar y derivar los derrames de cloro líquido hacia el punto más bajo de la misma, donde cae a una pileta o sumidero, se debe colocar una bomba o sistema de extracción para enviar el cloro a un tanque de neutralización.

Cuando la fuga se produce en un cilindro, estos no se deben sumergir o volcar en un tanque de agua o canal, ya que no solo la pérdida será mayor, sino que además, el cilindro parcialmente lleno de cloro líquido puede flotar, permitiendo que el gas escape a la atmósfera. En estos casos el gas de la fuga se debe hacer burbujear en un tanque, generalmente de PRFV, lo suficientemente grande como para contener el volumen de solución alcalina necesaria para neutralizar el cloro. Para neutralizar el cloro se puede utilizar una solución de hidróxido de sodio o de carbonato de sodio. Estos productos se deben almacenar de modo tal que estén fácilmente disponibles para preparar las soluciones lo más rápido posible en las emergencias. En la **Tabla 25** se muestran las soluciones alcalinas que el Instituto del Cloro de los Estados Unidos de Norteamérica (Manual del Cloro, 1998), recomienda para neutralizar las pérdidas de cloro de los distintos tipos de cilindros.

Capacidad del cilindro, Kg	Sol. NaOH al 20% (en peso)(1)		Sol. Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> al 10% (en peso)(1)	
	Kg NaOH (2)	Vol. de agua	Kg Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> (2)	Vol. de agua
45	61,5	246	163	1.470
70	92,0	370	244	2.220
960 (3)	1.230	4.920	3.260	29.350

(1) Productos al 100%.

(2) Las cantidades indicadas contemplan un 20% de exceso de solución.

(3) Cilindro de 1 tonelada.

**Tabla 25.** Soluciones alcalinas para neutralizar pérdidas de cloro

Si se considera necesario utilizar una solución de hidróxido de sodio de más del 20% en peso, por ejemplo al 30%, se puede calcular la cantidad necesaria de este producto, de la siguiente forma:

Capacidad del cilindro = 45 Kg



En equilibrio            71 + 80 (2x40)            74,5

es decir que para neutralizar cada mol de cloro (71 Kg) se necesitan 2 moles (80 Kg) de NaOH, por lo tanto, para 45 Kg se necesitarán:

$$(80/71) \times 45 = 51 \text{ Kg}$$

y para una solución al 30% se necesita el siguiente volumen de agua:

$$(51/30) \times 100 = 170 \text{ litros}$$

De la reacción resultará 47,5 Kg [(74,5/80) x 51 = 47,5] de hipoclorito de sodio (50% del cloro del cilindro) en solución. Esta solución que contiene, además de hipoclorito, cloruro de sodio y algo de hidróxido de sodio (si se utilizó un exceso de solución alcalina para neutralizar el cloro), se puede disponer en la planta potabilizadora o en una planta depuradora, siempre que se lo haga en pequeñas cantidades durante un tiempo prolongado.

La manguera o cañería del cloro se debe hacer burbujear bajo el nivel de la solución alcalina. No se debe nunca sumergir el cilindro en el tanque con la solución alcalina. La reacción entre el cloro y la solución alcalina es muy exotérmica, por lo tanto, se deben tomar todas las medidas de seguridad necesarias para proteger al personal y se debe controlar cuidadosamente el proceso de neutralización para evitar que la solución entre en ebullición o se exceda su capacidad de neutralización (Manual del cloro, 1998).

Las pérdidas de cloro gaseoso o líquido, de un cilindro, de una cañería, del fusible, etc. se pueden calcular a partir de las siguientes ecuaciones (White, 1999):

**Pérdida de líquido:**

$$Q = 77 A [(P_1 - P_2) \rho]^{1/2} \text{ Kg /s}$$

Donde:

$A$  = superficie del orificio o abertura al exterior,  $m^2$

$P_1$  = presión en el tanque, cilindro, etc., antes de la pérdida, KPa

$P_2$  = presión en el tanque, cilindro, etc., después de la pérdida, KPa

$\rho$  = densidad del cloro líquido, antes del orificio o abertura a la atmósfera,  $Kg/m^3$

**Pérdida de gas:**

$$Q = 36,36 A (P/V)^{1/2} \text{ Kg /s}$$

Donde:

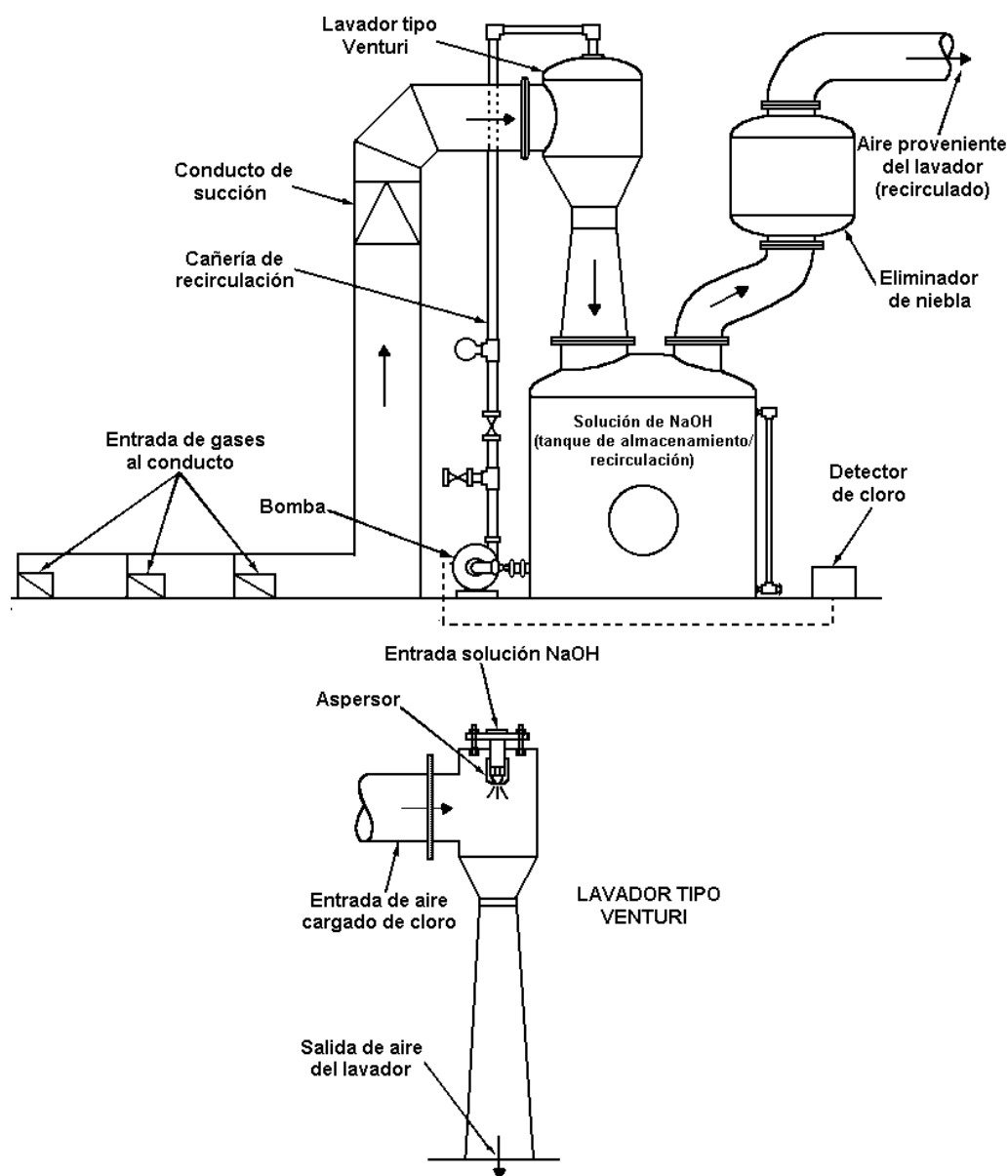
$A$  = superficie del orificio o abertura al exterior,  $m^2$

$P$  = presión en el tanque, cilindro, etc., antes de la pérdida, KPa

$V$  = volumen específico antes del orificio =  $1/\text{densidad del cloro en el orificio}$ ,  $m^3/Kg$

Cuando se produce una pérdida importante en un recinto cerrado, la presión del mismo será negativa (debido al gran descenso de temperatura que se produce en la zona de la pérdida). Esto favorece la entrada de aire desde el exterior (a través de las ventanas) y permite la salida del cloro por las aberturas a nivel del piso hacia el equipo de lavado de gases o hacia el tanque de neutralización. En las plantas que cuentan con sistemas de extracción de gases, éstos se accionan, por lo general, automáticamente cuando se detecta la fuga, enviando el cloro a tratamiento. Esto demuestra la importancia de una adecuada ubicación de las aberturas o ventanas en las instalaciones de cloración.

Existen distintos diseños de equipos de lavado de gases. Por lo general, solo en las plantas que utilizan cilindros de una tonelada se colocan estos equipos. La **Figura 51** muestra un esquema de uno de estos sistemas para lavado de gases.



**Figura 51.** Esquema de sistema de lavado de gases

### 2.9.5. Ejemplo de Diseño de Una Estación de Cloración

#### Información

$Q = 1000 \text{ l/seg}$

$D_{\max} = 2 \text{ mg/l}$

$D_{\min} = 1 \text{ mg/l}$

$T_{\text{almacenamiento}} = 30 \text{ días}$

$$t_{\text{contacto}} = 30 \text{ minutos}$$

$$V_{\text{velocidad cañería alimentación agua inyector}} = 1 \text{ m/s}$$

$$L_{\text{tubería alimentación agua al inyector}} = 3 \text{ m}$$

$$E = \text{eficiencia bomba alimentación agua al inyector} = 85\%$$

### ***Dosis promedio***

$$[D_{\text{max}} + D_{\text{min}}] / 2 = 1,5 \text{ mg/l}$$

### ***Consumo diario de cloro***

$$W_{\text{promedio}} = Q \cdot D_{\text{prom}} = 1.000 \cdot 1,5 \cdot 86.400 \cdot 10^{-6} = 129,6 \text{ Kg/d}$$

$$W_{\text{máximo}} = Q \cdot D_{\text{max}} = 1.000 \cdot 2,0 \cdot 86.400 \cdot 10^{-6} = 172,8 \text{ Kg/d}$$

$$W_{\text{promedio}} > 50 \text{ Kg/d, por lo tanto, se utilizan cilindros de 1 tonelada}$$

### ***Consumo mensual de cloro (T = 30 días)***

$$W = W_{\text{prom}} \cdot T = 129,6 \text{ Kg/d} \cdot 30 \text{ d} = 3.888 \text{ Kg}$$

### ***Número de cilindros necesarios***

$$p = \text{peso cilindro} = 1.000 \text{ Kg}$$

$$q_c = 180 \text{ Kg/d (cantidad de cloro gas que se puede extraer del cilindro por día)}$$

$$N_{\text{en servicio}} = W_{\text{prom}} / q_c = 129,6 / 180 = 0,72 \Rightarrow 1 \text{ cilindro}$$

$$N_{\text{vacíos}} = 1$$

$$N_{\text{Total}} = W_{\text{mensual}} / p = 3.888 / 1.000 = 3,8 \text{ cilindros} \Rightarrow 4 \text{ cilindros}$$

$$N_{\text{reserva}} = 3 \text{ cilindros}$$

### ***Dimensiones (área para almacenar cilindros)***

$$A_T = 1,25 \cdot A_c \cdot N_{\text{Total}}$$

$$A_c \text{ (área que ocupa un cilindro de 1 tonelada)} \cong 1,55 \text{ m}^2$$

$$A_T = 1,25 \cdot 1,55 \cdot 4 = 7,75 \text{ m}^2 \cong 8 \text{ m}^2$$

### ***Cloradores***

$$\text{Cantidad cloradores} = 2 \text{ (1 de reserva)}$$

$$\text{Rango de dosificación de cada clorador} = 8 - 210 \text{ Kg/d}$$

## Eyectores

Cantidad de eyectores = 2 (1 de reserva)

Caudal mínimo de agua requerido para operar el eyector =  $q = [Q \cdot D_{\max}] / C$

$$q = [1.000 \text{ l/s} \cdot 2 \text{ mg/l}] / [3.500 \text{ mg/l} \cdot 1.000 \text{ m}^3/\text{l}] = 5,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s} = 2,05 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Area de la tubería} = A = q / v = 5,7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s} / 1,0 \text{ m/s} = 5,7 \times 10^{-4} \text{ m}^2$$

$$\text{Diámetro de la tubería} = \phi = [4 A / \pi]^{-1/2} = [(4 \cdot 5,7 \times 10^{-4}) / 3,1416]^{-1/2} = 0,027 \text{ m}$$

$$\phi = 2,7 \text{ cm} \cong 1 \text{ pulgada}$$

$$\text{Pérdida de carga por fricción} = H_o = f \cdot L \cdot \phi \cdot (v^2 / 2g)$$

$$\text{Coeficiente de fricción} = f = 0,03$$

$$\text{Longitud de la cañería} = L = 3 \text{ m}$$

$$\text{Aceleración de la gravedad} = g = 9,81 \text{ m/s}^2$$

$$H_o = 0,03 \cdot 3 \cdot 0,027 \cdot [1 / (2 \cdot 9,81)] = 0,17 \text{ m}$$

$$\text{Pérdida de carga menores} = H_m = \Sigma k (v^2 / 2g)$$

$\Sigma K$  = suma de coeficientes de pérdidas de carga en accesorios, tales como:

$$\text{Codo} = 0,4$$

$$\text{T paso directo} = 0,25$$

$$\text{Válvula de compuerta (100\% abierta)} = 0,3$$

$$\text{Filtro Y} = 3,5.$$

Por lo que:

$$\Sigma k = 4,45$$

$$H_m = 4,45 \cdot [1 / (2 \cdot 9,81)] = 0,23 \text{ m}$$

$$\text{Carga dinámica total} = H = h + H_o + H_m$$

$$\text{Presión requerida por el inyector} = h = 30 \text{ m}$$

$$H = 30 + 0,17 + 0,23 = 30,40 \text{ m}$$

Cantidad de bombas para alimentar agua al inyector = 2 (1 de reserva).

$$\text{Potencia de la bomba para alimentación de agua al inyector} = p = [(\delta \cdot q \cdot H) / (75.E)]$$

$$\delta = 1.000 \text{ Kg/m}^3$$

$$p = [(1.000 \cdot 5,7 \times 10^{-4} \cdot 30,4) / (75 \cdot 0,85)] = 0,27 \text{ HP}$$

$$\text{Volumen cámara de contacto} = \text{Vol} = Q \cdot t$$

$$\text{Vol} = 1.000 \text{ l/s} \cdot 30 \text{ min} \cdot 60 \text{ s/min} \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{l} = 1.800 \text{ m}^3$$

### 3. OTROS DESINFECTANTES

#### 3.1. DESINFECCIÓN CON DIÓXIDO DE CLORO

##### 3.1.1. Aspectos Generales

El dióxido de cloro es un compuesto químico versátil que se utiliza cada vez más en la industria química, fundamentalmente para blanquear pulpa de papel debido a que produce una fibra más brillante y fuerte que la que se obtiene empleando cloro, y no forma subproductos orgánicos ambientalmente peligrosos (por ejemplo: dioxinas).

En 1814, Sir Davy descubrió el dióxido de cloro al hacer reaccionar una solución concentrada de ácido sulfúrico con clorato de potasio. Posteriormente se reemplazó el ácido sulfúrico por el ácido clorhídrico, reacción ésta que se ha utilizado desde entonces para producirlo en gran escala, utilizando clorato de sodio en lugar de clorato de potasio:



Los métodos de generación de dióxido de cloro en base a clorato de sodio no se utilizan para producción de pequeñas cantidades, sino que en estos se emplea, generalmente, clorito de sodio ( $NaClO_2$ ). El clorito de sodio, 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.

A comienzo de los años '40 comercializó, por primera, vez el clorito de sodio y poco tiempo después, en enero de 1944, se lo comenzó a utilizar para generar dióxido de cloro para el tratamiento de agua en una planta potabilizadora ubicada en las proximidades de las Cataratas del Niágara, Nueva York, EE.UU.

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: cloro gaseoso o en solución (únicamente); un ácido mineral solo o con cloro; o un ácido en combinación con una solución de una sal de hipoclorito. El oxidante a utilizar depende del diseño del generador.

Desde que el dióxido de cloro se comenzó a utilizar en las plantas potabilizadoras, se lo aplicó, con éxito, para eliminar olor y sabor, especialmente aquellos causados por contaminación con fenol, como así también aquellos asociados a algas y vegetación en descomposición. Además, ha demostrado ser más eficaz que el cloro para remover hierro y manganeso.

A comienzo de los años '70, se descubrió que el dióxido de cloro no reaccionaba con los compuestos orgánicos presentes en el agua formando trihalometanos (THMs) y que, con frecuencia, reducía eficientemente los precursores de los THMs. Además, se demostró que este clorógeno era un bactericida tan efectivo como el cloro y un virucida muy superior al cloro.

Sin embargo, durante los años '60 y '70, muchas plantas dejaron de utilizarlo debido a problemas operativos durante la generación del mismo o al alto costo del clorito de sodio. Algunos generadores fallaban por la naturaleza corrosiva de las soluciones concentradas de clorito de sodio (de elevado pH) que se empleaban para producir el dióxido de cloro. En otros casos la eficiencia de conversión de la materia prima en dióxido de cloro era muy baja y se obtenían soluciones de dióxido de cloro contaminadas con elevados tenores de cloro, o no se podía controlar adecuadamente la dosificación, o en algunos sistemas de generación se requerían cantidades de cloro dos veces mayores que las teóricas (estequiométricas) para obtener rendimientos aceptables, lo que resultaba en un exceso de cloro lo suficientemente elevado como para anular cualquier efecto beneficioso del dióxido de cloro.

Por otra parte, la preocupación por los posibles efectos que sobre la salud pueden tener los principales subproductos inorgánicos del dióxido de cloro, en especial el ion clorito, las complicadas técnicas analíticas; y los métodos de generación complejos, han impedido, hasta hace muy poco, la adopción generalizada del dióxido de cloro en el tratamiento del agua.

Sin embargo, desde que en los años '90, se comenzaron a identificar ciertos microorganismos patógenos resistentes al cloro en varias plantas potabilizadoras, especialmente el parásito *Cryptosporidium parvum*, se comenzaron a investigar distintos métodos para la destrucción de los mismos, especialmente sistemas de desinfección y desinfectantes alternativos al cloro, entre ellos el dióxido de cloro. Entre los resultados obtenidos en estos estudios se destaca la demostración de la gran eficacia del dióxido de cloro para controlar los quistes de parásitos. Esto le dio un importante impulso al uso de este desinfectante.

Paralelamente, se desarrolló y se comenzó a comercializar un nuevo método para generar dióxido de cloro de alta pureza —el proceso de cloro gas: clorito sólido, que se caracteriza por ser una tecnología de producción del gas, en función de la demanda, más confiable, simple de operar y flexible de controlar, y generación de dióxido de cloro gas confiable. Este proceso resuelve gran parte, sino todos, los problemas históricamente constituían una desventaja para el empleo del dióxido de cloro.

Es así que, a pesar de los numerosos contratiempos que traía aparejado el uso del dióxido de cloro, desde los años '70 y con mayor énfasis en los últimos años, ha aumentado el interés en el empleo de este desinfectante en el tratamiento tanto de aguas como de los líquidos residuales, debido, en general, a varios factores, que ya se mencionaron, como por ejemplo: su eficacia como bactericida, virucida y para destruir microorganismos patógenos resistentes al cloro (por ejemplo: *Giardia*, *Cryptosporidium*), a que no produce subproductos clorados (THMs), a que se han desarrollado técnicas de análisis confiables para determinar dióxido de cloro y los iones clorito y clorato, a que los resultados de estudios toxicológicos recientes sobre su principal subproducto inorgánico - el ion clorito- han disipado algunas de las preocupaciones sobre los posibles efectos adversos sobre la salud de éste. Por otra parte, como ya se ha indicado, desde la década del '90, se han resuelto muchas de las dificultades prácticas asociadas con la producción y aplicación del dióxido de cloro, especialmente con los nuevos métodos de generación, como el proceso cloro gas: clorito sólido.

Se estima que actualmente existen entre 1200 a 1500 plantas potabilizadoras en los EE.UU. que utilizan dióxido de cloro, mayoritariamente para oxidación de manganeso, para control de sabores y olores, y para disminuir los niveles de THMs. Alrededor de 500 plantas lo utilizan en forma continua, y otras 900 lo hacen durante períodos cortos o en

función de problemas estacionales. Además, muchas otras plantas más están realizando estudios a escala piloto por lo que se espera que, en los próximos años, el uso del dióxido de cloro, en los Estados Unidos de Norteamérica, aumente significativamente, fundamentalmente para proteger el agua potable de los patógenos resistentes al cloro.

Según una encuesta realizada en 1977, en Europa, donde, históricamente, muchas fuentes de agua superficial, se han visto afectadas por la contaminación industrial, particularmente por derrames de fenoles, varios miles de plantas potabilizadoras contaban con equipos de dióxido de cloro. Esta popularidad del dióxido de cloro. En Europa, se debía a su mayor eficiencia, con respecto al cloro, para oxidar fenoles y clorofenoles sin impartir sabores y sin agregarle gusto a cloro al agua, e hierro y manganeso. Muchas plantas, tanto en Francia como otros países de Europa Occidental, pasaron de usar cloro a dióxido de cloro, para prevenir, fundamentalmente, la formación de THMs.

En América Latina y en nuestro País, el dióxido de cloro prácticamente no se utiliza en el tratamiento de agua para consumo humano.

### **3.1.2. Características del Dióxido de Cloro**

El dióxido de cloro –una relativamente pequeña, volátil y altamente energética molécula– es un radical libre. El dióxido de cloro casi nunca se utiliza, comercialmente, como gas a altas concentraciones debido a que es muy inestable. Hasta hace muy poco, sólo se lo ha generado y utilizado en soluciones acuosas en el tratamiento del agua potable y líquidos residuales. Sin embargo, las soluciones acuosas sólo son relativamente estables a bajas concentraciones (por ejemplo, 5g/l o menos), en agua fría y sin demanda de desinfectante, y mientras se las mantenga al abrigo de la luz. Como el dióxido de cloro es muy soluble en agua y se hidroliza muy lentamente para formar especies aniónicas, existe en solución acuosa como una verdadera molécula sin disociar.

A temperatura ambiente, el dióxido de cloro es un gas que se puede comprimir a líquido. Tiene un punto de ebullición de 11°C y un punto de fusión de –59°C. El dióxido de cloro como líquido comprimido, es explosivo a temperaturas superiores a –40°C. Es sumamente difícil generar dióxido de cloro gaseoso puro, especialmente con el tipo de generadores que se utilizan en las plantas potabilizadoras. Es un compuesto que posee muchas características interesantes, aún su carácter explosivo. Es de color verde-amarillento intenso, con un distintivo olor similar al del cloro. El olor se percibe en el aire a 0,1 ppm y a niveles de 45 ppm es irritante. Concentraciones de dióxido de cloro superiores al 10% en el aire seco (y en cierta forma superiores en aire húmedo) pueden producir explosiones leves o detonaciones. A estos niveles, puede detonar si entra en contacto con la mayoría de los solventes orgánicos inflamables o con materiales oxidables, tales como goma, corcho, o azufre. Como en estas condiciones, es, además, sensible a la presión, se puede descomponer violentamente si se lo comprime para almacenarlo o transportarlo. Por lo que se lo debe generar en el lugar en que se lo va a utilizar. Las soluciones puras de dióxido de cloro también pueden detonar o descomponerse violentamente si se las expone a la luz (aún brevemente) o a una fuente inflamable, como ser una descarga eléctrica, chispa, calor, o llama (Gates, 1998).

La naturaleza explosiva de las soluciones acuosas muy concentradas del dióxido de cloro (más de 10 g/l), se debe a la combinación de los siguientes factores: presión parcial del dióxido de cloro mismo, temperatura de la solución, y contenido de vapor de agua y

presión en el espacio sobre tales soluciones. El dióxido de cloro gaseoso de estas soluciones puede detonar luego de un período de inducción variable, el cual depende, como se dijo, de la concentración y temperatura de la solución. El período de inducción también es proporcional a la relación entre el área de la superficie de evaporación y volumen de la cámara de aire que existe en el tanque de almacenamiento de la solución. La temperatura del dióxido de cloro generado es importante ya que, si la presión parcial del dióxido de cloro sobre la solución aumenta a valores superiores a 30 mm Hg, se pueden desarrollar lentamente condiciones explosivas, aún a temperaturas inferiores a 50°C. Estas condiciones pueden desarrollarse en la cámara de aire que existe sobre las soluciones las que, de otro modo, son estables. La concentración máxima para garantizar la seguridad en los sistemas generadores que utilizan clorito, es de aproximadamente 8 g/l a 30°C. Estos generadores se operan, típicamente, en el rango de 1-5 g/l de dióxido de cloro (Gordon y Rosenblatt, 1995; Gates, 1998).

Una de las propiedades físicas importantes del dióxido de cloro es, como se mencionara, su alta solubilidad en agua, especialmente en aguas de muy baja temperatura (heladas). A 25°C su concentración en una solución acuosa es aproximadamente 23 veces más alta que en la fase gaseosa, con la cual está en equilibrio, a presión atmosférica. La solubilidad del dióxido de cloro en agua es función de la temperatura y la presión, por ejemplo: a 20°C y presión atmosférica, su solubilidad es aproximadamente de 70 g/l. A iguales condiciones, la solubilidad del cloro es solamente de 7 g/l. En las plantas potabilizadoras, la solución de dióxido de cloro se prepara bajo condiciones de presión parcial (vacío), con lo que se ha podido alcanzar concentraciones de hasta 40 g/l (White, 1998).

El dióxido de cloro que existe en solución acuosa como gas disuelto, es extremadamente volátil por lo que se lo puede remover fácilmente, por ejemplo, haciendo pasar aire a través de la misma. Por lo tanto, no se pueden almacenar soluciones de dióxido de cloro en recipientes abiertos. En estas condiciones, el dióxido de cloro se libera a la atmósfera, y la fuerza de la solución disminuye rápidamente. Además, las soluciones acuosas de dióxido de cloro se descomponen fotolíticamente, siendo el grado de descomposición función del tiempo y de la intensidad de los componentes ultravioletas de la fuente de luz. Sin embargo, si se las almacena adecuadamente al abrigo de la luz, las soluciones conservarán su concentración durante varios meses.

### **3.1.3. Acción Desinfectante del Dióxido de Cloro**

Durante la década del '50, distintos investigadores informaron sobre la eficacia del dióxido de cloro como bactericida, y en particular, sobre su gran poder para destruir esporas. Estos autores suponían que para penetrar la pared de la célula de las esporas, el dióxido de cloro debía pasar, durante el proceso de oxidación, por varias transformaciones que implicaban cinco cambios de valencia, mientras que las células vegetativas no utilizaban este fenómeno (White, 1998).

Durante estos años también se investigó la acción del dióxido de cloro sobre los poliovirus, demostrándose su superioridad frente al cloro y al ozono. Esta mayor eficiencia se debería a una característica química del dióxido de cloro: éste, al contrario del cloro, reacciona con la peptona en cantidades que siguen las leyes de adsorción. Como los virus poseen un recubrimiento proteico, es factible que el dióxido de cloro pueda ser absorbido por esta capa, lo que resultaría en elevadas concentraciones de dióxido de cloro sobre la superficie de los virus, superiores a las que podrían esperarse

de los residuales de desinfectante medidos en el agua. Esta teoría parece ser compatible con los resultados obtenidos por Bernarde y asociados quienes investigaron el mecanismo de destrucción de los virus por el dióxido de cloro. Estos autores suponían que, como el dióxido de cloro no reacciona suficientemente con los aminoácidos como para alterar sus estructuras características, no era posible que reaccionara dentro de las células, pero que, de alguna forma desconocida, el dióxido de cloro inhibía abruptamente la síntesis de las proteínas. Esta acción es, probablemente, el mecanismo por el cual el dióxido de cloro destruye los organismos vegetativos (White, 1998).

También se encontró que a pH 4,0; 6,45 y 8,42, la molécula de dióxido de cloro no se altera permaneciendo intacta, por lo que, aparentemente es el dióxido de cloro mismo, el compuesto bactericida. Esto es consistente con el hecho de que el dióxido de cloro no reacciona con el agua para hidrolizarse, como lo hace el cloro (White, 1998).

Posteriormente, se informó que es muy probable que el dióxido de cloro inactive los microorganismos a través de la oxidación directa de la tirosina, metionina o cisteína que forman parte de sus proteínas, interfiriendo con zonas claves de la estructura de enzimas metabólicas sensibles. Sin embargo, aún no se han completado los estudios sobre la formación de aductores del ácido desoxiribonucleico (ADN) o de interferencia con el metabolismo del ácido ribonucleico (ARN) – ADN, como posible mecanismo de inactivación de los microorganismos por parte del dióxido de cloro (Gates, 1998).

### 3.1.4. Efectos Sobre la Salud

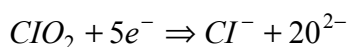
El dióxido de cloro ejerce un efecto irritante sobre la mucosa. Cuando la exposición es aguda puede producir irritación en los ojos, la nariz, la garganta y los pulmones, mientras que si es prolongada provocará bronquitis, afecciones en las vías respiratorias y edema pulmonar, pero estos efectos no son acumulativos. Existe considerable evidencia que prueba que el dióxido de cloro no sería cancerígeno.

### 3.1.5. Reacciones Químicas

Si bien la química del dióxido de cloro en el tratamiento del agua es compleja, desde los años '70 se han realizado varios estudios que contribuyeron a su mejor comprensión.

El dióxido de cloro se disuelve, como se dijo anteriormente, fácilmente en agua para dar soluciones que son capaces de destruir eficientemente una gran variedad de microorganismos.

Si bien el dióxido de cloro no pertenece a la familia de los compuestos de “cloro activo” (es decir aquellos compuestos de cloro que se hidrolizan produciendo ácido hipocloroso) se ha considerado que tiene un contenido de “cloro activo” del 263%. Este valor se obtiene, como ya se explicara anteriormente para el caso de otros clorógenos) de multiplicar el contenido de cloro, en peso, de una molécula de dióxido de cloro (52,6%) por el número de electrones que se ponen en juego para oxidar este compuesto a cloruro (5):



$\begin{array}{c} Cl \\ 35,5 \end{array}$	$\begin{array}{c} O_2 \\ (16) \cdot 2 \end{array}$	$\text{peso molecular} = 67,5$
---	--	--------------------------------

$$\% \text{ Cloro disponible (en peso)} = (35,5/67,5) \times 100 = 52,6\%$$

$$\% \text{ Cloro disponible en peso (cloro realmente presente)} \times 5 = \% \text{ cloro disponible}$$

$$\% \text{ Cloro disponible del } \text{ClO}_2 = 263\%$$

Si comparamos este valor con el del cloro (100%), vemos que, teóricamente, el dióxido de cloro tiene un poder oxidante 2,63 veces superior al del cloro.

Sin embargo, en la práctica, como el dióxido de cloro, generalmente, no se reduce hasta ion cloruro, su “contenido de cloro activo de 263%” muy difícilmente se alcanza. Es por ello que se considera que el gran poder oxidante del dióxido de cloro se deba, probablemente, más al “reciclado” del dióxido de cloro que se produce en el agua. Este “reciclado” consiste en una serie de reacciones mediante las cuales, por un lado el dióxido de cloro es reducido a ion clorito y, por el otro, el ion clorito se vuelve a oxidar a dióxido de cloro, y así sucesivamente.

El dióxido de cloro se comporta como un oxidante fuerte, extremadamente selectivo debido a los tan particulares mecanismos por los cuales puede transferir un electrón, lo que le permite actuar sobre los centros ricos en electrones de las moléculas orgánicas y, en el proceso, reducirse a ion clorito. Sin embargo, la característica o ventaja más importante del dióxido de cloro es que no genera, normalmente, THMs, fuera de aquellos que se pueden formar cuando existe un exceso de cloro en el agua proveniente del proceso de generación del dióxido de cloro. Tampoco produce apreciables cantidades de otros SPDs, tales como aldehídos, cetonas, cetoácidos, etc.

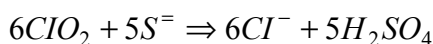
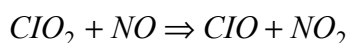
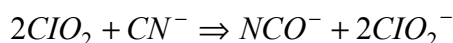
Cuando se agrega dióxido de cloro gaseoso de alta pureza al agua se generan menos subproductos de desinfección (SPDs) que cuando se lo agrega en forma de solución ya que las soluciones, en general, suelen contener, además del dióxido de cloro, cloro y otros óxidos de cloro.

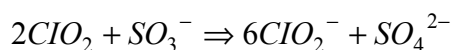
El dióxido de cloro de alta pureza no oxida el ion bromuro a ion bromato, a menos que sea fotolizado.

Si bien el dióxido de cloro no reacciona con el nitrógeno amoniacal o lo hace muy poco con las aminas primarias, si oxida los nitritos a nitratos. Como no reacciona destruyendo los enlaces C-C, no se produce la mineralización típica de los compuestos orgánicos.

El ácido sulfuroso ( $\text{H}_2\text{SO}_3$ ) reduce el dióxido de cloro a ion clorito, a pH neutro o alcalinos, mientras que a pH ácidos, lo reduce a ion cloruro.

Cuando el dióxido de cloro se disuelve en agua se producen una gran variedad de reacciones de óxido-reducción con los compuestos inorgánicos y orgánicos presentes en la misma, por ejemplo:





En todas estas reacciones se han omitido los iones  $\text{H}^+$  y  $\text{OH}^-$  y el agua que intervienen en ellas.

### 3.1.6. Aplicaciones del Dióxido de Cloro en el Tratamiento de Agua

El dióxido de cloro, como ya se mencionó, es un reactivo químico muy versátil por lo que se lo emplea para muchos otros propósitos, además de la desinfección, en el tratamiento del agua. Por ejemplo, se lo utiliza para el control de los trihalometanos (THMs) y compuestos orgánicos halogenados totales (TOX), para oxidar hierro y manganeso, para controlar la formación ocasional de olores y sabores en el agua, para eliminar *Cryptosporidium*, controlar el crecimiento “molesto” de algas, etc. También se lo puede aplicar como desinfectante en los sistemas de distribución para controlar la nitrificación.

Si bien algunos de los cambios recomendados para optimizar las prácticas de cloración han servido, también, para minimizar la formación de los subproductos del dióxido de cloro, no todos han sido igualmente efectivos (Gates, 1998). Según el objetivo principal con el que se emplee el dióxido de cloro en las plantas potabilizadoras, se deberá determinar la dosis óptima para uno solo o para múltiples puntos de aplicación.

Como con cualquier otro tipo de tratamiento, cada aplicación posible del dióxido de cloro, tales como control de sabor, olor y color; oxidación de manganeso, etc., puede estar sujeta a complejas interrelaciones cinéticas de las distintas reacciones que se producen en el agua natural. Por lo tanto, para determinar las condiciones óptimas de aplicación del mismo, se debe estudiar cada agua como un caso especial.

#### 3.1.6.1. Desinfección – Dióxido de Cloro Residual

Las prácticas comunes de desinfección incluyen la cloración a punto de quiebre, proceso que implica, como ya se discutiera, la aplicación de suficiente cantidad de cloro como satisfacer la demanda de este compuesto (para oxidar los compuestos amoniacales y otros compuestos reductores presentes en el agua, etc.), las normas sobre desinfección, y para mantener un cloro residual en el agua potable en el sistema de distribución.

Por lo tanto, antes de aplicar el dióxido de cloro o cualquier otro desinfectante, se debe, en primer lugar, determinar la demanda de desinfectante (es decir la diferencia entre la cantidad de desinfectante agregado y la cantidad de desinfectante residual que queda al cabo de un tiempo de reacción determinado). La demanda de dióxido de cloro aumenta, generalmente, en forma no lineal con el tiempo, por lo cual se la debe determinar especificando no solo el tiempo de contacto (o de reacción), sino también las condiciones de pH y temperaturas a las cuales se la mide (White, 1998). Como ya se mencionara, los valores de las cantidades de desinfectante consumidos no se pueden, generalmente, extrapolar de un conjunto de condiciones a otro, sino que, se deben realizar ensayos con muestras de agua tomadas en distintos momentos y bajo un rango de condiciones esperables en la práctica, para poder construir las curvas de demanda representativas de cada abastecimiento en particular.

Si bien muchos abastecimientos han tratado de mantener un nivel de dióxido de cloro residual significativo tanto en la planta como en el sistema de distribución, no siempre lo han logrado, aún aquellos que emplean agua “limpias”, es decir, aguas con baja demanda de desinfectante. Por otra parte, se han informado casos de concentraciones extremadamente bajas de ion clorito remanentes en el agua tratada, lo que indicaría una inusual y rápida destrucción del dióxido de cloro o una reducción secundaria del ion clorito. Varios son los motivos que interfieren o impiden mantener un nivel de dióxido de cloro residual importante o durante un tiempo prolongado, o que al tratar de hacerlo surjan reclamos por parte de los consumidores por la calidad del agua. Entre estos factores, quizás los más importantes sean, la volatilidad, la reactividad como oxidante y la sensibilidad del dióxido de cloro a la luz ultravioleta. El agregado de suficiente cantidad de dióxido de cloro como para satisfacer la demanda y poder mantener así un aparentemente “verdadero” residual hasta el final del sistema de distribución puede resultar en serios reclamos por parte del consumidor a causa del sabor y olor desagradable del agua. La dificultad para mantener un verdadero dióxido de cloro residual se suma a los inconvenientes y dificultades analíticas que suelen presentarse a la hora de determinar la concentración del dióxido de cloro. Solo se logra mantener dióxido de cloro residual hasta los extremos de la red de distribución, en aquellos casos en que el agua cruda es de muy buena calidad y contiene niveles muy bajos de compuestos orgánicos totales (COT) o tienen muy baja demanda oxidante. En Europa, los sistemas de abastecimiento logran mantener, por lo general, residuales de menos de 0,05 a 1,0 mg/l de dióxido de cloro, pero como los abastecimientos de los Estados Unidos de Norteamérica necesitan o prefieren mantener niveles muchos más altos (hasta 10 veces superiores), difícilmente pueden, como ya se dijo, lograrlos, sin generar, en la práctica, problemas secundarios (por ejemplo, olor y sabor desagradable). Por esta razón por la Agencia de Protección de los Estados Unidos de Norteamérica (USEPA) aconseja utilizar el dióxido de cloro solamente en las etapas de pre-oxidación o desinfección primaria, y no para desinfección secundaria, es decir, para producir y mantener un residual en la red de distribución (Gates, 1998). Por otra parte, la eficiencia de las plantas europeas para mantener concentraciones apropiadas de dióxido de cloro residual en las plantas y redes de distribución, se debe, fundamentalmente, a que hacen un uso más selectivo de este desinfectante en dosis más bajas y, generalmente, lo aplican luego de una serie de procesos de tratamiento muy eficientes (3 a 4 etapas de filtración, biofiltración, etc.), que no se emplean, normalmente, en las plantas norteamericanas o de otros países.

### 3.1.6.2. Otros Usos del Dióxido de Cloro

#### ***Control de olores y sabores***

Desde que se comenzara a utilizar el dióxido de cloro en el tratamiento del agua, se observó que éste presentaba una ventaja adicional sobre los otros desinfectantes: permitía controlar, simultáneamente, problemas de sabor y olor desagradables en el agua potable. Debido a su poder oxidante, el dióxido de cloro puede actuar eficientemente sobre compuestos tales como la geosmina, 2-metil-isoborneol, y los miembros de la familia de la pirazina, que tienen una baja concentración umbral de olor (Lalezary, Pirbazari y McGuire, 1986).

Además, en las condiciones que típicamente se presentan en los sistemas de potabilización, el dióxido de cloro oxida eficientemente los sulfuros a ion sulfato, mientras que los otros desinfectantes solamente lo hacen a azufre elemental. Esto constituye, también, una ventaja adicional, ya que, posteriormente, el azufre elemental puede

favorecer el recrecimiento de microorganismos o potenciar el desarrollo de olores en el agua, en los sistemas de distribución (Gates, 1998).

Sin embargo, como ya se dijo, se debe controlar ajustadamente la cantidad de dióxido de cloro que se aplica, ya que se puede deteriorar la calidad estética del agua tratada. Es decir que si bien este compuesto, en algunos casos, ha sido efectivo para eliminar ciertos problemas de olor y sabor en el agua, en otros los ha causado. La detección de olores inusuales, ya en los años '40 y posteriormente contribuyeron a que, en algunos casos, se abandonara el uso de dióxido de cloro. Varios son los motivos por los cuales se pueden haber presentado estos casos de olores, por ejemplo: métodos de generación de dióxido de cloro deficientes, inadecuado control de los compuestos claves que ocasionaban el problema, o falta de conocimiento adecuado de las singulares capacidades y química que caracterizan el dióxido de cloro (Gallagher, Hoehn y Dietrich, 1994).

Tanto Hoehn y Dietrich como otros investigadores demostraron que los olores por los cuales los consumidores de aguas tratadas con dióxido de cloro reclamaban, eran de dos tipos: fuerte olor a cloro o blanqueadores provocados por el dióxido de cloro, y olores a compuestos aceitosos, kerosene o a excremento u orina de gatos. Según se pudo demostrar, este último tipo de olores se generaban a partir de la reacción entre el dióxido de cloro que se liberaba del agua inmediatamente a la salida del grifo domiciliario, y los compuestos orgánicos presentes en el aire de las casas que habían sido recientemente alfombradas. Si bien estos compuestos no fueron identificados en aquellos años, se caracterizaban por desaparecer rápidamente. Cuando existen cloro libre (proveniente del proceso de generación de dióxido de cloro) e ion clorito (formado durante el proceso de desinfección) en el sistema de distribución, se puede regenerar dióxido de cloro, aumentando los niveles del mismo en el agua tratada. Por lo que, si se controlan adecuadamente tanto la concentración de cloro libre como los residuos de clorito, de modo de que no superen 1 mg/l, o si se utiliza dióxido de cloro en la planta y cloraminas en los sistemas de distribución, no se producen estos problemas de olores a cloro o desagradables en el agua (Gates, 1998).

### ***Remoción de hierro y manganeso***

Tanto el hierro como el manganeso se pueden eliminar fácilmente por oxidación directa de los mismos y posterior separación de los productos insolubles formados, mediante sedimentación y/o filtración. Cuando el dióxido de cloro se emplea como pre-oxidante, se puede separar hierro y manganeso de algunos complejos orgánicos que no son oxidados por el cloro. Los estudios de las condiciones óptimas para la remoción de manganeso con dióxido de cloro, tales como la dispersión, la mezcla y el tiempo de contacto, se deben evaluar realizando ensayos a escala laboratorio y en plantas piloto, para cada agua en particular.

### ***Control de algas***

La aplicación intermitente de altas dosis de dióxido de cloro en las tomas de agua cruda y en las distintas unidades de tratamiento (decantadores, cámaras, etc.) de la planta, ayuda a controlar el desarrollo de algas en las mismas sin que se lleguen a superar los niveles promedios, estacionales de los subproductos de la desinfección. Si las unidades de tratamiento son abiertas y están expuestas al sol, resulta más efectivo aplicar el dióxido de cloro en horas de la tarde, durante la noche o a intervalos semanales.

El dióxido de cloro no se puede utilizar para controlar el desarrollo de algas en los reservorios de agua o lagos debido a que es tóxico para los peces y otras especies acuáticas.

### **Control de la nitrificación**

Como ya se mencionara, el dióxido de cloro y el cloro reaccionan de forma muy diferente con el amoníaco o componentes nitrogenados del material biológico. Como el dióxido de cloro no reacciona con el amoníaco ni las aminas primarias y secundarias se lo puede utilizar para controlar la nitrificación de algunos de estos sistemas. Esto permite, además, que este compuesto retenga intacto su poder desinfectante sin tener que satisfacer ninguna demanda de desinfectante debida al amoníaco.

El dióxido de cloro oxida eficientemente los nitritos orgánicos e inorgánicos a nitrato.

Con el uso conjunto de bajas concentraciones de residuales combinados (cloraminas) y dióxido de cloro, se pueden controlar las condiciones que favorecen la nitrificación de los compuestos presentes en las aguas almacenadas en reservas cubiertas, de temperatura templada y con poca renovación de agua, durante los meses de verano. Las altas temperaturas, las elevadas concentraciones de compuestos orgánicos y, en consecuencia, la necesidad de aplicar dosis más altas de cloramina, contribuyen al desarrollo de las reacciones de nitrificación (Gates, 1998).

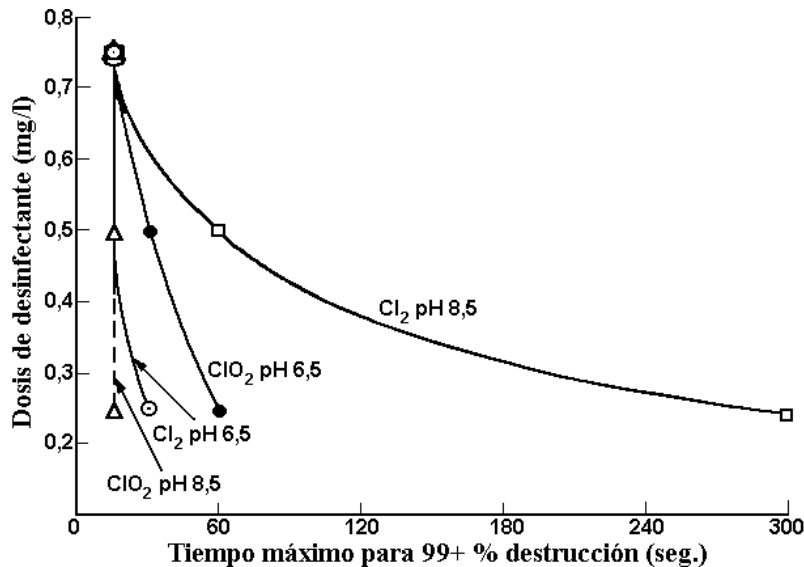
### **3.1.7. Eficiencia del Dióxido de Cloro**

Desde que se aplicó el dióxido de cloro por primera vez en los EE.UU., en 1944 para el tratamiento de agua para consumo humano, se han realizado numerosos estudios para determinar su eficiencia como desinfectante. Así, ya en 1947, Ridenour e Ingols observaron que el dióxido de cloro era por lo menos tan efectivo como el cloro, y que la eficiencia bactericida del mismo no eran prácticamente afectada por valores de pH entre 6 y 10. Posteriormente, se encontró que menos de 0,1 mg/l de dióxido de cloro eran suficientes para destruir algunos de los patógenos comúnmente presentes en las aguas, tales como la *Eberthella typhosa*, la *Shigella dysenteriae*, y la *Salmonella paratyphi B* a temperaturas entre 5° y 20°C y a valores de pH superiores a 7 con un tiempo de contacto de 5 minutos. Al aumentar el pH aumenta la eficiencia germicida del dióxido de cloro (White, 1998).

En 1949, se informó que el dióxido de cloro era, también, claramente superior al cloro para destruir esporas a iguales concentraciones de residuales. Además se observó que para lograr una reducción del 99% de *Bacillus subtilis*, en una suspensión de agua libre de demanda de cloro, al cabo de 5 minutos de reacción, se necesitaba un residual de dióxido de cloro de 1,0 mg/l, mientras que se requerían 3,5 mg/l de cloro residual libre. Varios años más tarde, otros investigadores concluyeron que la eficiencia bactericida del dióxido de cloro en el caso de *E. coli*, *Salmonella typhosa*, y *Salmonella paratyphi* era igual o mayor que la del cloro.

Otros estudios demostraron que la habilidad del dióxido de cloro como desinfectante y su eficiencia relativa eran función del pH. La **Figura 52** muestra la eficiencia relativa del cloro y del dióxido de cloro en función del pH. A pH 6,5 el cloro parece ser más eficiente a las concentraciones más bajas. Con una dosis inicial de 0,75 mg/l, ambos compuestos son igualmente efectivos. Al aumentar el pH hasta 8,5 se observa un dramático cambio

en las eficiencias. Como es de esperar, y de acuerdo a lo mencionado anteriormente, la eficiencia del cloro disminuye, ya que a este pH solamente el 8,72% del cloro residual libre es ácido hipocloroso, mientras que a pH 6,5 el 89,2% del cloro residual libre es ácido hipocloroso. A medida que disminuye la eficiencia del cloro al aumentar el pH, la eficiencia del dióxido de cloro aumenta. A pH 8,5, con una dosis de 0,25 mg/l de dióxido de cloro y luego de 15 segundos de tiempo de contacto, se observa una remoción de E. coli superior al 99%, mientras que para obtener el mismo porcentaje de remoción se requiere una dosis de cloro de 0,75 mg/l.



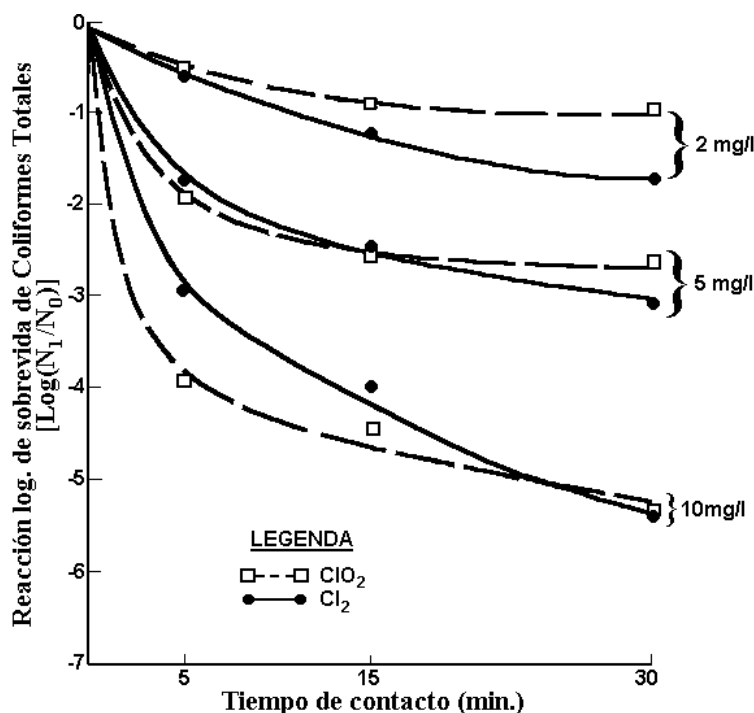
**Figura 52.** Eficiencia desinfectante relativa del cloro y dióxido de cloro. (Dosis en mg/l vs. tiempo requerido para más del 99% de destrucción de E. coli a los pH indicados) (Fuente: White, 1998)

A fines de los años '70, Logley y colegas, compararon las eficiencias de desinfección del cloro y del dióxido de cloro, utilizando el efluente de una planta de tratamiento de líquidos cloacales. Estos autores demostraron que una dosis de 5,0 mg/l de dióxido de cloro removía 5 unidades logarítmicas de coliformes fecales. Este resultado superaba en más de una unidad logarítmica al que se alcanzaba con la misma dosis de cloro y un tiempo de contacto de 30 minutos. También demostraron que, para igual dosis de desinfectante, la inactivación de coliformes fecales con dióxido de cloro al cabo de 3 minutos, excedía la que se lograba con cloro al cabo de 30 minutos (White, 1998)

Diferencias mayores se encontraron al comparar, en condiciones de ensayo similares, la eficiencia virucida del dióxido de cloro con la del cloro. Así, mientras que se lograba una inactivación de 3 unidades logarítmicas de colifago con el dióxido de cloro al cabo de 3 minutos, sólo se conseguía 1 unidad logarítmica de remoción con el cloro.

Un grupo de investigadores de Stanford (EE.UU.) encaró una amplia investigación para estudiar el comportamiento del dióxido de cloro como desinfectante. En este estudio se utilizó una población de coliformes naturales provenientes de los efluentes de tres plantas depuradoras distintas. Si bien las tres eran plantas del tipo convencionales de barros activados, en dos de ellas el efluente se filtraban los efluentes. Sin embargo, en esta investigación se estudió, principalmente la eficiencia del dióxido de cloro frente a los

efluentes secundarios no filtrados. El virus animal utilizado como modelo fue el Poliovirus 1 (cepa LCS desarrollado en células de riñón de mono). Se efectuaron varios ensayos de desinfección en distintos días para comparar las eficiencias biocidas del cloro y del dióxido de cloro, y para determinar la relación dosis y tiempos de contacto a eficiencia biocida, calculándose el logaritmo de la relación de sobrevivencia de los organismos para cada ensayo. Con los resultados obtenidos se obtuvo la **Figura 53**.



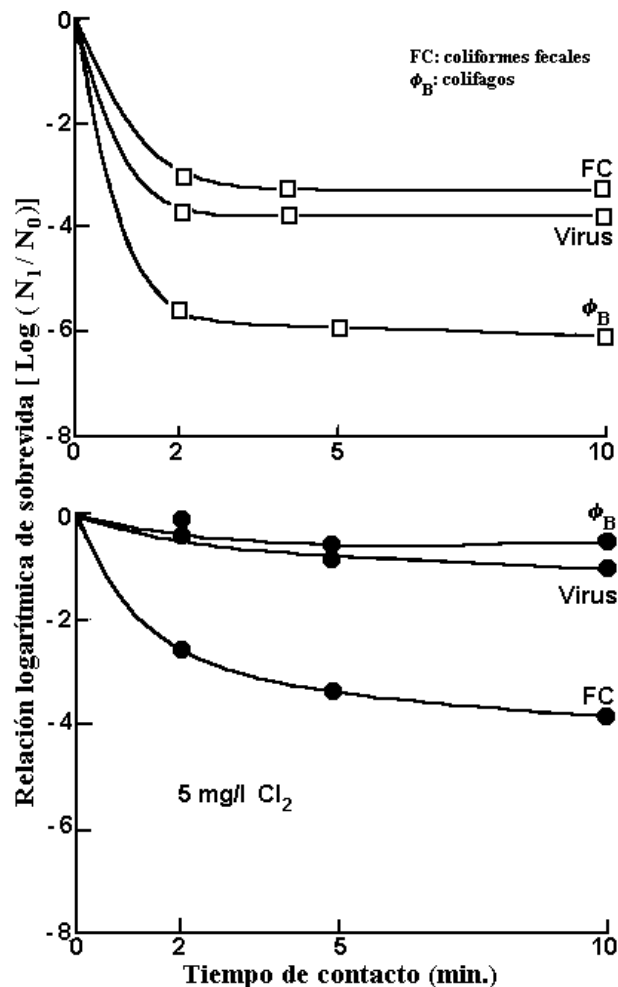
**Figura 53.** Eficiencia desinfectante del cloro y del dióxido de cloro en función de la sobrevivencia de coliformes en un efluente secundario no nitrificado (Fuente: White, 1998)

De esta Figura surge que, a un tiempo de contacto corto (5 minutos), la inactivación con dióxido de cloro es más rápida que con el cloro. El promedio logarítmico de la relación de sobrevivencia calculado para un grupo de ensayos fue de -4,40 para el dióxido de cloro y de -3,44 para el cloro. En ambos casos la dosis de desinfectante fue de 10,0 mg/l. Se observa entonces que el dióxido de cloro presenta una velocidad de destrucción más rápida para tiempos de contacto cortos (White, 1998).

Cuando se ensayaron efluentes nitrificados y filtrados, se pudo observar que, también en este caso, el dióxido de cloro era más efectivo que el cloro. Esta superioridad del dióxido de cloro demostró deberse a la filtración y no a la nitrificación. Como ya se mencionara, el nitrógeno amoniacal no afecta la eficiencia desinfectante del dióxido de cloro.

También se realizaron ensayos selectivos para evaluar la eficiencia virucida del dióxido de cloro en comparación con la del cloro combinado, utilizando iguales dosis (de 5 mg/l) de ambos desinfectantes, con el efluente secundario (no nitrificado) de una planta depuradora. Las muestras empleadas se sembraron con colifagos y un inoculo de Poliovirus 1. Se extrajeron muestras al cabo de distintos tiempos de contacto para determinar los colifagos, Poliovirus 1 y coliformes fecales en cada una de ellas. Con los

resultados obtenidos se graficó la **Figura 54**. Los resultados demostraron que el dióxido de cloro es mucho mejor virucida que el cloro residual combinado (White, 1998). Los resultados de la reacción del cloro residual combinado con los colifagos obtenidos en este estudio coincide con los que Snead y Olivieri obtuvieran en 1981.



**Figura 54.** Eficiencia virucida del dióxido de cloro y del cloro (efluente secundario no nitrificado con colifagos in situ, e inóculo de Poliovirus 1, una dosis de 5 mg/l de desinfectante, y E. coli B como huésped) y Poliovirus) (Fuente: White, 1998)

Tanto en los EE.UU. como en Canadá y en Gran Bretaña, se han registrados brotes de cryptosporidiosis y giardiasis causados por quistes de parásitos transmitidos por el agua potable. A las dosis normalmente utilizadas en las prácticas de desinfección, ni el cloro, ni la monoclaramina y la radiación UV sirven para eliminar eficientemente los quistes de Giardia y oocitos de Cryptosporidium (White, 1998). Los oocitos de Cryptosporidium son más pequeños y más difícil de detectar y de destruir que los quistes de Giardia. Entre los desinfectantes químicos alternativos al cloro, sólo el ozono y el dióxido de cloro presentan buenas perspectivas para el control de los parásitos enquistados. Por medio de varios estudios de infectividad animal, como forma de determinar la viabilidad de los oocitos, se pudo, recientemente demostrar, cuantitativamente, que, con las dosis de dióxido de cloro utilizadas en la práctica, se puede alcanzar los niveles de remoción de Cryptosporidium requeridos. También se demostró que utilizando secuencialmente distintos oxidantes,

como, por ejemplo, ozono seguido de dióxido de cloro, se produce un efecto sinérgico que hace que la inactivación observada sea muy superior a la simple suma de los distintos grados de destrucción que se alcanzan cuando se aplican estos oxidantes individualmente.

### 3.1.8. Subproductos del Dióxido de Cloro

Los principales SPDs del dióxido de cloro son, como ya se mencionara, los cloruros, los cloritos y los cloratos.

A los pH que normalmente presenta el agua potable, el dióxido de cloro reacciona con los compuestos presentes en la misma, reduciéndose en un 50-70% a ion clorito, es decir el uso de dióxido de cloro indefectiblemente resulta en la formación de ion clorito. Es así que, al aplicar 2 mg/l de dióxido de cloro se espera que se formen alrededor de 1-1,4 mg/l de ion clorito (Singer, 1993). Si bien el ion clorito formado es relativamente estable, en presencia de residual orgánico, puede ser oxidado por cloro libre durante una cloración secundaria formando ion clorato (Singer y O'Neil, 1987). Por lo tanto, para poder aplicar el dióxido de cloro bajo un rango de condiciones más amplio, especialmente en el caso de aguas con alta demanda de desinfectante, puede ser conveniente remover el ion clorito.

Existe, además, otra fuente de ion clorito: cuando el dióxido de cloro se genera a partir de clorito de sodio y cloro, una reacción incompleta o la adición de estos reactivos en cantidades no-estequiométricas, puede resultar en la presencia de clorito, que no alcanzó a reaccionar en la solución de dióxido de cloro que sale del generador (Singer, 1993).

El ion clorito se puede remover del agua tratada con dióxido de cloro utilizando dos productos químicos de uso corriente en las plantas de tratamiento de agua: sales ferrosas y sulfito, mediante un proceso de óxido-reducción en el cual el ion clorito se reduce a ion cloruro. También se lo puede remover con carbón activado.

La efectividad de las sales ferrosas para eliminar el ion clorito se ha demostrado tanto en ensayos a escala laboratorio como en planta piloto y en plantas de tratamiento a escala real. En cambio, el sulfito sólo es eficiente a un rango de pH de 5 a 6,5. Por arriba de pH 7, la reacción se vuelve extremadamente lenta, y a pH superiores, no tiene ningún efecto. También se investigó exhaustivamente el uso de anhídrido sulfuroso/ion sulfito para remover el ion clorito, demostrándose que este subproducto inorgánico se podría reducir en el agua potable, a menos de 0,1 mg/l. La **Tabla 26** muestra los tiempos que se tardan en remover distintas concentraciones de ion clorito utilizando ion sulfito, en un rango de pH de 5 a 8,5.

El otro subproducto importante de la desinfección con dióxido de cloro es el ion clorato que proviene de cuatro fuentes: 1) del proceso de generación de dióxido de cloro, cuando el pH de la mezcla de clorito de sodio y cloro libre no se ajusta adecuadamente; 2) de la materia prima, es decir de las soluciones de clorito de sodio, utilizada para generar el dióxido de cloro, donde se encuentra como impureza; 3) de la descomposición fotolítica del dióxido de cloro; y 4) de la reacción del clorito residual y el cloro durante la cloración secundaria, como se acaba de indicar. Por medio de una serie de complejas reacciones fotoquímicas, el dióxido de cloro en solución puede formar ion clorato. Si bien se cree que en el proceso de formación del ion clorato intervienen por lo menos dos especies intermedias:  $[\text{Cl}_2\text{O}_2]$  y  $[\text{Cl}_2\text{O}_3]$ , aún no se han podido establecer exactamente los

mecanismos de reacción. Una vez formado, el ion clorato es estable, por lo que, normalmente, persiste en el agua potable (Singer, 1993).

pH	ClO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	SO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	t <sub>1/2</sub> (seg)	99% Remoción
5,0	0,5	5,0	2,9	0,3 min.
5,5	0,5	5,0	38,0	4,4 min.
5,5	1,0	10,0	9,5	1,1 min.
6,5	1,0	10,0	130,0	15,2 min.
6,5	1,0	20,0	32,6	3,8 min.
7,5	1,0	10,0	8020,0	15,6 min.
7,5	1,0	100,0	80,2	9,4 min.
8,5	1,0	100,0	4 x 10 <sup>4</sup>	3,2 días

**Tabla 26.** Predicción de la vida media del ion clorito y tiempos de remoción utilizando ion sulfito (Fuente: White, 1998)

Como la formación de ion clorato no es propia del uso de dióxido de cloro, es posible tomar una serie de medidas para evitar sustancialmente su formación. Independientemente de los aspectos relacionadas con los equipos generadores de dióxido de cloro, es necesario tomar otras medidas para prevenir la formación del ion clorato, tales como: no mezclar el dióxido de cloro con otro oxidante (por ejemplo ozono), y proteger el dióxido de cloro de la luz.

Si bien los otros subproductos de la reacción del dióxido de cloro con los compuestos orgánicos presentes, habitualmente, en el agua potable, no se han caracterizados aún completamente, se conoce que entre ellos se incluyen aldehídos, ácidos carboxílicos, haloácidos, clorofenoles, quinonas y benzoquinona. También, recientemente, se lograron identificar más de 40 SPDs orgánicos en una planta piloto de los Estados Unidos de Norteamérica, donde se emplea dióxido de cloro como desinfectante primario, aunque se desconoce la toxicidad de la mayor parte de estos subproductos (Galal-Gorchev, 1996).

Estudios toxicológicos recientemente realizados tratan, específicamente, muchos de los problemas más importantes relacionados con la regulación de los óxidos de cloro.

El motivo más importante por la cual el uso del dióxido de cloro para el tratamiento del agua potable no se ha generalizado ni en los EE.UU. ni en Europa, es la preocupación que aún persiste sobre los posibles efectos adversos que sobre la salud puede tener el ion clorito.

Los resultados de distintos ensayos realizados con animales, han demostrado que el ion clorito tiene la capacidad de inducir la clase de efectos sobre la sangre que normalmente se asocian con el estrés oxidante, como por ejemplo: la anemia hemolítica oxidante y la metahemoglobinemia. Cabe señalar, sin embargo, que los estudios realizados en 1996, con varias generaciones de roedores, disiparon la preocupación inicial que se tenía sobre la toxicidad del ion clorito sobre el desarrollo neurológico neonatal (White, 1998).

Solo se dispone de limitada información sobre la toxicidad del ion clorato, habiéndose investigado solamente la toxicidad aguda del mismo.

### **3.1.9. Sistemas de Generación del Dióxido de Cloro**

#### **3.1.9.1. Aspectos Generales**

Como ya se indicara, una vez generado, el dióxido de cloro no se puede almacenar, porque es peligroso. El gas puro puede explotar al entrar en contacto con numerosos compuestos reactivos, al aumentar la temperatura, por efecto de la luz, cambios de presión, y por exposición a contaminantes orgánicos. Por lo tanto se lo debe generar in-situ, haciendo reaccionar, por lo general, soluciones de clorito de sodio con un agente oxidante: cloro gaseoso o en solución acuosa (solo); un ácido mineral solo o con cloro; o un ácido en combinación con una solución de una sal de hipoclorito. Un solo tipo de generador utiliza clorito de sodio sólido.

A través de los años, se han incorporado muchos dispositivos de seguridad a los generadores, siendo quizás, el más importante, el agua de dilución. Esto permite obtener soluciones de dióxido de cloro de concentraciones no peligrosas. Algunos sistemas de generación, en cambio, requieren de la adición de ácido directamente sobre la solución de clorito de sodio, sin incorporar agua de dilución, para garantizar que se obtendrán soluciones de dióxido de cloro de concentraciones seguras.

Los nuevos generadores, que actualmente se están utilizando en las plantas potabilizadoras, son de diseño simple, lo que permite garantizar altas eficiencias de producción de dióxido de cloro. Si bien el diseño de los generadores es simple, para operarlos correctamente es imprescindible capacitar adecuadamente a los operadores, ya que de esto depende el éxito del proceso. Todos los generadores empleados en las plantas potabilizadoras se consideran seguros y muchos pueden maximizar el rendimiento del reactivo clorito de sodio en solución, agregando un mínimo exceso de cloro en el generador. Con un exceso de cloro de menos del 5%, se deberían obtener, habitualmente, rendimientos del 95% con los generadores modernos, pero se requiere entrenamiento y experiencia para operar y optimizar el funcionamiento del equipo.

#### **3.1.9.2. Rendimiento de los Generadores**

El objetivo fundamental de la generación de dióxido de cloro, en el lugar de uso, es que el generador pueda alcanzar el máximo rendimiento o eficiencia sin que se produzcan problemas de seguridad. Estos dos términos “rendimiento” y “eficiencia”, sin embargo, sólo caracterizan al proceso, y ninguno de los dos dice nada sobre la calidad del dióxido de cloro producido. Además, ninguno de ellos se utiliza consistentemente o de acuerdo con alguna definición universalmente aceptada entre los operadores de los abastecimientos de agua y fabricantes de los equipos. Esto ha creado confusión no sólo entre los investigadores, sino también en el mercado.

No es fácil generar, en la práctica, soluciones acuosas de dióxido de cloro puro. Dada la importancia económica que tiene poder alcanzar no sólo un máximo rendimiento sino también generar un producto de gran pureza, se han realizado varios estudios para definir las condiciones óptimas de operación de los generadores, especialmente para el caso de producciones en gran escala. Por otra parte, no existe un método único, estandarizado para determinar la pureza o para comparar los desempeños característicos de los diferentes generadores. Los términos rendimiento, conversión y eficiencia se utilizan indistintamente para describir el desempeño del generador y de algunos de los procesos de generación. Por lo tanto, según el método de generación y la definición

utilizada, la pureza del dióxido de cloro obtenido podría no estar, en realidad, relacionada con ninguno de estos términos.

Esta confusión se debe a que se utilizan una gran variedad de métodos para determinar la eficiencia del generador, lo que ha constituido un problema para las industrias, ya desde el mismo momento en que se comenzaron a comercializar los generadores de dióxido de cloro. A pesar del tiempo transcurrido desde entonces, aún no se ha logrado acordar entre los usuarios y fabricantes de equipos, una metodología única, estandarizada para evaluar los distintos generadores. Por otra parte, la generación de dióxido de cloro se ha visto complicada aún más debido, por un lado, a la gran cantidad de materias primas patentadas, sin un nombre químico genérico y, por otro a la variedad de diseños de generadores de varias marcas que existen en el mercado, y, además, por la muy variada terminología utilizada en todo el ámbito industrial. Todos estos problemas contribuyen a que aún no se haya podido avanzar en el conocimiento de la química de la generación y análisis del dióxido de cloro.

### 3.1.9.3. Pureza

Dado que es necesario contar con un estándar simple, uniforme que permita caracterizar al producto dióxido de cloro, se ha definido el término “Pureza”, el cual necesariamente incluye, además del dióxido de cloro mismo, otros óxidos de cloro, a saber:

Dióxido de cloro	$ClO_2$
Cloro residual libre (CRL)	$Cl_2; HOCl; OCl^-$
Ion clorito	$ClO_2^-$
Ion clorato	$ClO_3^-$

Por lo tanto, la Pureza de las soluciones de dióxido de cloro, independiente del proceso de producción, se define como:

$$Pureza\ del\ ClO_{2(ensolución)} = \frac{[ClO_2]}{[ClO_2] + [CRL] + [ClO_2^-] + [ClO_3^-]} \quad (1)$$

En el caso del dióxido de cloro gaseoso, no es necesario considerar los términos ion clorito e ion clorato, ya que estos iones no existen en la fase gaseosa. También se eliminan los términos ácido hipocloroso  $[HOCl]$  e ion hipoclorito  $[OCl^-]$ , y el término cloro residual libre  $[CRL]$  se simplifica a  $[Cl_2]$ . Entonces la pureza del dióxido de cloro gaseoso se define simplemente como:

$$Pureza\ del\ ClO_{2(gas)} = \frac{[ClO_2]}{[ClO_2] + [Cl_2]} \quad (2)$$

Si se toma esta definición de Pureza, como el estándar adecuado para evaluar la eficiencia del generador de dióxido de cloro, las especificaciones para la adquisición de los generadores de dióxido de cloro, debería establecer que el proveedor debe, por

ejemplo, proveer un sistema para producir dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ), en el lugar, que sea capaz de generar consistentemente un producto de una Pureza de por lo menos 99%, definiendo este porcentaje en base a la ecuación (1):

$$\text{Pureza de } \text{ClO}_2 = \frac{[\text{ClO}_2]}{[\text{ClO}_2] + [\text{CRL}] + [\text{ClO}_2^-] + [\text{ClO}_3^-]} \cdot 100\% \quad (3)$$

Donde:

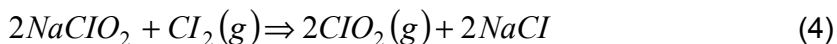
$$[\text{CRL}] = [\text{Cl}_2] + [\text{HOCl}] + [\text{ClO}^-]$$

También se debería especificar que el método o equipo para generar dióxido de cloro debe ser capaz de mantener la pureza del mismo para todo el rango de producción requerido, sin necesidad de tener que calibrar los mismos para cada nivel de producción.

#### 3.1.9.4. Reacciones Químicas que Describen la Generación de Dióxido de Cloro

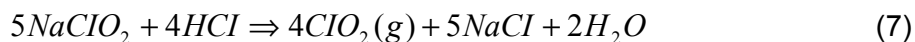
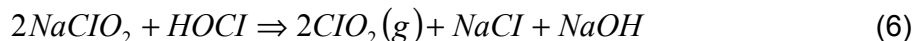
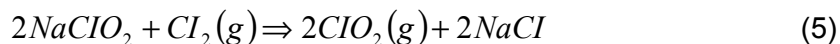
El proceso de generación del dióxido de cloro es muy complejo e involucra varias reacciones químicas, pero se puede representar mediante una serie de reacciones relativamente simples.

Aunque, con frecuencia, se emplean los mismos precursores o materias primas para generar el dióxido de cloro, los generadores, según su diseño, emplean distintos procesos químicos. La reacción que describe la formación del dióxido de cloro es, típicamente, la siguiente:

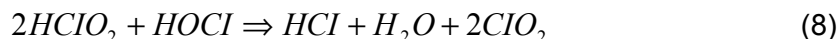


Si bien esta ecuación simplifica notablemente los mecanismos de reacción que se producen en la mayoría de los equipos disponibles, permite describir los principales reactivos que se utilizan y los productos que, normalmente, se espera que se formen durante el proceso de generación del dióxido de cloro. Esta ecuación no incluye los subproductos no deseados, que también se forman, tales como los iones clorito y clorato o el cloro libre, los que, por otra parte, disminuyen la eficiencia del generador. Bajo ciertas condiciones de operación, por ejemplo, el ion clorito se transforma completamente en ion clorato, sin que se llegue a formar dióxido de cloro. Además, los "estabilizadores" de las soluciones de clorito de sodio y las sales buffer utilizadas por los fabricantes de esta materia prima, pueden también pasar directamente a través del generador junto con el clorito de sodio en solución, que no alcanzó a reaccionar. Los productos iónicos metaestables que se forman, suelen contener sales de carbonatos o silicatos de estos estabilizadores, y pueden precipitar antes de que se alcance a diluir las soluciones. Estos precipitados interfieren con la operación de algunos tipos de generadores, especialmente cuando no se mantiene adecuadamente el sistema. Normalmente, con los generadores modernos y siguiendo los programas de optimización recomendados por los fabricantes, se pueden alcanzar eficiencias mayores del 90% (Gates, 1998).

Las principales reacciones que tienen lugar en la mayoría de los generadores son las que resultan de la reacción entre el clorito de sodio y el cloro gaseoso, el ácido hipocloroso ( $\text{HOCl}$ ), o el ácido clorhídrico ( $\text{HCl}$ ). Estas reacciones son las siguientes:



Se cree que, en las soluciones acuosas de cloro con pH bajo, es el ácido cloroso ( $\text{HClO}_2$ ) y no el ion clorito, el que se oxida directamente a dióxido de cloro, de acuerdo a la siguiente reacción:



En muchos de los generadores de diseño convencional, antes de que el cloro se introduzca en la cámara de reacción, en una primera etapa, se forma directamente el HOCl al inyectar el cloro gaseoso en el agua:



y



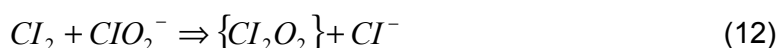
Estas reacciones de hidrólisis son importantes cuando se quiere comparar, en soluciones acuosas, la química del dióxido de cloro con la del cloro, ya que el dióxido de cloro se hidroliza aproximadamente  $10^7$  veces más lentamente que el cloro.

En algunos generadores de dióxido de cloro, la solución de ácido clorhídrico diluida se agrega a la solución de cloro antes de que ésta reaccione con el clorito de sodio. De este modo se ajusta el pH de la solución de cloro y se desplaza el equilibrio del cloro, favoreciendo la formación de cloro molecular por sobre la de ácido hipocloroso. Con esta modificación se evita tener que agregar un gran exceso de cloro gaseoso al sistema.

Las reacciones (9) y (10) son relativamente lentas en comparación con la (5), es decir, con aquella por la cual el ion clorito se oxida directamente con cloro gaseoso molecular. Cuando el cloro gaseoso  $\text{Cl}_2$  y el ion clorito  $\text{ClO}_2^-$  reaccionan solamente el uno con el otro, la formación de dióxido de cloro se podría explicar por medio de una reacción más directa.

El cloro gas reacciona con el ion clorito muchísimo más rápido que con el agua, si existe algo de agua presente, de modo que la capacidad electrofílica (es decir, la capacidad de atraer electrones) del átomo de cloro en el  $\text{Cl}_2$  gaseoso remueve directamente los electrones del ion clorito para producir dióxido de cloro.

Las reacciones (5) y (6) resultan en la rápida formación de un compuesto intermedio inestable, no simétrico,  $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$  o  $\{\text{Cl}-\text{ClO}_2\}$ , de acuerdo a la siguiente reacción:



Este compuesto intermedio solamente se forma si los reactivos están en concentraciones suficientes e inmediatamente disponibles en la mezcla que se encuentra dentro del reactor. Cuando la concentración del compuesto intermedio es elevada y se haya localizada o concentrada en un lugar determinado, puede favorecer una reacción de auto-condensación de sí mismo, según la siguiente ecuación:



o, si existe ion clorito presente, este compuesto se puede descomponer para dar dióxido de cloro de acuerdo a la ecuación:



Lo más importante a tener en cuenta es que, bajo ciertas condiciones, todo el cloro agregado reacciona rápidamente con el ion clorito, de acuerdo a la reacción (5), por lo que no queda cloro libre para reaccionar con el agua y formar ácido hipocloroso (reacción (9)), el cual podría luego reaccionar con más clorito, de acuerdo a las reacciones (6) o (8). Como ya se dijo, concentraciones relativamente altas de clorito favorecen la reacción (12), es decir la formación del compuesto intermedio y, consecuentemente, la descomposición de éste según las reacciones (13) y (14) para dar dióxido de cloro. La reacción dominante es, entonces, la (5), es decir la que se desarrolla más rápidamente y el mecanismo de formación del dióxido de cloro sigue, principalmente, la secuencia de reacciones que se acaban de indicar, ya que, al no llegar a formarse ácido hipocloroso o clorhídrico, las reacciones de generación de dióxido no pueden proceder según un mecanismo alternativo.

Sin embargo, si las concentraciones iniciales de los reactivos son relativamente bajas, o hay exceso de ácido hipocloroso, se forman cantidades significativas de ion clorato por conversión ineficiente del clorito de sodio. El ion clorato, que es el subproducto menos deseable, se forma mediante una reacción que compite con la de descomposición del compuesto intermedio  $\{Cl_2O_2\}$  según:



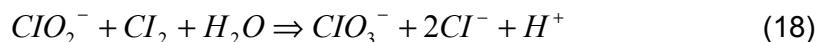
y



O sea que a concentraciones bajas de ion clorito, predominan las reacciones (15) y (16) y se forma ion clorato en lugar de dióxido de cloro. Relaciones de cloro a clorito:  $Cl_2:ClO_2^-$  excesivamente altas también favorecen la formación de ion clorato en el generador. En soluciones acuosas de bajo pH, la generación de ion clorito se ve favorecida por concentraciones elevadas de cloro libre o por concentraciones bajas de clorito. Si existe en solución un exceso de ácido hipocloroso, aún cuando se forme rápidamente el compuesto intermedio, el ácido oxida el ion clorito a ion clorato en lugar de a dióxido de cloro. Por lo tanto, las reacciones que describen, en general, la formación de ion clorato son las siguientes:



y



Por lo tanto, la forma más efectiva de evitar la formación de ion clorato, tanto en el generador como posteriormente en el agua tratada, es modificando o eliminando las condiciones que favorecen su formación según las reacciones (15), (16), (17) y (18).

El ion clorato se puede formar, además, por descomposición de una solución de dióxido de cloro diluida a pH elevado ( $\text{pH} > 11$ ), como también puede hacerlo, en los generadores, cuando la mezcla reactiva (dentro del reactor) se mantiene a pH muy alto ( $\text{pH} > 11$ ) o muy bajo ( $\text{pH} > 3$ ). Estas condiciones extremas hacen que el compuesto intermedio  $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$  se transforme en ion clorato en lugar de en dióxido de cloro.

Si se utilizan concentraciones de las materias primas o precursores más bajas que las óptimas, también se aumentan los niveles de clorato en el generador ya que, en condiciones ácidas se forma ácido hipocloroso, lo que favorece la reacción (16). En cambio, dentro del generador, prevalece el ion clorato formado a partir de la reacción (15), cuando se emplean soluciones diluidas de los precursores o cuando se agregan grandes cantidades de agua de dilución a la mezcla reactiva.

Estas limitaciones al proceso de formación de dióxido de cloro, explican, en parte, porqué, para poder generar dióxido de cloro de alta pureza se emplean soluciones de clorito de sodio al 25% y cloro gaseoso o solución casi saturada de cloro.

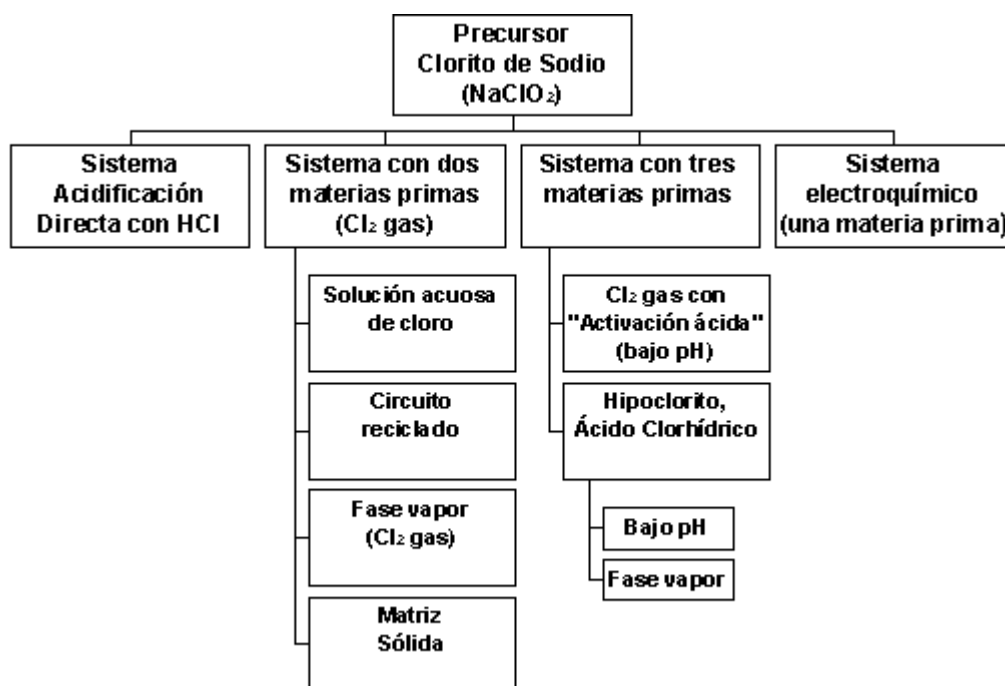
### 3.1.9.5. Métodos de Generación

El dióxido de cloro se puede generar a partir de clorito de sodio sólido o en solución utilizando numerosos mecanismos de reacción y diseños de generadores patentados.

Aunque no existe un sistema para clasificar los diferentes métodos de generación, tradicionalmente se los ha caracterizado en base a: 1) el modo como se operan: en forma continua o intermitente (batch); 2) la cantidad de compuestos químicos utilizados como materia prima o precursores; 3) al tipo de fuerza motriz utilizada para producir la mezcla de los compuestos químicos: vacío o bombeo. Sin embargo, no siempre se pueden diferenciar claramente los distintos tipos de sistemas, ya que en ninguno de ellos se produce una única reacción, a excepción quizás de la que tiene lugar, sobre una matriz inerte, entre el cloro gaseoso y el clorito de sodio sólido en el sistema recientemente desarrollado por Roseblatt y colegas (Gates, 1998).

La **Figura 55** resume los distintos tipos de sistemas de generación que se utilizan actualmente para producir dióxido de cloro.

Soluciones de determinada concentración de las materias primas se miden, se alimentan al generador y se mezclan en cámaras de reacción según los distintos tipos de sistemas resumidos en la **Figura 55**. Normalmente, los reactores se diseñan con todas las medidas de seguridad necesarias para poder almacenar y posteriormente diluir las materias primas precursoras en las condiciones óptimas para alcanzar la máxima conversión con cada tipo de diseño. Prácticamente todas las cámaras de reacción o reactores, se han diseñados especialmente y sus respectivos sistemas de generación están patentados y sus patentes pertenecen a sus respectivos fabricantes.



**Figura 55.** Tipos de generadores de dióxido de cloro a partir de clorito

En general, como ya se indicó, el dióxido de cloro para la potabilización del agua se genera a partir de una solución acuosa de clorito de sodio. En los primeros generadores, el dióxido de cloro se producía haciendo reaccionar una solución de clorito de sodio con ácido (proceso ácido: solución de clorito), o una solución de clorito de sodio con una solución concentrada de cloro a pH bajo según un proceso más eficiente, a veces con el agregado de ácido (proceso solución de cloro: solución de clorito). Una variante de este proceso consiste en hacer reaccionar cloro gas con solución de clorito de sodio la cual se vaporiza a pH aproximadamente neutro (proceso cloro gas: solución de clorito).

La tecnología de producción más avanzada es, como ya se mencionara, el proceso desarrollado en 1995 por Rosenblatt y colegas. En este sistema se hace reaccionar cloro gas con un clorito de sodio sólido, especialmente procesado, obteniéndose un dióxido de cloro gaseoso, de alta pureza, y libre de cloro (proceso cloro gas: clorito sólido).

La eficiencia del proceso de producción de dióxido de cloro puede verse afectada por distintos factores, algunos de los cuales consisten solamente en simples diferencias, tales como el estado físico de la materia prima precursora o el orden en que se agregan y mezclan las mismas, etc.

Casi todos los diseños de los reactores tiene en cuenta el grado de disolución del cloro gaseoso. En algunos generadores, los precursores se diluyen primero y luego se mezclan en el reactor, mientras que en otros el dióxido de cloro generado se diluye no bien sale de la cámara de reacción, y en algunos otros el cloro gaseoso (diluido con aire comprimido seco) se hace reaccionar con clorito de sodio sólido (dispersado a través de una matriz inerte). Sin embargo, en todos los casos, ya sea que se obtenga dióxido de cloro gaseoso o en solución acuosa, es por medio de la adecuada dilución del mismo que se puede lograr un producto de una concentración acorde con las exigencias de seguridad.

Algunos generadores cuentan con la ventaja adicional de ser capaces de mantener un vacío sobre el dióxido de cloro mientras este permanece en el reactor o en el tanque batch una vez generado. Esta mejora que se ha incorporado en los sistemas de generación elimina la posibilidad de que la presión de vapor del dióxido de cloro aumente dentro de los mismos y pueda explotar el tanque.

Una vez obtenida la solución de dióxido de cloro, se la puede bombear e incorporar directamente en el agua a tratar, en forma continua, o se la puede almacenar en un tanque batch para luego enviarla desde éste al o a los punto/s de aplicación en el proceso de tratamiento del agua, ya sea utilizando una bomba a presión o un eyector hidráulico. En este caso, las soluciones de dióxido de cloro se pueden generar en función de la demanda, pudiéndose las utilizar de inmediato o dentro de un tiempo razonable. En ambos sistemas de producción- de flujo continuo o intermitente (batch)- el régimen de dosificación o de aplicación en base al caudal de agua a tratar o a una dosis prefijada, se controla mediante sistemas automáticos de medición, tales como magnetómetro o válvula electrónica. Cada fabricante o proveedor de los generadores, recomienda o especifica la forma en que se debe operar el sistema para preparar, medir y controlar las soluciones que se alimentan los reactores donde se va a generar el dióxido de cloro.

Los diseños actuales de los equipos generadores son más seguros, pero, como ya se mencionara, aún no se ha desarrollado entre los fabricantes de los distintos equipos o entre los responsables que regulan y/o controlan a los usuarios de los mismos, un criterio común o estándar para evaluar el rendimiento o eficiencia de los distintos equipos disponibles.

Los avances logrados en el conocimiento de la química de la formación del dióxido de cloro, han permitido introducir una serie de mejoras en los diseños de los generadores. Si bien se conoce que la eficiencia de conversión aumenta aumentando la concentración de las materias primas, también es cierto que esta concentración está limitada, físicamente, por la inestabilidad de las soluciones que se generan. También se ha mejorado la confiabilidad de los generadores, mediante la incorporación y uso de materiales y diseños más avanzados, tales como los eyectores tipo Venturi de una sola pieza, moldeados y contruidos en materiales químicamente resistentes que son muy eficientes.

Por otra parte, la operación de muchos de estos generadores se ha vuelto más segura debido a la optimización de los sistemas de calibración de las bombas de precisión empleadas, que además son más robustas; al uso de caudalímetros mucho más precisos, etc. Los caudalímetros convencionales tenían una precisión relativamente baja en comparación con la del instrumental analítico que habitualmente se utiliza en los laboratorios ( $\pm 5\%$  y  $\pm < 1\%$ , respectivamente). Además la calibración de las bombas debe ser precisa, a fin de obtener la alta eficiencia de conversión que muchos diseños de generadores permiten alcanzar.

Con los sistemas de generación convencionales (cloro en solución acuosa) sólo se puede producir un máximo de 500 Kg/día, aún con dos o más generadores funcionando en serie. En los sistemas de fase-vapor, el límite inferior de producción es de unos pocos kilogramos por día, mientras que el límite superior excede las 10 toneladas diarias. Algunos generadores del tipo cloro en fase-vapor que emplean soluciones acuosas de clorito de sodio al 25% logran conversiones muy próximas a las obtenidas con las relaciones Cloro gas: clorito de sodio estequiométricas ideales. Del análisis de las soluciones producidas por estos generadores, surge que los porcentajes de recuperación del 100% que se obtienen solamente se pueden alcanzar controlando con precisión el

flujo de masa de los compuestos químicos precursores a fin de poder mantener la relación de cloro gas: clorito de sodio en un valor de 1:2.

A continuación se describen algunos de los sistemas de generación actualmente disponibles en el mercado.

### ***Método ácido:solución de clorito***

El dióxido de cloro se puede producir, como ya se indicó, por acidificación de clorito de sodio en solución, de acuerdo a la reacción (7). La composición final del producto obtenido en este proceso, depende de varios factores, tales como: la concentración y pureza del clorito de sodio utilizado, la concentración del ácido, el pH de la reacción, y la presencia de ion cloruro.

Si bien el clorito de sodio se puede activar con ácido sulfúrico o con ácido clorhídrico, se ha demostrado que con el ácido clorhídrico se obtienen mejores resultados que con el ácido sulfúrico, pudiendo obtenerse rendimientos de más del 77%. Esto y el hecho de que en el proceso con ácido clorhídrico se genera mayor cantidad de cloruro, el cual actúa como catalizador de la reacción, típicamente, en los sistemas de ácido:clorito de sodio, se prefiere utilizar ácido clorhídrico en lugar de sulfúrico. Por lo tanto, cuando el proceso es catalizado por la presencia de ion cloruro, el rendimiento máximo que se puede obtener es de cerca del 80% del que, teóricamente, se alcanza con los sistemas solución de cloro:solución de clorito de sodio.

La máxima capacidad de producción de estos sistemas de acidificación directa del clorito de sodio, es de 45 Kg/día, aunque, en general, los equipos disponibles en el mercado, se suelen operar en el rango de los 10-15 Kg/día. Si bien estas eficiencias son bajas, los equipos son de diseño simple, fáciles de operar y mantener por el personal de las plantas de tratamiento (Gates, 1998).

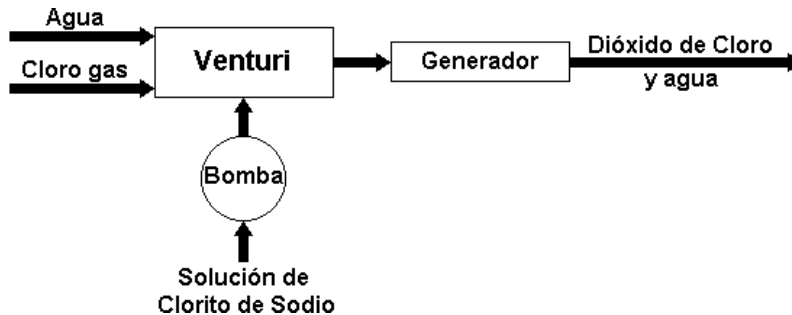
### ***Método solución de cloro:solución de clorito***

El ion clorito (formado por disolución del clorito de sodio en agua) reacciona con el cloro o el ácido hipocloroso para formar dióxido de cloro de acuerdo con la reacción (6). Teóricamente se requieren dos moles de ion clorito y una mol de cloro (como ácido hipocloroso) para formar dos moles de dióxido de cloro. Si el cloro y el ion clorito reaccionan estequiométricamente, el pH de la solución resultante es casi neutro (pH = 7). Para poder lograr que todo el clorito, que es el reactivo más caro, presente en la solución, pase a dióxido de cloro, se utiliza un exceso de cloro. De este modo el pH de la solución desciende y la reacción (6) se desplaza hacia el lado de los productos.

A escala en laboratorio se han podido alcanzar rendimientos de hasta el 93% y, utilizando un 4% más de cloro que lo estequiométricamente necesario, de 98%, pero el tiempo de generación de dióxido de cloro a escala laboratorio era mucho mayor que el que se utilizaba en la producción industrial de este producto. Sin embargo, este método de generación tiene la ventaja de que permite alcanzar rendimientos significativamente mejores que los que se pueden obtener con el método de acidificación directa de la solución de clorito de sodio. Cuando el pH de la solución es de 3,5 a 4,0, se han logrado los máximos rendimientos, pero se ha observado también que si el pH se mantiene por debajo de 3,5, los rendimientos son aún mejores (White, 1998).

El método solución de cloro:solución de clorito se utiliza con dos tipos de sistemas: 1) convencional, y 2) con recirculación de solución de cloro. En el primero de éstos, el

cloro gaseoso se inyecta en agua antes de mezclarlo con la solución de clorito de sodio. El clorito de sodio se puede bombear o inyectar en el flujo del proceso tal como se muestra en el diagrama de la **Figura 56**.



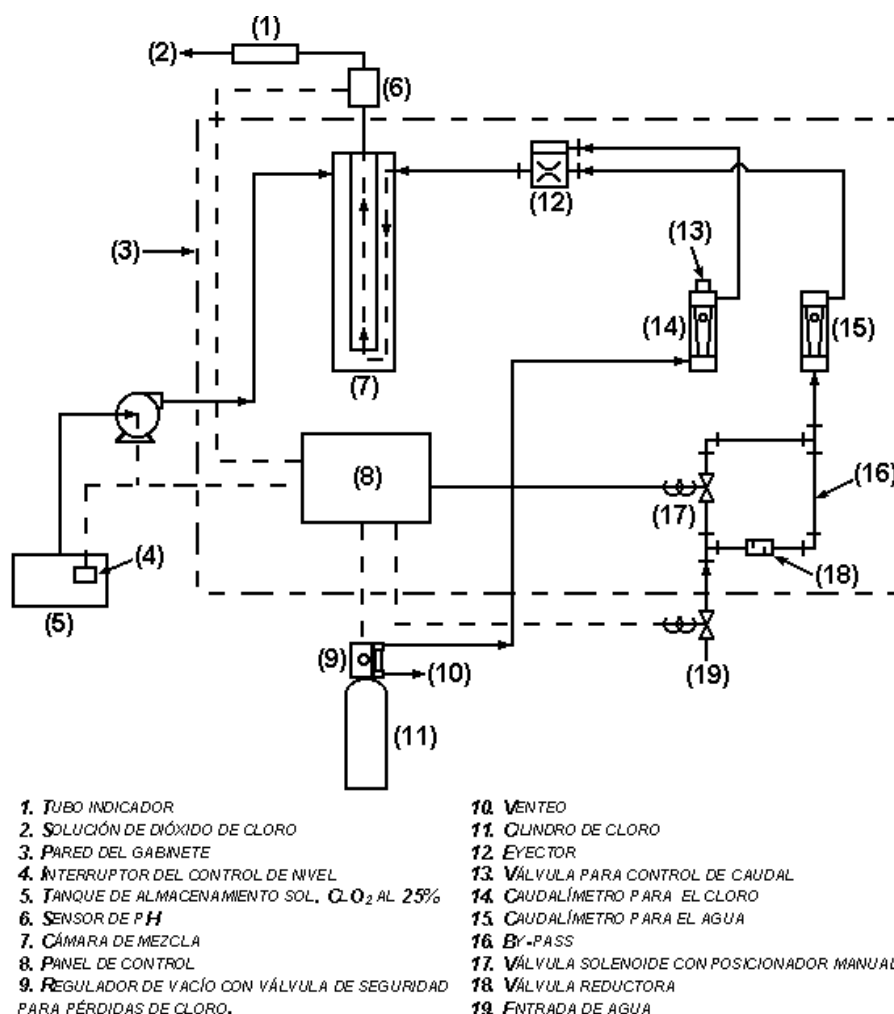
**Figura 56.** Diagrama de flujo de un sistema convencional solución de cloro:solución de clorito de sodio (Fuente: Gates, 1998)

En general, como ya se mencionara más arriba, se requiere un exceso de cloro ya que la solución de clorito de sodio es sumamente alcalina y se debe neutralizar el pH de la mezcla de reacción para evitar que se forme hidróxido de sodio. Los distintos modelos de generadores de este tipo que existen en el mercado se diferencian en:

- El orden en que se agregan las materias primas.
- El uso de un precursor (materia prima) que hace las veces de “acondicionador” específico, por ejemplo, ácido clorhídrico diluido. La cantidad de ácido clorhídrico que se utiliza es muy pequeña comparada con la cantidad de las otras materias primas que se agregan al generador.
- La forma de operación del sistema: continua o intermitente (batch).

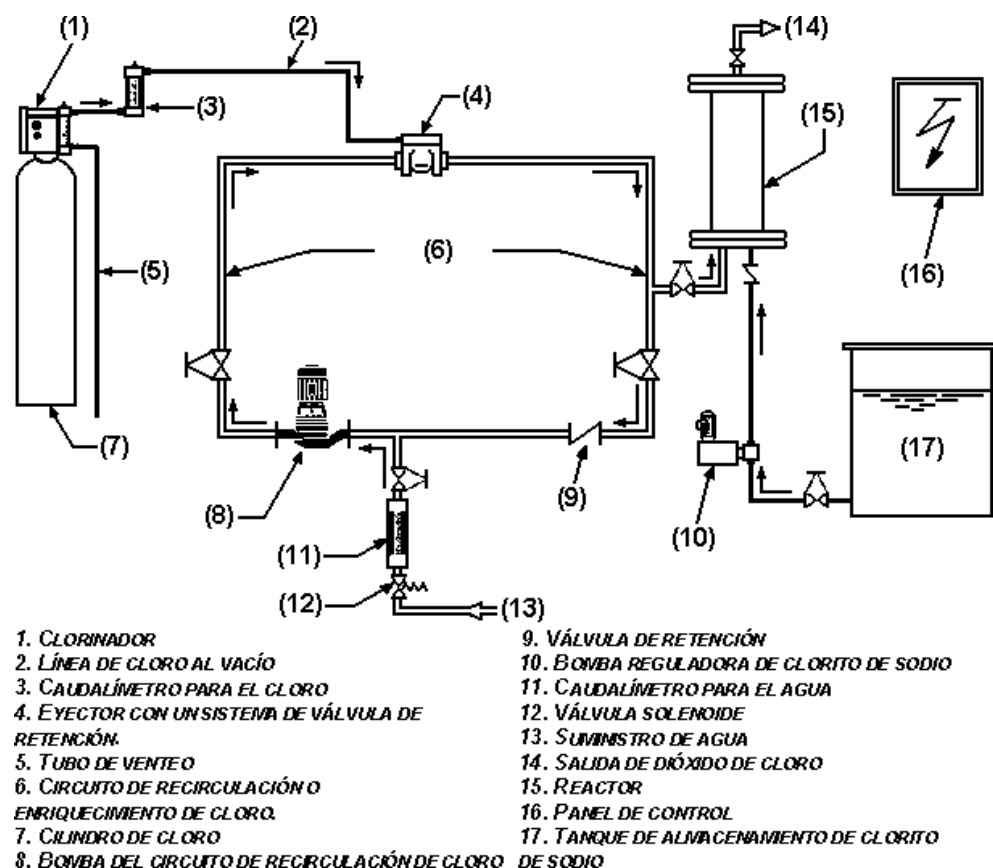
Los sistemas convencionales adecuadamente optimizados tienen un rendimiento de aproximadamente 90% con un exceso de cloro remanente en la solución de cerca del 7%. Este exceso de cloro es el cloro que no alcanza a reaccionar y es el que se puede determinar en la solución de dióxido de cloro producida apenas sale del generador. Si bien no se han determinado las concentraciones de clorato, en todos los generadores de este tipo, pueden, normalmente, representar hasta un 30% del dióxido de cloro generado, siempre que la relación cloro:clorito utilizada sea 1:1, como se especifica para los sistemas más antiguos. En general, los generadores más modernos se operan con una relación de cloro:clorito cercana a 2:1.

En algunos sistemas convencionales es necesario mantener el pH de la solución de dióxido de cloro entre 2 y 3 ya que si no se lo controla adecuadamente, los rendimientos pueden disminuir. Sin embargo, no existe un pH óptimo igual para todos los equipos, por lo que, cada sistema debe ser diseñado o calibrado para operar con distintas concentraciones de precursores o “acondicionadores”. La **Figura 57** muestra el esquema de un generador de este tipo.



**Figura 57.** Esquema de un sistema generador convencional de solución de cloro: solución de clorito con sistema cerrado de control de pH (Fuente: Gates, 1998)

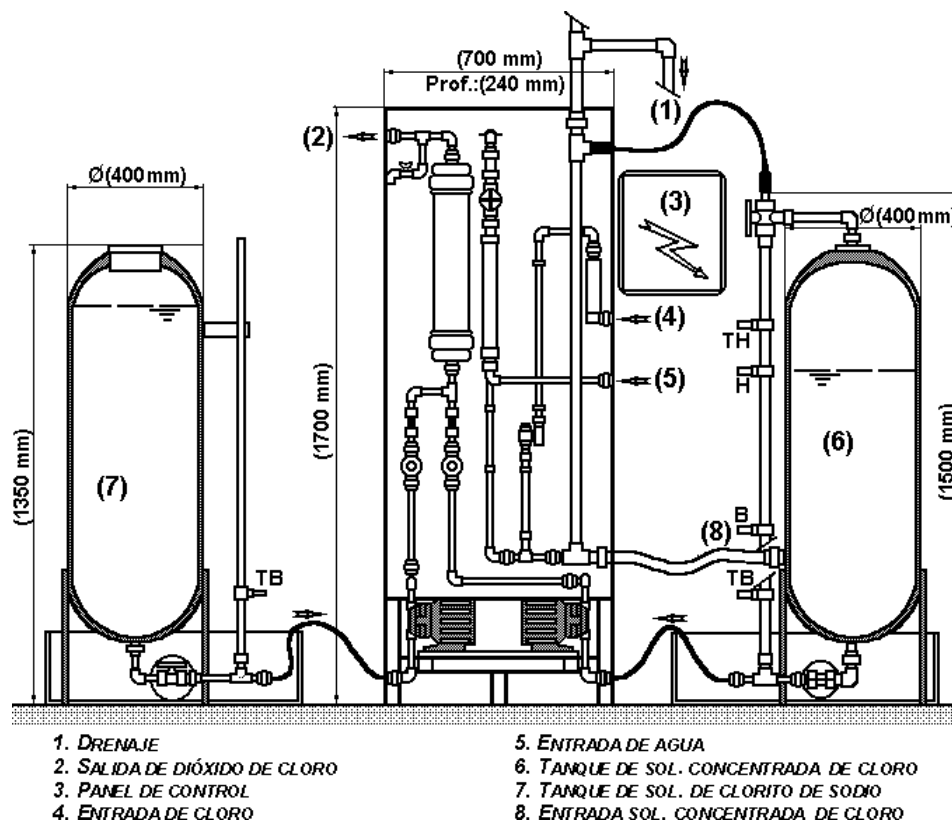
Los sistemas con recirculación de cloro permiten obtener soluciones de cloro más concentradas que las que se obtienen en los sistemas convencionales de un solo paso que se acaban de describir. Esta mayor concentración de cloro permite disminuir el exceso de cloro que se debe agregar a la mezcla. Esto se debe, en parte, al bajo pH de la solución de cloro y, en parte, al cloro gaseoso que se puede liberar de la solución en la mezcla dentro del reactor. Cuando se incorpora un circuito cerrado de recirculación de solución de cloro que permite aumentar la concentración de cloro a más de 4 g/l, se puede alcanzar una conversión del clorito de sodio de más del 90%, con concentraciones relativamente bajas de cloro remanente en la mezcla. La **Figura 58** muestra el esquema de un sistema con recirculación de solución de cloro.



**Figura 58.** Esquema de un generador con recirculación de solución de cloro  
(Fuente: Gates, 1998)

Como los eyectores de cloro que generalmente se utilizan en estos sistemas, operan a caudal constante, su velocidad de producción determina el rendimiento o generación de dióxido de cloro de estos generadores. A menor velocidad de producción menor rendimiento ya que al haber una mayor cantidad de agua se favorece la reacción (6), con la que se obtiene menor rendimiento, por sobre la (5). Por lo tanto, en este tipo de generadores se opera, generalmente, con ciclos de alimentación intermitentes a fin de poder mantener un rendimiento alto en aquellos casos en que la demanda de dióxido de cloro es menor que la capacidad máxima de producción. Así, las soluciones de dióxido de cloro generadas se bombean inmediatamente a un tanque de almacenamiento ventilado, desde donde, posteriormente son enviadas (mediante bombas) al o los punto/s de aplicación a medida que se lo necesita. Recientemente estos equipos se modificaron incorporándoles un tanque de almacenamiento para la solución casi saturada de cloro, para mantener la misma disponible para cuando se pone en marcha el ciclo de alimentación, según la demanda de dióxido de cloro. La **Figura 59** muestra el esquema de un generador de este tipo.

Como los sistemas de solución de cloro: solución de clorito son relativamente lentos, en general, la capacidad de producción no supera los 115 Kg/día aproximadamente.



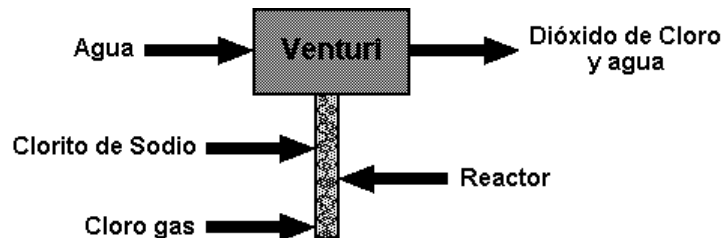
**Figura 59.** Esquema del circuito cerrado al que se le ha incorporado un tanque de almacenamiento de agua de cloro

### **Método cloro gas:solución de clorito**

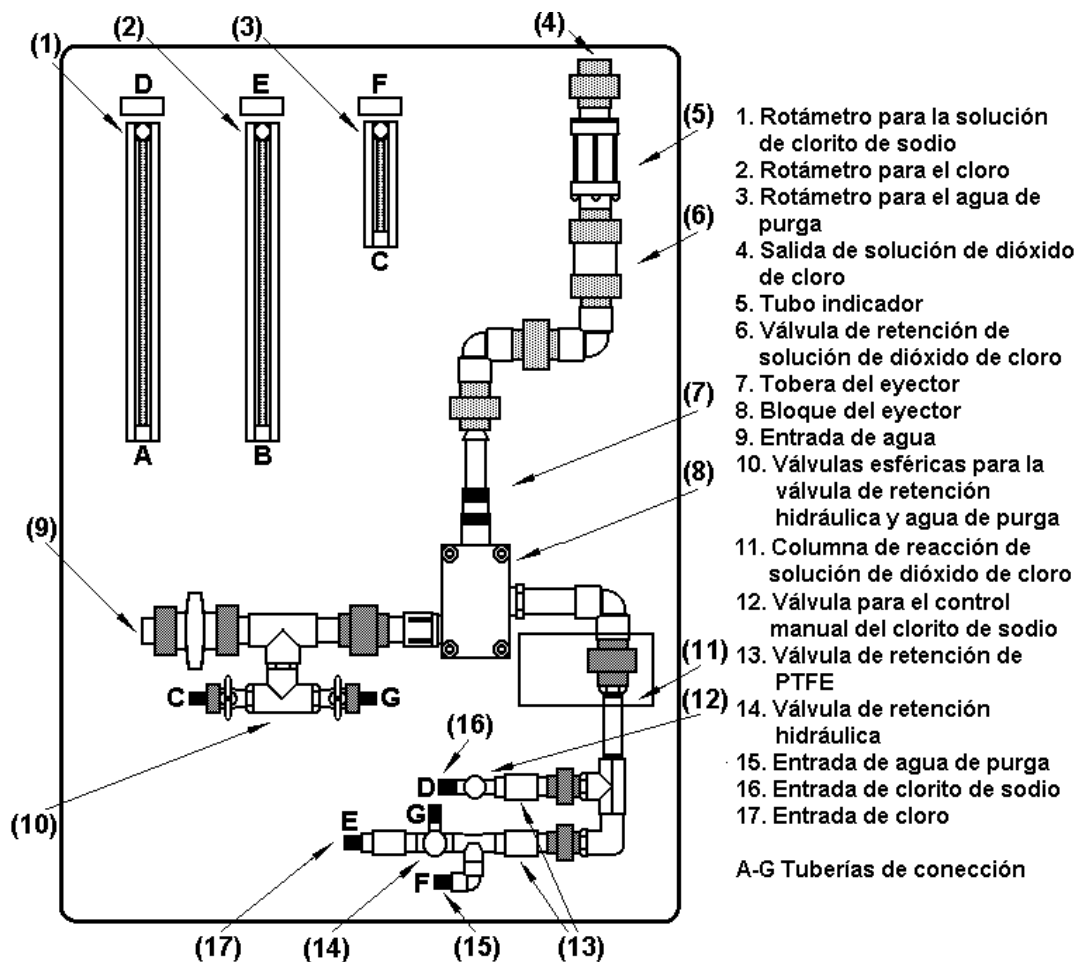
Durante algún tiempo, este fue el método de generación de dióxido de cloro utilizado en la industria. En este método estándar se hacía reaccionar, en vacío, una solución concentrada de clorito de sodio con cloro molecular a pH casi neutro. En estos generadores, el cloro gaseoso y la solución de clorito de sodio se introducen directamente en una cámara o reactor ubicada inmediatamente antes del inyector, tal como se observa en la **Figura 60**. La cámara de reacción o reactor contiene un material difusor que aumenta significativamente la relación área superficial a volumen, por el cual se hace pasar la solución concentrada de clorito de sodio que se va dispersando continuamente a través del mismo, hacia pequeñas “microzonas de reacción”. Como en estas microzonas el cloro gaseoso entra inmediatamente en contacto con el ion clorito, se generan grandes cantidades de dióxido de cloro. Estos generadores se diseñan de forma tal que la fase vapor de dióxido de cloro pueda salir de la columna/cámara de reacción a través de un eyector de gas. La **Figura 61** muestra el esquema de un generador de este tipo.

Si estos generadores se calibran diariamente, se los mantiene adecuadamente y se controla cuidadosamente la cantidad de solución de clorito de sodio que se hace ingresar a los mismos, se pueden obtener grandes cantidades de dióxido de cloro en solución, de una pureza del 95% aproximadamente (White, 1998).

Como el tiempo de reacción en la columna o cámara de reacción es de solo unos milisegundos, el proceso de cloro gas:solución de clorito, permite generar, diariamente, como ya se dijo, grandes cantidades de dióxido de cloro.



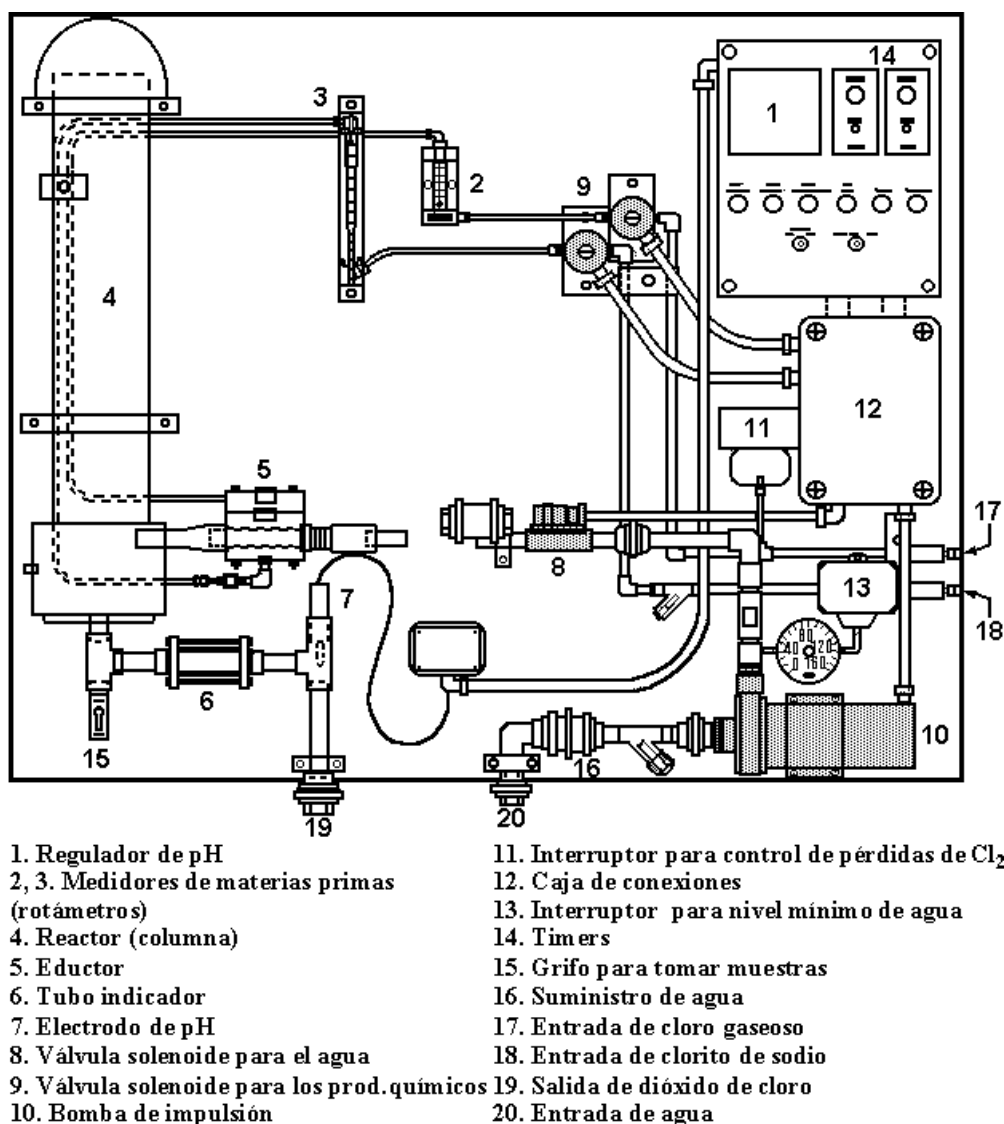
**Figura 60.** Diagrama de flujo general para sistemas cloro gaseoso molecular: solución de clorito (fase vapor)(Fuente: Gates, 1998)



**Figura 61.** Esquema de un generador cloro gas:solución de clorito (Fuente: Gates, 1998)

### Combinación de diseños

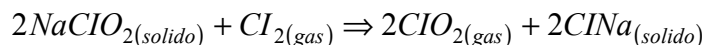
En el diseño de algunos generadores se combinan distintas características de los sistemas descriptos anteriormente. Así, por ejemplo, en un sistema de cloro gas:solución de clorito (inducción por vacío) se ha incorporado un tanque de maduración y un sensor de pH, tal como se muestra en la **Figura 62**. En este sistema se puede controlar el pH y posee alarmas de caudal que permiten mantener el pH de la solución de dióxido de cloro que sale del mismo, entre 3,8 y 4,0, mientras que en los sistemas convencionales el pH se debe mantener por debajo de 2,8 para poder alcanzar la máxima conversión, o en los generadores a base de cloro gas:solución de clorito donde la solución de dióxido de cloro que se produce es de pH casi neutro, se debe mantener el pH entre 6,5-7,0 (Gates, 1998).



**Figura 62.** Esquema de un generador de cloro gas:solución de clorito de sodio (inducción a vapor) con tanque de maduración y sensor de pH (Fuente: Gates, 1998)

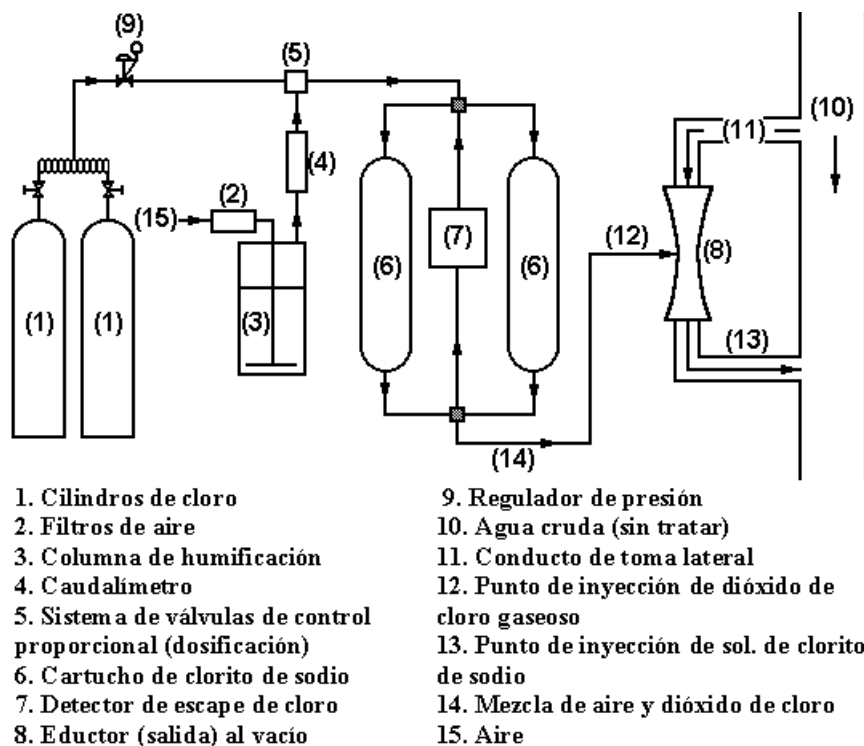
### Método cloro gas:clorito sólido

En este método el cloro gaseoso diluido –aproximadamente 5% en aire- y humificado, se introduce, mediante un pequeño vacío, en una matriz sólida de clorito de sodio especialmente procesada que se encuentra dentro de un reactor sellado tipo cartucho. Esta matriz sólida de clorito de sodio, cuya formulación está patentada, no detona ni entra en combustión o deflagra, como lo hace el clorito de sodio común. La reacción entre los precursores procede muy rápidamente, generando un dióxido de cloro de alta pureza, libre de iones clorito y clorato ya que estos iones no existen en fase gaseosa:



Tanto el clorito de sodio que no alcanza a convertirse dentro del reactor como las impurezas que pudiera contener este precursor quedan retenidas en el cartucho sellado.

Si se utilizan dos o más cartuchos en serie, se logra que el clorito de sodio del primer cartucho se agote completamente y se impide que éste o el cloro gaseoso, puedan ser arrastrados por la corriente de dióxido de cloro gaseoso que se genera. La **Figura 63** muestra un generador de este tipo.



**Figura 63.** Esquema de un generador cloro gas:clorito de sodio sólido

La velocidad de producción de dióxido de cloro depende exclusivamente de la velocidad de alimentación de cloro gaseoso al cartucho. Por lo tanto, este tipo de generador puede operar sobre un amplio rango de producción, casi desde menos del 1% del nivel de

producción de diseño, sin que sea necesario volver a calibrar o ajustar algún otro dispositivo que no sea el que se utiliza para controlar la alimentación de cloro. Este método está, por lo tanto, sólo limitado por la alimentación de cloro disponible, por lo que se pueden producir diariamente, muchos miles de kilos de dióxido de cloro de alta pureza.

El dióxido de cloro gaseoso diluido que se genera (<10% en aire) se puede utilizar directamente o se lo puede disolver, previamente, en agua fría para obtener soluciones stock de las concentraciones necesarias.

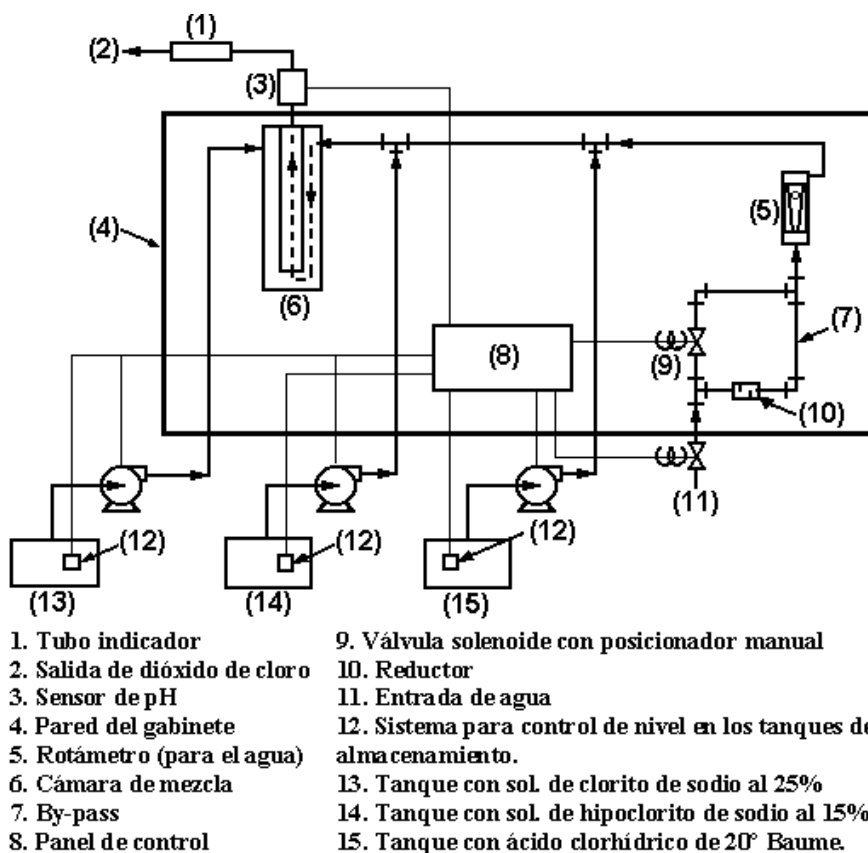
Es importante resaltar que este proceso de cloro gas:clorito sólido es muy diferente de otros métodos, investigados durante las décadas del '40 y '50, y que, a primera vista, pueden parecer similares. Los primeros intentos para utilizar clorito de sodio sólido en reacciones con cloro gas, en particular, no convertían eficientemente el clorito de sodio en dióxido de cloro y eran peligrosos. Estos primeros sistemas tendían a prenderse fuego y, a veces, explotaban, por lo que, se dejaron de utilizar. Estos problemas se resolvieron mediante el procesamiento especial al que se somete el clorito de sodio sólido utilizado en los sistemas que se acaban de describir. Esta modificación de la química del clorito de sodio sólido ha permitido generar, en forma segura y confiable, grandes cantidades de dióxido de cloro gaseoso, libre de cloro.

### ***Método que utilizan tres compuestos químicos como materia prima***

Se han diseñado, también, otros sistemas de generación que utilizan tres compuestos como materia prima: clorito de sodio, hipoclorito de sodio y ácido clorhídrico. Esto mejora la generación sin tener que utilizar cloro gaseoso y ácido clorhídrico concentrado como en los sistemas de acidificación directa. La eficiencia de estos sistemas depende de su diseño, el cual determina cuales son los mecanismos de reacción que se desarrolla. Si estos mecanismos son los menos favorables, la eficiencia de generación será menor.

Tal como se indicara para los sistemas convencionales de solución de cloro:solución de clorito de sodio, en algunos de estos sistemas, se debe ajustar cuidadosamente la alimentación de ácido a fin de mantener el pH de la solución de dióxido de cloro generada entre 2 y 3. Caso contrario, los rendimientos pueden disminuir. Como ya se indicó, no existe un pH óptimo único para todos los sistemas. Por lo que cada uno de ellos se debe diseñar o calibrar de forma tal que puedan funcionar con concentraciones de precursores (materias primas) variables. Estos generadores difieren de los anteriormente descritos en que los precursores del cloro –hipoclorito de sodio y ácido clorhídrico- se hacen reaccionar tanto en condiciones de pH bajo como mediante un orden de agregado especial para permitir que, instantáneamente, se vuelva a formar cloro molecular. Con estos diseños se evita tener que almacenar cloro. La **Figura 64** muestra el esquema de un generador de este tipo.

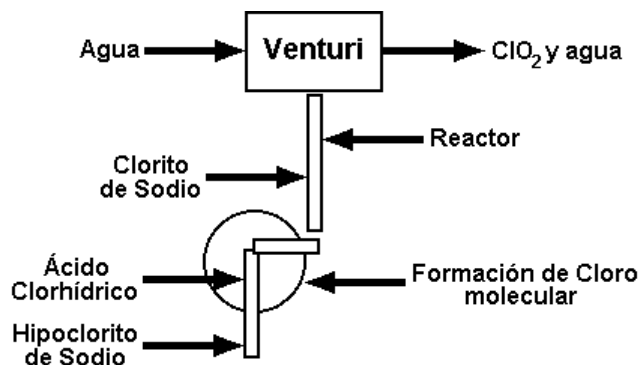
Aquellos generadores de este tipo que utilizan un sistema a bajo pH, se diferencian de los otros que emplean ácido clorhídrico de concentración significativamente diferente. Además, cada fabricante tiene su propio diseño para el orden en que se incorporan las materias primas y la forma en que el dióxido de cloro se envía hasta el o los punto/s de aplicación, continua o batch.



**Figura 64.** Esquema de un generador basado en hipoclorito de sodio:ácido clorhídrico:solución de clorito de sodio (Fuente: Gates, 1998)

En estos sistemas la mezcla de reacción tiene un pH inferior a 3 o 3,5, para favorecer la reacción entre el ácido hipocloroso ( $\text{HOCl}$ ) y el ácido clorhídrico ( $\text{HCl}$ ) que es la que gobierna la conversión del clorito de sodio.

Como en el caso de los sistemas de cloro gaseoso:solución de clorito (de dos materias primas), la eficiencia del proceso a base de tres materias primas, también, depende de la secuencia de mezcla de los precursores ya que, según esta, se puede favorecer la pre-formación inmediata de cloro gaseoso antes de que reaccione con el clorito de sodio. De este modo, la eficiencia de estos sistemas se puede optimizar utilizando un diseño que favorezca la formación de cloro molecular a partir de sus precursores como en un proceso no convencional de tres materias primas. Mediante este diseño se puede, también, minimizar la cantidad de exceso de cloro que se necesita agregar, haciendo que el cloro molecular se genere en un lugar muy próximo a la solución concentrada de clorito de sodio. La **Figura 65** muestra el esquema de un generador de este tipo.



**Figura 65.** Diagrama de flujo de un generador basado en cloro gaseoso con tres compuestos como materia prima

### Otros métodos

Además de los procesos de generación de dióxido de cloro que se han descrito, existen otros métodos que si bien no son de uso frecuente, es interesante describirlos:

#### a) *Electrólisis de soluciones de clorito*

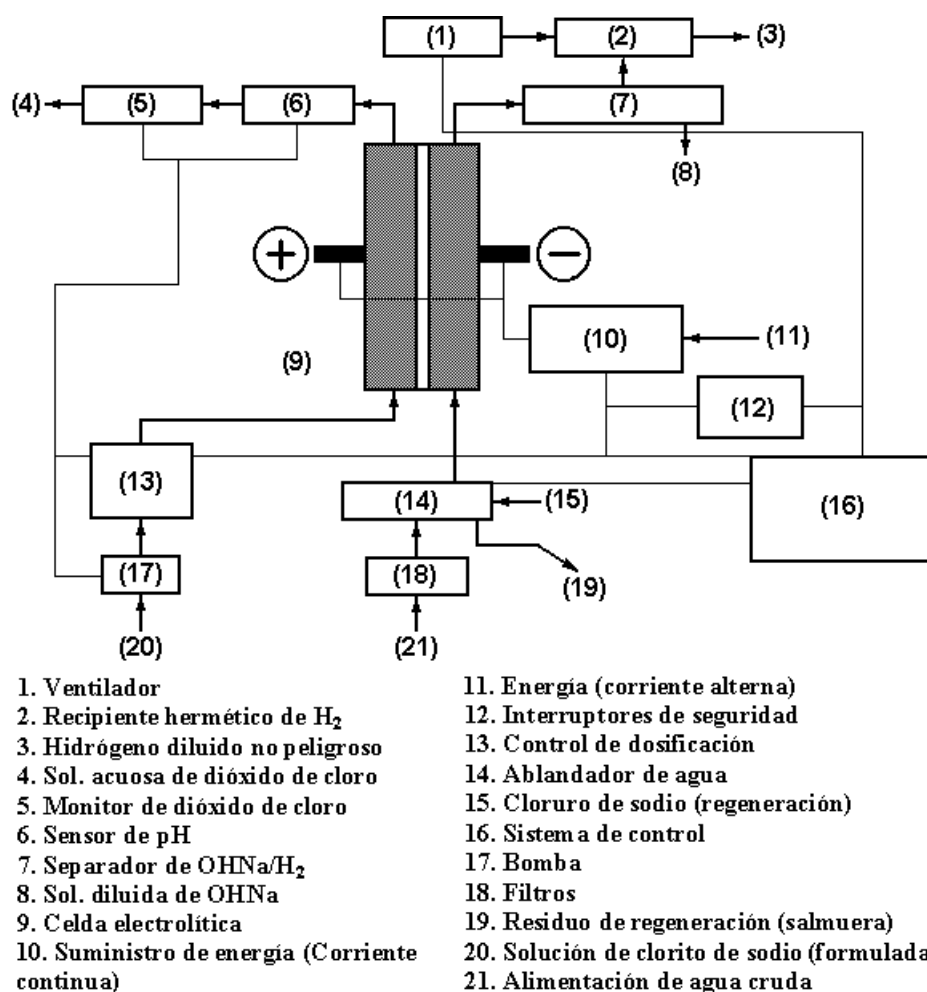
El clorito de sodio se puede activar sin necesidad de ningún otro compuesto químico, mediante distintos sistemas electroquímicos. Los principios electroquímicos que se utilizan para convertir pequeñas cantidades de clorito de sodio en dióxido de cloro se pueden, hoy, aplicar en la producción de dióxido de cloro en gran escala, con generadores comerciales. A comienzos de los años '90 se describió un novedoso generador que permitía obtener soluciones de dióxido de cloro de alta pureza. Aunque la capacidad de producción de estos primeros sistemas era de solo unos pocos kilogramos por día, con los generadores comerciales se pueden producir varios cientos de kilogramos por día (Gates, 1998). La **Figura 66** muestra este tipo de sistema.

Estos sistemas tienen la gran ventaja de que utilizan un solo compuesto químico como materia prima: clorito de sodio. Sin embargo requieren que se ajuste exactamente la cantidad de este compuesto que se alimenta al sistema con la energía que se aplica, ya que, de lo contrario, se genera cloro libre o ion clorato.

La solución que se encuentra en el ánodo se debe purgar con aire para ir eliminando el dióxido de cloro a medida que se va formando y poder así mantener, en todo momento, las condiciones que garantizan un alto grado de conversión del clorito de sodio. De lo contrario, los electrones de la corriente eléctrica convierten a este precursor en ion clorato en lugar de dióxido de cloro.

La capacidad de producción de estos generadores está limitada por la posibilidad de separar eficientemente el dióxido de cloro de los subproductos que se forman simultáneamente. Esto se ha logrado utilizando distintos tipos de membranas.

En un generador electrolítico correctamente diseñado sólo se generan, como subproductos: cloruro de sodio, hidróxido de sodio e hidrógeno gas. La disposición final de estos subproductos puede constituir una desventaja del sistema en el caso de aplicaciones en gran escala.



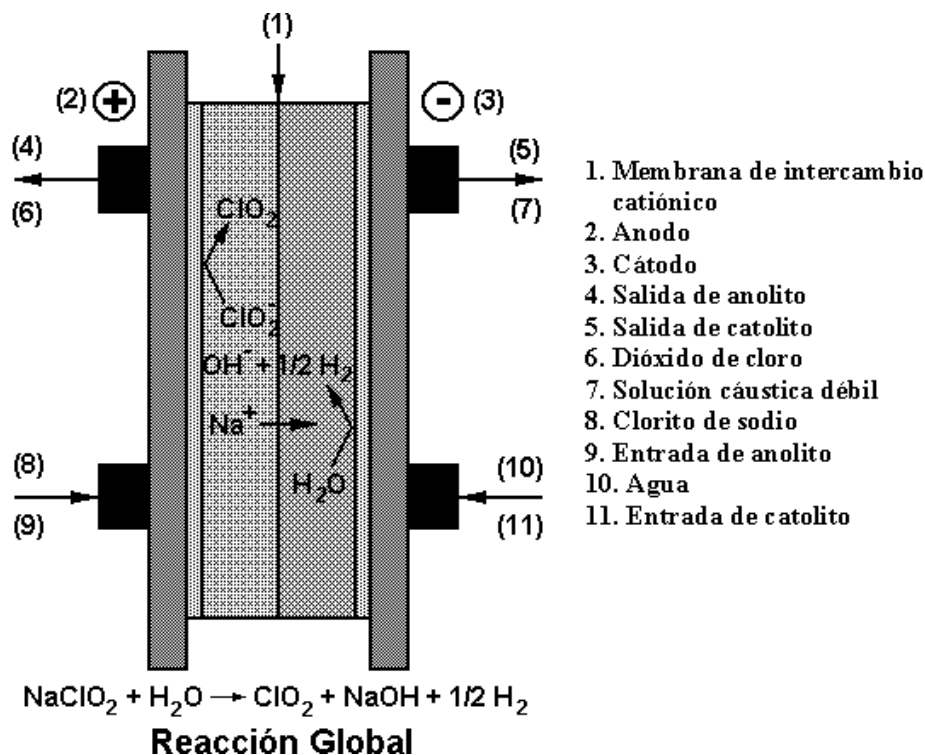
**Figura 66.** Sistema electroquímico para generar soluciones de dióxido de cloro en solución (Fuente: Gates, 1998)

Distintos investigadores evaluaron varias alternativas de diseño de este tipo de generadores. Así, a comienzos de los años '90, se desarrolló un generador que producía dióxido de cloro sin cloro libre y con muy bajos niveles de ion clorato, utilizando ánodos de gran superficie por el cual se hacía pasar, una sola vez, una solución diluida de clorito de sodio. En 1995, Griese y Rosenblatt presentaron los resultados de un trabajo realizado en una planta piloto con un sistema que generaba, por oxidación directa del ion clorito en un ánodo de gran superficie, una solución de dióxido de cloro de alrededor de 7 g/l., según la siguiente reacción electroquímica (total):



Sin embargo, este generador electroquímico generaba, además, tales concentraciones de ion clorato que no se podía utilizar el dióxido en el tratamiento de agua para consumo humano. La formación del ion clorato se atribuía a una o más reacciones que se producían en el compartimento del ánodo, que no se había previsto que se desarrollaran y que nunca pudieron determinarse

Posteriormente se incorporó en el compartimento anódico, donde el clorito de sodio se oxida, una membrana de intercambio catiónica, como se ilustra en la **Figura 67**.

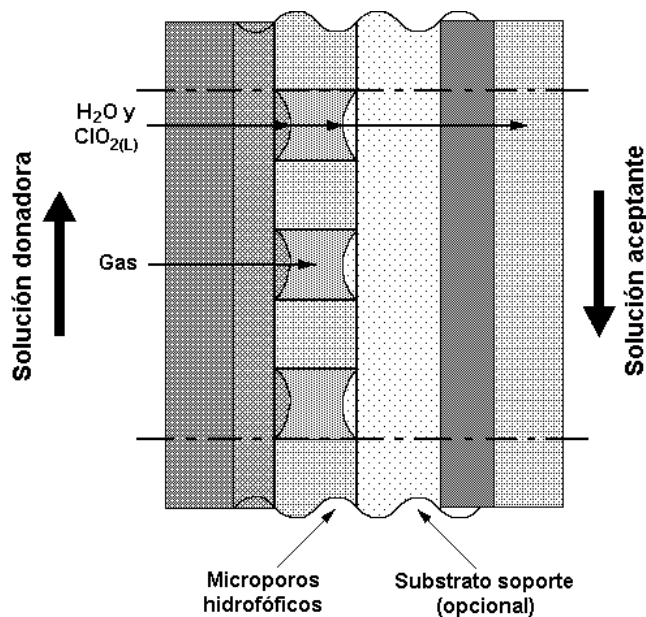


**Figura 67.** Detalle de la celda electrolítica de un generador electroquímico de dióxido de cloro a partir de clorito de sodio (Fuente: Gates, 1998)

Esta membrana permite mantener separados el dióxido de cloro generado de la solución de clorito de sodio que circula a través del compartimento del ánodo. En este equipo (patentado), la solución del ánodo se recircula continuamente y el dióxido de cloro que se va generando se remueve haciendo circular agua fría (a muy baja temperatura) en contracorriente.

En otro de estos generadores, la solución de clorito de sodio se recircula con la ayuda de una bomba a través de la celda electrolítica y, posteriormente, por un módulo de destilación con una membrana hidrofóbica, microporosa, permeable a los gases, como muestra la **Figura 68**. En este módulo, solo las especies que ejercen presión de vapor pueden ser transferidos al agua helada. De este modo el dióxido de cloro en solución pasa a la corriente de arrastre y las especies tales como los iones hipoclorito, clorito y clorato, permanecen en la solución o licor de reacción, que se recircula al ánodo.

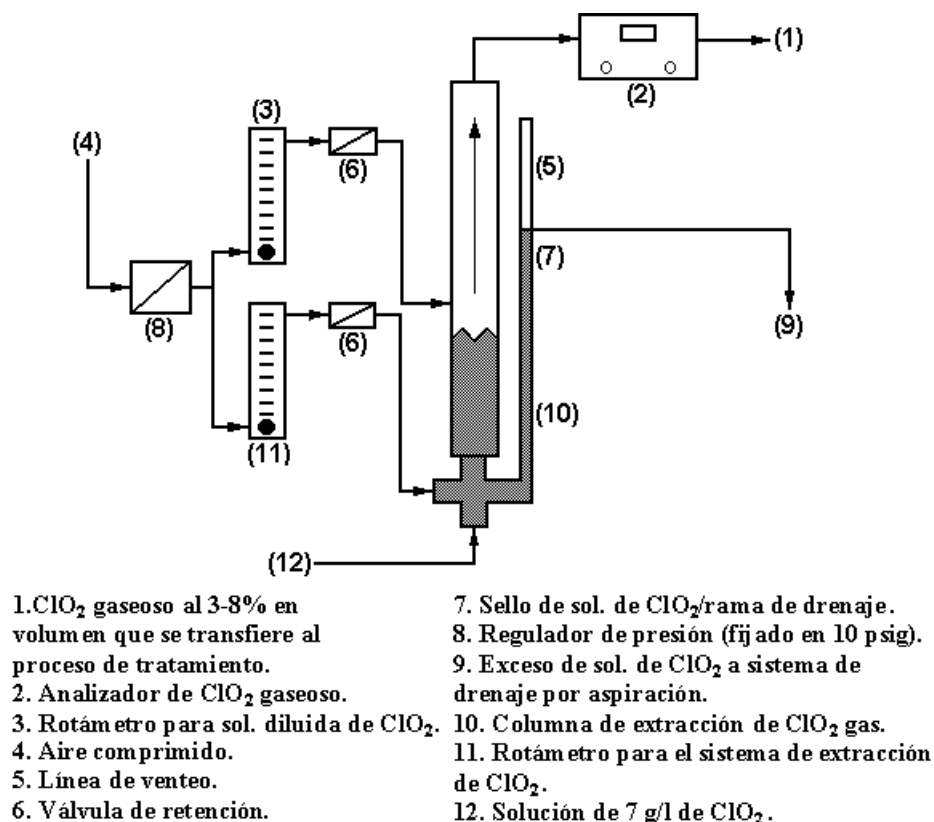
Mientras el generador se opera en forma continua, el balance del agua se logra manteniendo una diferencia de temperatura entre el licor y la corriente que lo recibe, de modo que el vapor de agua es transportado a través de la membrana hidrofóbica, y también por transporte del agua a través de la membrana de intercambio catiónico. Dado que este proceso se produciría mejor a pH neutro; se deben utilizar formulaciones especiales de la solución de clorito de sodio (White, 1998).



**Figura 68.** Membrana hidrofóbica permeable a los gases (Fuente: Gates, 1998)

Estudios realizados recientemente sugieren que, independientemente del método de generación, las soluciones de dióxido de cloro de alta calidad que se generan en este tipo de reactores, pueden deteriorarse, una vez que salen de los mismos, debido a una serie de reacciones que ocurren aguas abajo de los generadores, habiéndose detectado concentraciones muy bajas de clorato en aguas tratadas con dióxido de cloro gaseoso que había sido extraído de una solución acuosa, mientras que cuando se aplicaba dióxido de cloro en solución, se detectaban niveles de clorato más altos. Posteriormente, en 1996, Griesse y Rosenblatt demostraron que la aplicación de dióxido de cloro gaseoso resultaba en concentraciones más bajas no solo de ion clorato sino también de ion clorito en el agua.

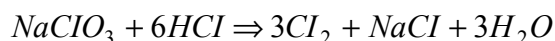
Si bien durante los primeros años de desarrollo de los generadores electroquímicos, no se consideró necesario extraer la fase gaseosa de las soluciones acuosas de dióxido de cloro, ya que este era muy soluble en agua y la aplicación de las soluciones acuosas era fácil, siempre existieron dificultades, por un lado, para determinar la concentración del ion clorato y, por el otro, no se podía hacer un balance de masa entre los precursores químicos y el dióxido de cloro residual o sus subproductos inorgánicos. La falta de esta información sobre las ventajas que implicaba el uso del dióxido de cloro gaseoso en lugar de las soluciones, en el tratamiento del agua, hizo que las mismas no fueran percibidas por los operadores de las plantas potabilizadoras. En la **Figura 69** se muestra el diagrama de un sistema que se emplea para extraer el dióxido de cloro de la solución que se genera en la celda electrolítica y poder así aplicarlo al agua en estado gaseoso.



**Figura 69.** Esquema del sistema de extracción de dióxido de cloro de una solución mediante corriente de aire (Fuente: Gates, 1998)

#### b) Reducción de clorato

Si bien se sabe que los mecanismos para generar dióxido de cloro a partir de clorato de sodio, como aquellos que se utilizan en la industria papelera, no son adecuados para la mayoría de las otras aplicaciones en menor escala, la posibilidad de poder utilizar una materia prima de mucho menor costo para generar dióxido de cloro (clorato de sodio en lugar de clorito de sodio), incentivó las investigaciones sobre este sistema para generar dióxido de cloro en base a clorato y ácidos concentrados, tales como el ácido clorhídrico. Como la reacción entre estos compuestos es ineficiente y lenta, se la suele activar utilizando ácido en exceso. Pero la concentración elevada de ácido favorece el desarrollo de una reacción que compite con la de generación de dióxido de cloro y que forma, mayormente, cloro:



Dadas las características de la solución generada mediante este proceso: pH muy bajo y elevado contenido de cloro libre, el método prácticamente no se puede emplear para producir dióxido de cloro en cantidades pequeñas. En general, todos los procesos en base a clorato, aún los más modernos, son complicados y, generalmente, tienen asociados riesgos para la seguridad mucho más graves que los que tienen los sistemas de generación a base de clorito de sodio. Además, no garantizan la obtención de un dióxido de cloro de la pureza necesaria para la potabilización del agua. Cabe señalar,

también, que la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. no ha aprobado, en su país, el clorato de sodio como precursor para la generación de dióxido de cloro para uso en plantas potabilizadoras (White, 1998).

### 3.1.9.6. Materiales Para la Construcción de los Generadores

Para la construcción de los generadores se deben utilizar materiales resistentes al dióxido de cloro, clorito de sodio, ácidos fuertes o cloro gaseoso.

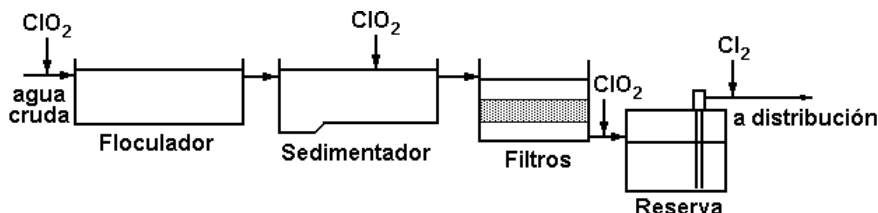
Si bien no todos los fabricantes emplean el mismo tipo de materiales, típicamente, utilizan materiales resistentes a los productos químicos mencionados, tales como los polímeros del cloroetileno (ASTM 80, American Society for Testing and Materials), titanio, fluoruro de polivinildieno (PVDF), copolímeros del fluoruro de vinilidieno y hexafluoropropileno (VFHFP), politetrafluoroetileno y polietileno. Todos los repuestos y materiales de recambio (o-rings, diafragmas, etc.) deben estar fabricados con los materiales que recomienda el fabricante. Se debe evitar el uso de componentes de goma natural, policarbonato y de aceros al carbono.

Muchas de las mejoras introducidas en los diseños de los generadores de dióxido de cloro, son el resultado directo del desarrollo de nuevos materiales resistentes a los compuestos químicos, que intervienen o se forman en el proceso. Esto, sin embargo, ha resultado en, con frecuencia, un incremento del costo de los equipos.

### 3.1.10. Puntos de Aplicación

Tomando los recaudos necesarios durante las etapas de diseño, instalación y capacitación de los operarios, el dióxido de cloro se puede incorporar a las prácticas convencionales de tratamiento del agua sin interferir con las mismas y con gran eficiencia. Los generadores de dióxido de cloro no sólo requieren de muy poco espacio para su instalación, sino que además se los puede cambiar fácilmente de lugar para utilizarlos en distintos puntos de la planta, lo que también facilita su incorporación a plantas de tratamiento existentes.

El dióxido de cloro, como ya se ha dicho, se puede aplicar en distintas etapas del tratamiento, como se muestra en la **Figura 70**, para, por ejemplo: controlar variaciones estacionales en la calidad del agua cruda, olores y sabores, el desarrollo ocasional de algas en las unidades de tratamiento, remover compuestos reductores (hierro, manganeso, sulfuro) y para desinfectar.



**Figura 70.** Típicos puntos de aplicación de dióxido de cloro en plantas de tratamiento convencionales (con filtros rápidos)

Para ello se debe, preferentemente, diseñar un sistema de inyección lo suficientemente flexible como para poder utilizarlo en puntos alternativos del proceso de tratamiento. En aquellos casos en que el dióxido de cloro se aplica como refuerzo de la desinfección con cloro, se puede, generalmente, utilizar los mismos equipos que se emplean en la cloración como ser: cloradores, reguladores de vacío, inyector, difusores, e inclusive sectores de las cañerías que se puedan adaptar fácilmente para el uso con soluciones de dióxido de cloro. El dióxido de cloro se puede, habitualmente, aplicar en los mismos puntos en los que se inyecta cloro gaseoso o en solución.

Si bien frecuentemente se utiliza las cámaras de mezcla rápida para inyectar el dióxido de cloro, ya que, típicamente, cuentan con las instalaciones necesarias para la incorporación de cloro (cañerías, válvulas, inyector, etc.), no es aconsejable utilizarlas porque suelen resultar en un incremento del consumo de dióxido de cloro, en la desinfección primaria, debido a una mayor demanda química o por pérdida física del mismo. Además, resulta difícil mantener un residual de dióxido por un periodo de tiempo prolongado dentro de éstas. Es, aparentemente, preferible aplicar el dióxido de cloro luego del tratamiento de coagulación, para permitir que se elimine, primero, la mayoría de los componentes sedimentables que ejercen demanda de desinfectante, antes de pretender oxidar sólo una parte de la carga orgánica que pudiera contener el agua cruda. Por otra parte, se logra una dispersión mucho más eficiente del desinfectante utilizando los difusores de un inyector, lo que, además, optimiza la etapa posterior donde se debe mantener en contacto el dióxido de cloro y el agua. Este contacto se puede mantener tanto en los sedimentadores, como en la/s cámara/s de contacto o reserva/s.

No se debe inyectar dióxido de cloro en las unidades de recarbonatación ya que el anhídrido carbónico lo puede extraer del proceso. También se debe evitar la aplicación justo antes de un resalto hidráulico o de una cascada de aireación debido a que se favorece la liberación del dióxido de cloro, aumentando, por un lado, la concentración del mismo en el aire en las proximidades del punto de aplicación, y , por el otro, reduciendo el dióxido residual que pudiera existir.

En algunas plantas, en ciertas oportunidades, se suele agregar al agua cruda carbón activado junto con una dosis alta de dióxido de cloro para controlar problemas de olor y sabor. Sin embargo, el carbón activado ejerce una demanda adicional de dióxido, por lo que, a pesar de las dosis más elevadas que se agregan, es muy probable que el dióxido no sea suficiente como para oxidar aquellos compuestos responsables de los olores y/o sabores. También, se deben tomar los recaudos necesarios para evitar la aplicación de dióxido en las proximidades de los puntos donde se inyecta cal del proceso de tratamiento, ya sea para ablandar el agua o para ajustar el pH, debido a que, a pH elevado, el dióxido de cloro se descompone perdiéndose su utilidad.

Para optimizar la desinfección y la relación costos-beneficios, se recomienda dividir la dosis total de dióxido de cloro a aplicar, al agua cruda, clarificada o filtrada, en distintos puntos. Esto reduce el cantidad total de dióxido de cloro que se consumiría si se lo inyecta solamente en el agua cruda, para control simultáneo de los trihalometanos y los olores y sabores. Esta forma de aplicación del dióxido de cloro también se ha utilizado para controlar el desarrollo de algas en las unidades de tratamiento, aún cuando esta división de las dosis, puede resultar en una menor cantidad de desinfectante que se aplica al agua cruda, la que podría no alcanzar a satisfacer la demanda de dióxido de la misma.

Como ya se indicó, es necesario lograr una buena difusión del dióxido de cloro en la corriente de agua para que la aplicación sea efectiva, por lo que no se aconseja utilizar

como inyector caños abiertos sólo en el extremo en lugar de difusores correctamente diseñados, ya que esto permite que el dióxido de cloro se concentre solamente en algunos puntos del flujo de agua alcanzando niveles de varios cientos de miligramos por litro, durante varios segundos, y pueda reaccionar con los compuestos presentes en el agua cruda, generando compuestos de oxidación intermedios. Por lo tanto, para lograr todos los beneficios que resultan del uso del dióxido de cloro, no sólo se lo debe generar eficientemente, sino que, además, se lo debe aplicar correctamente, es decir que se lo debe dispersar rápidamente y mezclar muy bien.

### **3.1.11. Aspectos de Higiene y Seguridad**

Tanto el dióxido de cloro como sus precursores exigen una serie de condiciones y medidas de seguridad para evitar riesgos por fuego y explosiones.

El dióxido de cloro, como ya se mencionara, tiene una significativa presión de vapor, la que aumenta en función de la cantidad de dióxido de cloro disuelto y el tiempo, por lo tanto, el manipuleo de las soluciones concentradas de este compuesto, especialmente en espacios confinados, como, por ejemplo, la cámara de aire de los tanques de almacenamiento de soluciones del mismo se debe hacer con extremo cuidado. Además, se debe evitar que el nivel de vapor de dióxido de cloro en dichos espacios, supere los 75-80 mm Hg (es decir la presión de vapor que existe, a 25°C, sobre una solución de dióxido de cloro de aproximadamente 7,5 g/l), ya que podría explotar el tanque.

Dado el gran poder oxidante del clorito de sodio anhidro, al entrar en contacto con combustibles, aceite o grasas, papel, fibras, cuero y otros compuestos similares, puede, como se indicó anteriormente, entrar en combustión. Cuando se derrama solución de clorito de sodio sobre madera se puede deshidratar y posteriormente prenderse en llamas, y generar un incendio importante.

El clorito de sodio es, también, muy reactivo y puede reaccionar con ciertos compuestos químicos, tales como ácidos e hipocloritos, liberando descontroladamente dióxido de cloro gaseoso. Además, el clorito de sodio puro, seco, es sensible a los golpes, y se lo debe mantener alejado de las llamas, chispas, o excesivo calor; ya que, a temperaturas superiores a 175°C, se descompone. Generalmente, a las formulaciones comerciales de clorito de sodio se le incorporan aditivos para reducir la sensibilidad del mismo a los golpes y a la temperatura y para mejorar otros aspectos relacionados con la seguridad. Si se observan las recomendaciones de los fabricantes, especialmente con respecto a los compuestos orgánicos, el clorito de sodio formulado para generar dióxido de cloro, se puede manipular y utilizar con relativa seguridad.

### **3.1.12. Capacitación**

Uno de los puntos críticos en el empleo de dióxido de cloro en el tratamiento del agua, como en cualquier otra aplicación, es la capacitación del personal, ya que de ésta depende el éxito o el fracaso del tratamiento con este desinfectante. Si bien, habitualmente, los fabricantes tanto de los precursores como de los generadores de dióxido de cloro recomiendan la forma en que se los deben utilizar, operar, controlar, etc., e inclusive dan los métodos de ensayos necesarios para evaluar las áreas más problemáticas, cuando los sistemas son de control manual, estas recomendaciones y métodos son de aplicación muy limitada. Por otra parte, el personal –operarios, técnicos

aún profesionales- no siempre poseen los conocimientos y habilidades necesarias para controlar correctamente el sistema de generación de dióxido de cloro o la concentración de éste y sus subproductos en el agua tratada. Por lo tanto, es imprescindible capacitar adecuadamente todo el personal involucrado en el tratamiento con dióxido de cloro, fundamentalmente en temas tales como: 1) las propiedades físicas y químicas del dióxido de cloro y sus precursores y sobre la forma más segura de manipularlos y utilizarlos; 2) las reacciones químicas que intervienen en el proceso de generación del dióxido; 3) los controles de seguridad y la calibración de los generadores y sobre cualquier otra/s medida/s de seguridad que se deban observar durante la optimización, uso, reparación y mantenimiento de los mismos; 4) los aspectos de seguridad relacionados con las instalaciones y cualquier peligro potencial en los distintos puntos donde se aplica el dióxido; y 5) las formas más adecuadas de operar, optimizar y mantener los generadores y sistemas de aplicación del mismo.

Entre el personal a capacitar debe incluirse todo aquel que deberá realizar los controles y análisis, tanto en planta como en el laboratorio, poniendo especial énfasis no sólo sobre las técnicas analíticas a utilizar en cada caso, sino también sobre la importancia y utilidad de los resultados obtenidos en la evaluación y control de los generadores de cloro y de la eficiencia del tratamiento.

### **3.1.13. Ventajas y Desventajas**

Resumiendo lo indicado en todo el ítem 8.3.1, se pueden mencionar las siguientes ventajas y desventajas que el uso del dióxido de cloro presenta para el tratamiento del agua para consumo humano:

#### **3.1.13.1. Ventajas**

##### ***Como desinfectante***

Como bactericida es eficiente, rápido y destruye una gran variedad de bacterias; es un excelente virucida; destruye eficientemente los organismos resistentes al cloro tales como los quistes y oocitos de parásitos (de Giardia, Cryptosporidium, etc.).

##### ***Como oxidante y reactivo en general***

No reacciona con el nitrógeno amoniacal o aminas primarias; destruye los precursores de los THMs, los fenoles, y otros compuestos que confieren sabor y olor al agua potable; mejora la coagulación; remueve eficientemente el hierro y el manganeso, especialmente si están asociados compuestos complejos.

#### **3.1.13.2. Desventajas**

##### ***Económicas - Operativas***

Es un proceso de tratamiento caro, en gran parte, debido al costo de las materias primas, en particular del clorito de sodio. Generalmente se lo utiliza como desinfectante primario, lo que implica que se debe utilizar otro compuesto como desinfectante secundario o final, es decir que, en general, se utilizan dos compuestos, en lugar de uno para realizar el mismo tratamiento: desinfección.

Debido a las características del dióxido de cloro y a los problemas de seguridad que acompañan su aplicación, se lo debe generar en la misma planta. Esto puede requerir, según el tamaño de la planta potabilizadora y el tipo de generador disponible (con mayor o menor grado de automatización), no sólo de mayor cantidad de personal, sino también de personal más capacitado.

Si bien el costo de los equipos actualmente disponibles en el mercado internacional ha disminuido en los últimos años, y la inversión de capital inicial no sería elevada, al ser equipos importados, los costos de los servicios posventa y de los repuestos suelen ser elevados.

Se necesitan utilizar diferentes métodos analíticos para analizar las soluciones de dióxido de cloro generadas y el agua tratada, ya que no todos permiten diferenciar entre éste y los iones clorito y clorato o muchos de los compuestos habitualmente presentes en las aguas interfieren con la determinación de los mismos. Además en muchos casos las técnicas son relativamente complejas, llevan mucho tiempo y requieren de equipos caros y de alto grado de capacitación por parte de los analistas.

### ***Como desinfectante u oxidante***

Para poder mantener un adecuado nivel de dióxido residual en el agua tratada en las redes de distribución, se requiere de un tratamiento mucho más intensivo del agua, superior, en general, a los tratamientos convencionales que se utilizan actualmente en la mayoría de las plantas potabilizadoras de muchos países, y, en particular, de nuestro País.

Según el tipo de generador que se utilice, el dióxido de cloro puede contener importantes cantidades de cloro libre, lo que anula los principales beneficios que se buscan con la aplicación de este desinfectante, por ejemplo, reducción de THMs.

La aplicación del dióxido de cloro exige una correcta evaluación de las dosis a aplicar y un ajustado control de las mismas, ya que, en exceso puede producir problemas de olor y sabor en el agua potable.

### ***Sobre la salud***

Durante la generación del dióxido de cloro y una vez aplicado al agua, y, según estudios recientes, posteriormente en el agua tratada, se pueden generar subproductos inorgánicos y orgánicos tales como: iones clorito y clorato, aldehídos, clorofenoles, quinonas, benzoquinonas, etc., sobre los cuales existe limitada información toxicológica. Preocupan muy especialmente los subproductos inorgánicos, y en particular el ion clorato. Si la solución de dióxido de cloro utilizada como desinfectante contiene cloro libre como impureza, se generan, además, los subproductos de desinfección normalmente asociados con la cloración, lo que contribuye a los riesgos asociados a los subproductos antes mencionados.

### **3.1.14. Factibilidad del Uso del Dióxido de Cloro Para la Desinfección de Agua en Argentina**

Del balance de las ventajas y desventajas que el dióxido de cloro presenta actualmente como desinfectante alternativo de los tradicionalmente utilizados en el país: cloro e hipoclorito, y de las condiciones técnicas y económicas de los abastecimientos de nuestro país, surge que muy difícilmente éstos puedan hoy o en un futuro próximo, implementar el uso del dióxido de cloro con una relación costo-beneficio aceptable.

El costo de la materia prima básica (clorito de sodio), la necesidad de utilizar no sólo ésta sino, posiblemente, uno o dos precursores más, el costo de los equipos generadores (que aún no se fabrican en el país) y, fundamentalmente el de operación y mantenimiento de los mismos (repuestos importados, con frecuencia, falta de la apoyatura técnica local necesaria, etc.); el costo de los controles a realizar, ya que no sólo se debe controlar la eficiencia del proceso de desinfección, sino también el de generación del desinfectante, sumado a las dificultades de los mismos; la necesidad de, casi con toda seguridad, de implementar etapas de tratamiento adicionales, al proceso convencional existente, para lograr una calidad de agua que pueda ser eficientemente desinfectada con los niveles de dióxido de cloro que normalmente se pueden utilizar, en particular como desinfectante secundario para lograr mantener un residual sin generar subproductos más allá de lo permitido o considerado seguro para la salud del consumidor y sin producir olor o sabor desagradable en el agua, con seguridad superan todavía a los beneficios que se pueden obtener con el uso del dióxido de cloro.

Dos cosas deben recordarse con respecto a este desinfectante:

- 1). Su implementación exige una rigurosa evaluación técnico-económica que debe incluir necesariamente, una serie de ensayos tanto en planta piloto como a escala real para determinar la factibilidad de su aplicación.
- 2). Evaluar los riesgos debido a los subproductos de la desinfección del dióxido de cloro, en particular los iones clorito y clorato de los cuales faltará aún por definir muchos aspectos relacionados con sus características toxicológicas vs. los efectos y riesgos ya conocidos y ampliamente estudiados de los SPDs del cloro o hipocloritos.

## **3.2. DESINFECCIÓN CON OZONO**

### **3.2.1. Aspectos Generales**

Un siglo debió transcurrir desde que Van Marum detectó por primera vez, en los Países Bajos, el ozono, al tratar de generar chispas eléctricas mientras trabajaba con su máquina electrostática, hasta que de Meritens demostró por primera vez, en Francia, las propiedades germicidas del ozono. Desde entonces y hasta comienzos de este siglo, el ozono se ha utilizado para muchos fines en los abastecimientos de agua potable, principalmente en Francia, Holanda y Alemania. Típicamente se lo suele aplicar simultáneamente como oxidante y como desinfectante. Más de 2.000 plantas de tratamiento de agua en todo el mundo, de las cuales 1.500 por lo menos se encuentran en Europa, utilizan actualmente el ozono para uno o más propósitos; a excepción de los países de América Latina donde su uso es, hasta la fecha, muy limitado.

La gran mayoría de estas plantas potabilizadoras donde se practica la ozonación, son grandes instalaciones que emplean fuentes de agua severamente contaminadas. Si bien el ozono se ha utilizado muy poco en los abastecimientos medianos y pequeños, dado el deterioro de la calidad de los recursos hídricos disponibles aún para estos abastecimiento de agua, la ozonación se ha comenzado a considerar como una alternativa cada vez más interesante para el tratamiento del agua. Paralelamente, se han desarrollado equipos para la generación de ozono de menor capacidad y relativamente más económicas, lo que permitirá su implementación en los abastecimientos de menor tamaño.

La alta inversión inicial y el costo de operación, en primer lugar, y las dificultades operativas y de mantenimiento, en segundo, han constituido las principales desventajas para la utilización del ozono en los establecimientos de menor tamaño. Pero, en aquellos casos especiales, cuando todas las fuentes de agua disponibles están muy contaminadas biológica y/o químicamente, la ozonación puede ser el método más recomendable tanto técnica como económicamente para la desinfección y oxidación primaria de las aguas.

Gran cantidad de investigaciones realizadas en los últimos años, sobre los sistemas de ozonación han incentivado la expansión del uso de este poderoso agente desinfectante y oxidante. Así, en algunas plantas potabilizadoras grandes, se utiliza cada día más, el oxígeno puro para alimentar, en un paso único, los generadores de ozono, aumentando la eficiencia de los mismos. Sin embargo, los equipos de generación aún más pequeños, que solo se necesitan operar intermitentemente, se pueden también beneficiar con el uso de oxígeno puro como gas precursor del ozono ya que el período de arranque del mismo puede ser mucho más corto que cuando se utiliza oxígeno aire seco.

### **3.2.2. Evolución de la Ozonación en la Potabilización del Agua**

Desde principios de siglo, el ozono se ha utilizado, como ya se mencionó, en Francia, en el tratamiento del agua potable, cuando en la ciudad de Niza se implementó la desinfección con ozono de un agua relativamente limpia proveniente de una vertiente. El uso del ozono fue, desde entonces, creciendo cada vez más, primero como desinfectante, y luego como agente oxidante para tratar contaminantes del agua como el hierro, manganeso, sulfuro, nitrito, arsénico, sabores, olores, colores, precursores de compuestos orgánicos halogenados, y muchos otros contaminantes industriales. Posteriormente, la mayoría de los países europeos, Canadá, Sudáfrica, Japón y los Estados Unidos de Norteamérica, principalmente, comenzaron a aplicar el ozono para resolver problemas específicos en el tratamiento de agua.

Si bien, como se mencionó, inicialmente el ozono se aplicaba como desinfectante, generalmente luego de la filtración y como etapa final de un tratamiento convencional (es decir, coagulación, floculación, sedimentación, filtración rápida), en los últimos años, los especialistas en tratamiento de agua, descubrieron los otros beneficios que resultaban del uso del ozono en las primeras etapas del tratamiento para oxidar ciertos compuestos presentes en el agua. Una de las más importantes aplicaciones actuales del ozono es como oxidante de los componentes orgánicos naturales del agua, los cuales oxida parcialmente mejorando su remoción durante la floculación, sedimentación y/o filtración. Por lo tanto, la ozonación se está implementando en distintas etapas del proceso de tratamiento con fines distintos. Para 1993, existían, en Europa, más de 300 plantas potabilizadoras que aplicaban ozono por lo menos en dos etapas del proceso de

tratamiento, y al menos tres plantas, en Francia, que utilizaban la ozonación en tres etapas del mismo.

Al comienzo de la década del '70, investigadores franceses y alemanes observaron que la oxidación de compuestos orgánicos difícilmente biodegradables (refractarios a la biodegradación) presentes en el agua con ozono, los convertía en compuestos mucho más fáciles de degradar por los microorganismos. Teniendo en cuenta que, en general, no es práctico desde el punto de vista económico, agregar ozono al agua en cantidades suficientes como para convertir todas las especies de carbono orgánico disuelto en anhídrido carbónico y agua, se ha demostrado que es aconsejable incorporar una etapa de tratamiento biológico luego de la ozonación. Durante este tratamiento biológico, se mineralizan aquellos compuestos parcialmente oxidados por el ozono que se agrupan bajo los nombres de Carbono Orgánico Asimilable –COA- y Carbono Orgánico Disuelto Biodegradable –CODB-, más conocidos por sus siglas en idioma inglés: AOC (Assimilable Organic Carbon) y BDOC (Biodegradable Dissolved Organic Carbon), respectivamente.

Si bien se puede producir cierta degradación biológica en los filtros de arena o antracita, se obtiene una mayor eficiencia con aquellos filtros a los que se les ha agregado una capa de carbón activado granular sobre la arena, y una eficiencia mucho mayor aún con filtros cuyo manto filtrante es exclusivamente de carbón activado granular. La máxima remoción biológica de estos compuestos orgánicos oxidados con ozono, se obtiene cuando el tiempo de contacto con el manto de carbón activado granular, es de por lo menos 20 minutos, especialmente, en el caso de aguas de baja temperatura.

Posteriormente, en Alemania y Canadá se incorporaron al proceso de tratamiento, luego de la ozonación, filtros biológicos, cuyos mantos filtrantes son de carbón activado granular en los cuales se ha incentivado el crecimiento de una película o masa biológica sobre la superficie y poros del carbón. Estos filtros, conocidos como sistemas BAC (Biological Activated Carbon) remueven eficientemente no solo los compuestos orgánicos fácilmente biodegradables que se forman durante la ozonación, sino también algunos otros compuestos orgánicos naturales, nutrientes y microorganismos habitualmente presentes en el agua. De esta forma se eliminan aquellos compuestos orgánicos que al aplicar, posteriormente, otro desinfectante en la etapa final del tratamiento (típicamente cloro o cloraminas), para producir un residual en el agua, podrían generar subproductos de la desinfección no deseados. Investigadores canadienses han desarrollado, además, un tipo de carbón, a partir de madera, con una estructura de macroporos que facilita la fijación de la biomasa en el mismo y que se pueden lavar con agua en contracorriente sin afectar el biofilm. Estos sistemas BAC remueven los compuestos orgánicos disueltos (COD) no-polares por absorción, mientras que los compuestos mas polares, que no se absorben muy bien en el carbón, a medida que van pasando por el manto filtrante experimentan sucesivas absorciones y desorciones, y es durante el lapso de tiempo que permanecen absorbidos al carbón, que los microorganismos que colonizan el manto, actúan mineralizándolos. Como los compuestos no-polares quedan absorbidos en los microporos del carbón activado, transcurrido cierto tiempo, el carbón se debe regenerar. Como la pre-oxidación con ozono promueve la actividad biológica sobre el carbón activado granular, además de saturar el agua con oxígeno molecular, la vida útil del filtro con respecto a la absorción de los compuestos orgánicos no-polares, no-biodegradables que podrían, además no ser oxidados por el ozono, se ve prolongada, siempre que se de al agua el tiempo de contacto suficiente en el filtro como para permitir que la mayoría de los compuestos biodegradables alcancen a ser mineralizados por los microorganismos. En algunas plantas potabilizadoras europeas, la vida útil de estos filtros se ha logrado prolongar por lo menos 6 veces más de lo que se considera normal para los filtros de

carbón activado granular que se utilizan con aguas no-ozonizadas previamente (Rice, 1993).

También en los años '70 se descubrió, además, que cuando la ozonación se realizaba simultáneamente con irradiación de luz ultravioleta (254 nm), si bien no se podía medir ozono disuelto, la oxidación de los compuestos orgánicos refractarios se producía mucho más rápidamente que cuando el ozono se la aplicaba solo. Posteriormente este proceso de ozono-radiación UV se comercializó y, actualmente existen en el mercado equipos para este tratamiento combinado.

Estudios posteriores demostraron que también se podía acelerar el proceso de oxidación si el agua contenía trazas de peróxido de hidrógeno, o simplemente elevando el pH del agua a más de 8. Estos procesos favorecen la descomposición del ozono molecular, generando radicales hidroxilos libres (OH). Si bien los radicales hidroxilos libres son un oxidante mucho más potente que el ozono molecular, tienen un período de vida muy corto, del orden de los microsegundos, comparado con los del ozono molecular. Muchos compuestos orgánicos, tales como los solventes clorados (Tricloroetileno y tetracloroetileno) que normalmente no son oxidados por el ozono molecular, si lo son y rápidamente por los radicales hidroxilos libres.

Aunque hasta mediados de la presente década, estos procesos conocidos como "procesos avanzados de oxidación" no se habían estudiados aún en profundidad y, por lo tanto, sus mecanismos de reacción no se habían establecido completamente, se sabe que todos implican la formación de radicales hidroxilos libres, cuya generación es una característica singular de la reacción entre el ozono y la radiación ultravioleta o el peróxido de hidrógeno.

### 3.2.3. Características del Ozono

El ozono es un alótropo\* del oxígeno, conformado por tres átomos de este elemento que se representa por el símbolo O<sub>3</sub>. Es un gas cuya densidad es 1,5 veces mayor que la del oxígeno, y 1,7 veces más pesado que el aire. Es el oxidante más potente, después del flúor. Si bien a temperatura y presión ambiente es un gas inestable que se descompone rápidamente regenerando la molécula de oxígeno, O<sub>2</sub>, a partir de la cual se formó, debido a esta característica, no se lo puede almacenar o envasar, por lo que se lo debe generar en el mismo lugar en que se lo va a utilizar y se lo debe emplear inmediatamente. El ozono es solo parcialmente soluble en agua, pero cerca de 10-20 veces más que el oxígeno. Su solubilidad en el agua es un fenómeno complejo que está gobernado por la Ley de Henry:

$$Y = H \cdot X$$

donde:

Y = presión parcial del gas sobre la fase líquida (en atmósferas).

X = fracción molar del gas en el líquido en condiciones de equilibrio con el gas que se encuentra sobre el líquido (moles en el gas/total de moles en el gas + líquido).

---

\* Alotropía: propiedad de algunos elementos químicos de presentarse en dos o más formas distintas, en un mismo estado físico.

$H$  = constante de la Ley de Henry, que varía con la temperatura (atm/mol).

Por lo tanto, a mayor concentración de ozono en la mezcla gaseosa que se agrega al agua, mayor solubilidad, y en consecuencia, mayor cantidad de ozono disponible en el agua para efectuar el tratamiento. Sin embargo, a 20°C la solubilidad del ozono en el agua es de solo 570 mg/l (White, 1998).

En el agua, el ozono es aún más inestable que como gas, debido probablemente, más a su poder oxidante que a una simple descomposición. Esta inestabilidad del ozono en el agua, constituye uno de los inconvenientes más importantes para la desinfección del agua. La velocidad de descomposición del ozono en oxígeno, aumenta con la temperatura y esta reacción es catalizada por la humedad, y con varios compuestos y elementos inorgánicos como la plata, platino, dióxido de manganeso, hidróxido de sodio, carbonato de calcio, bromo, cloro, y pentóxido de nitrógeno.

El ozono es extremadamente corrosivo y ataca a la mayoría de los metales, a excepción del oro y el platino, por lo que se deben seleccionar cuidadosamente todos los materiales que entrarán en contacto con él.

En solución acuosa, el ozono puede reaccionar directamente como molécula de ozono (en rangos de pH bajos, aproximadamente menores de 7), o indirectamente como radical hidroxilo libre, los que se forman con creciente rapidez a pH mayores de 8, aproximadamente. Aunque la molécula de  $O_3$  reacciona directamente tanto con compuestos inorgánicos tales como el sulfito, nitrito, y el sulfuro, como con compuestos orgánicos tales como olefinas, fenoles, varios hidrocarburos poliaromáticos, y algunas aminas orgánicas, en solo unos segundos, la mayoría de los compuestos clorados reaccionan más lentamente, aún cuando puedan ser no saturados. Los hidrocarburos saturados como el benceno mismo, o el tetracloroetileno, requieren horas y aun días para reaccionar completamente con el ozono.

Como ya se mencionó, el agregado de peróxido de hidrógeno, en relaciones  $H_2O_2:O_3$  (en peso) de 0,125 a 0,8, o la aplicación simultánea de radiación ultravioleta (254 nm), o el aumento de pH hasta cerca de 9, aceleran la formación de los muy reactivos radicales hidroxilos libres por descomposición del ozono, minimizando, por lo tanto, las reacciones directas del ozono y maximizando las oxidaciones a través de los radicales libre (Rice, 1993).

Algunos componentes naturales del agua pueden promover y secuestrar los radicales hidroxilos libres. Por ejemplo en las aguas con altos niveles de alcalinidad, a pH neutro, los iones bicarbonato secuestrarán los radicales hidroxilos libres a medida que se van formando, favoreciendo, en consecuencia, las reacciones directas del ozono molecular. A pH 10,3, los iones bicarbonatos se convierten en iones carbonatos, que son 28 veces más efectivos como secuestrantes de los radicales libres que los bicarbonatos. Por lo tanto, si se agrega ozono a un agua que contiene elevadas concentraciones de alcalinidad de bicarbonatos (iones bicarbonato y carbonato) a un pH superior a 10,3, la molécula de ozono se descompondrá rápidamente en radicales hidroxilos libres, que son, luego, secuestrados también rápidamente por los iones carbonato. Esto hace que aún agregando considerables cantidades de ozono el efecto oxidante puede ser mínimo.

#### **3.2.4. Acción Desinfectante del Ozono**

El conocimiento de los mecanismos de inactivación de los microorganismos por el ozono es aún limitado, en gran parte, debido a las dificultades que existen para determinar bajas concentraciones de ozono disuelto. Si bien se cree que el efecto del pH sobre la inactivación de los microorganismos por el ozono parece estar fundamentalmente asociado con la cambiante estabilidad del ozono residual, aún se necesita de estudios adicionales para confirmar esta hipótesis.

Se ha encontrado que el pH no afecta significativamente la capacidad del ozono residual disuelto para inactivar bacterias, mientras que si disminuye levemente su eficiencia virucida a medida que el pH disminuye. Aunque este efecto no es claro ya que su poder virucida puede aumentar o disminuir a mayor pH.

En los reactores de ozono actualmente disponibles, se puede producir inactivación de los microorganismos por contacto físico directo entre éstos y las burbujas de gas ricas en ozono, pero también por acción del ozono disuelto y sus productos de reacción. Aunque se ha demostrado que el efecto por contacto directo es más importante que la reactividad del ozono disuelto, ambos mecanismos producen cierto grado de inactivación. Estos resultados fueron, posteriormente, corroborados cuando se pudo demostrar que la inactivación de las bacterias por parte del ozono gaseoso se podía incentivar mediante ultrasonido, el que, aparentemente, aumenta la transferencia de masa a la fase disuelta.

También se ha observado que las células de las bacterias que no poseen cierta actividad genética debida a una polimerasa del ácido desoxirribonucleico, son más sensibles a la inactivación por ozono que las cepas salvaje. Esto implicaría, con seguridad, que el mecanismo de inactivación se debe al daño fisicoquímico que el ozono causa sobre el ácido desoxirribonucleico. En cambio, en el caso de los poliovirus, el principal modo de inactivación del ozono parecería ser el daño que ejerce sobre el ácido nucleico.

Los resultados de los ensayos realizados para determinar las energías de activación que se requieren, a pH 7, para inactivar los quistes de Giardia, mostraron que, para los quistes de dos tipos de parásitos ensayados, las energías de activación son 9,7 y 16,7 Kcal/mol. En cambio, en el caso de los estudios efectuados con virus se estimó que, a pH neutro (7,2), la energía de activación para el poliovirus tipo 1 es de 3,6 Kcal/mol. De ser este último valor correcto, su bajo valor sugeriría que el ozono inactivará el virus, preferentemente, por un proceso de difusión, en lugar de hacerlo a través de un proceso controlado por una reacción.

#### **3.2.5. Efectos Sobre la Salud**

El ozono en el aire representa un verdadero riesgo para la salud y a una concentración de tan solo 0,02 ppm ya se lo considera peligroso. Como en la desinfección con ozono no es posible transferir todo el gas generado al agua que se está tratando, el gas que escapa de la cámara de contacto, contienen ozono, que se debe disponer de manera segura.

En los niveles de concentración que normalmente se emplea el ozono para la desinfección del agua para consumo humano, no se conoce de ningún efecto nocivo directo del mismo sobre la salud por ingestión de agua ozonizada. Sin embargo, como el ozono es tan reactivo, existe preocupación por los efectos indirectos que sobre la salud

pueden ejercer los subproductos de la ozonación. Los resultados de estudios realizados en laboratorio muestran que la ozonación de diversos compuestos puede generar productos nocivos. En presencia de bromuros, el ozono puede formar bromoformas, considerado como uno de los subproductos más tóxicos de la desinfección. Durante la ozonación de aguas que contienen ciertos pesticidas y alcoholes alifáticos secundarios y primarios, se generan compuestos intermedios y productos que son más tóxicos que los compuestos originales. Por ejemplo, el paratión y el malatión produce paraoxono y malaoxono, respectivamente; el heptacloro forma epóxido de heptacloro, y los alcoholes alifáticos secundarios y primarios generan cetonas y aldehídos, respectivamente. Se considera que la presencia de estos subproductos de la ozonación, en el agua potable, presentan un riesgo para la salud.

Aún resta mucho por investigar sobre los subproductos de la ozonación de aguas naturales o tratadas, pero las evidencias actuales indican que el ozono es, probablemente, en este sentido, el más seguro de los oxidantes fuertes.

### **3.2.6. Usos Más Importantes del Ozono en la Potabilización del Agua**

Como ya se mencionó, el ozono tiene dos limitaciones importantes como desinfectante único: su vida media en el agua es de ½ hora y además reacciona con sustancias orgánicas para producir derivados de peso molecular inferior, que son más biodegradables que sus precursores. Se ha demostrado que aplicando 1mg/l de O<sub>3</sub> a un agua que contiene 1,0 mg/l de carbono orgánico disuelto - COD, se convierte el 75% de éstos en compuestos biodegradables y que con 2,0 mg/litro de O<sub>3</sub> se convierte el 90% del COD. Por lo tanto, la ozonación podría favorecer el crecimiento de microorganismos en los sistemas de distribución ya que los compuestos biodegradables que forman puede ser utilizados por los microorganismos como nutrientes. Es debido a estas dos limitaciones, que el ozono se suele emplear, generalmente, en combinación con otros desinfectantes (desinfectantes secundarios) que producen residuales más débiles pero más duraderos, para impedir el recrecimiento de microorganismos en los sistemas de distribución. La capacidad del ozono para reaccionar con sustancias orgánicas de mayor peso molecular, se puede aprovechar para optimizar su eliminación, ya que al convertirlos en compuestos biodegradables de menor peso molecular, se remueven más fácilmente, por ejemplo, por filtración biológica posterior a la ozonación.

Otro aspecto a tener en cuenta es que, del mismo modo que con otros desinfectantes, para que el ozono sea eficaz, debe entrar en contacto con los microorganismos, por lo que la aglutinación de éstos podría proteger a algunos de ellos contra la acción del ozono. Del mismo modo, la distribución inadecuada del ozono en el agua, puede hacer que éste se disipe antes de que pueda entrar en contacto con los microorganismos.

Desde el punto de vista económico, el ozono solo parece ser una alternativa interesante cuando, además de utilizárselo para la desinfección, se lo emplea, simultáneamente, para otros fines, como por ejemplo para destruir sustancias orgánicas sintéticas, eliminar fenoles, evitar la formación de trihalometanos, mejorar la floculación y para otras funciones similares.

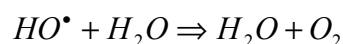
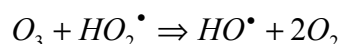
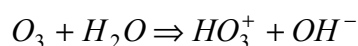
En la **Tabla 27** se resumen los principales usos del ozono en el tratamiento de agua para consumo humano. La más antigua y más conocida de sus aplicaciones es, como se ha mencionado, la desinfección.

Tratamiento	Objetivo del tratamiento
Desinfección	Dstrucción de bacterias, inactivación de virus, inactivación de quistes.
Oxidación	
Compuestos inorgánicos	Hierro, Manganeso, iones Nitrito, Sulfuro y Cianuro, Arsénico
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 la coagulación (microfloculación)	Los compuestos oxidados que se forman, como por ejemplo 1) los grupos carboxílicos precipitan en presencia de cationes trivalentes o directamente con calcio; 2) los absorbidos en las partículas naturales se liberan y pueden interactuar con los floculantes, precipitándose; 3) 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).

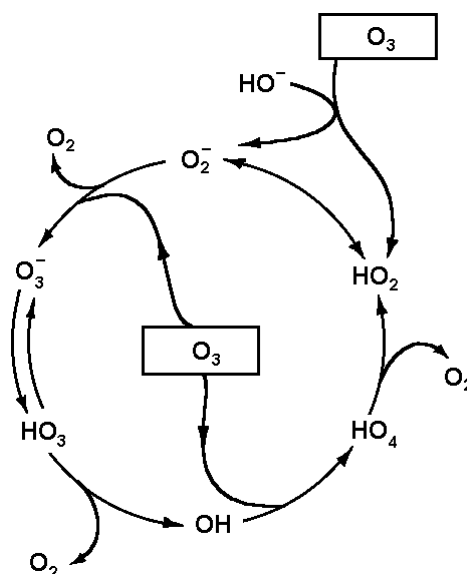
**Tabla 27.** Principales uso del ozono en la potabilización del agua

### 3.2.7. Química del Ozono en el Agua

Debido a su gran poder oxidante, el ozono es inestable incluso en el agua destilada. Se descompone rápidamente en oxígeno. La velocidad de descomposición es proporcional al pH del agua. Si bien su vida media es de tan solo ½ hora aproximadamente, en condiciones favorables, se lo ha podido detectar hasta 12 horas después de agregado al agua. En el agua destilada (pH 7), el ozono aparentemente se descompone de acuerdo a la siguiente secuencia de reacciones:



Esta secuencia de reacciones se considera como una cadena cíclica de reacciones en las que el ion de hidroxilo ( $OH^-$ ) inicia el primer paso que se repetirá muchas veces. La **Figura 71** ilustra el mecanismo de la cadena cíclica de la descomposición del ozono en agua pura.



**Figura 71.** Cadena cíclica de reacciones de descomposición del ozono, en agua pura, iniciada por el ion hidroxilo

El resultado de este ciclo es la vida media muy breve del ozono en agua a pH 7 o mayor. Sin embargo, en presencia de muchos de los compuestos inorgánicos, tales como los bicarbonatos, los carbonatos, etc., y muchos otros compuestos orgánicos que normalmente se encuentran en el agua, el ciclo se puede romper ya que estos compuestos pueden secuestrar el radical de hidroxilo, tal como se mencionó en la sección 3.2.3.

En presencia de compuestos orgánicos, la química del ozono se vuelve mucho más compleja y aumenta la descomposición del mismo. Debido a su elevado potencial de oxidación (2,07 voltios), el ozono puede, teóricamente, oxidar a la mayoría de los compuestos orgánicos transformándolos en anhídrido carbónico y agua. Sin embargo, es un oxidante selectivo que oxida a algunos compuestos más rápidamente que a otros, así que, durante el tratamiento del agua, en algunos casos, las reacciones son demasiado lentas como para convertir a éstos en anhídrido carbónico. Como por lo general la demanda total de ozono es mayor que las dosis que se aplican, las reacciones de oxidación cesarán mucho antes de que todos los compuestos orgánicos puedan ser oxidados totalmente. La ozonación de las aguas con elevadas concentraciones de compuestos orgánicos, tienen como fin principal producir la ruptura de los enlaces múltiples como tratamiento previo a la filtración y como ayuda para la coagulación.

Como se mencionó anteriormente, combinando el ozono con el peróxido de hidrógeno o con la radiación ultravioleta, se pueden oxidar muchos compuestos orgánicos con mayor eficiencia que con el ozono solo.

Esta capacidad del ozono para oxidar tanto compuestos orgánicos como inorgánicos, es el aspecto más importante a tener en cuenta cuando se lo quiere utilizar para desinfectar, ya que gran parte del ozono que se agrega será consumido por los compuestos que suelen estar presente en las aguas, por lo que se debe, primero, poder satisfacer esta demanda para poder garantizar la desinfección posterior. Esto implica, además, que el ozono no proporcionará un residual estable. Es decir que si bien el ozono es un excelente

desinfectante primario, se debe utilizar un desinfectante secundario para producir el residual de desinfectante que es necesario mantener en el agua potable en las redes de distribución para evitar el deterioro de la calidad del agua. Este hecho y el costo relativamente alto del ozono, hacen que muy raramente se lo utilice solamente para desinfectar, sino que, en general, se lo aplica con fines múltiples en el proceso de tratamiento del agua, aunque, fundamentalmente, como oxidante.

### 3.2.8. Eficiencia del Ozono

El ozono es el desinfectante más potente que se utiliza en los sistemas de abastecimiento de agua, siendo el producto Concentración x tiempo, C.t, necesario para la destrucción de la mayoría de los microorganismos 1/10 del correspondiente al ácido hipocloroso o al dióxido de cloro.

En los años '60, investigadores franceses, determinaron mediante ensayos de laboratorio, que una vez satisfecha la demanda inmediata de ozono del agua se necesitaba de una concentración residual de ozono de 0,3 mg/l y un tiempo de contacto de como mínimo 3 minutos para alcanzar una inactivación del 99,9% (3 unidades logarítmicas) de poliovirus tipo I, II y III. Sin embargo, en la práctica, para poder lograr la misma eficiencia de remoción, se debieron modificar estas condiciones hasta lograr un nivel de ozono residual de 0,4 mg/l durante 10 a 12 minutos.

Como se sabe los quistes de los organismos son mucho más difícil de inactivar que los virus o las bacterias tanto con ozono como con cloro o dióxido de cloro. En la **Tabla 28** se muestran los valores típicos de C.t necesarios para inactivar hasta 3-unidades logarítmicas de quistes de *Giardia* con estos desinfectantes y con cloraminas preformadas, a distintas temperaturas (entre  $\leq 1^{\circ}\text{C}$  a  $25^{\circ}\text{C}$ ).

Desinfectante	pH	Temperatura					
		$> 1^{\circ}\text{C}$	$5^{\circ}\text{C}$	$10^{\circ}\text{C}$	$15^{\circ}\text{C}$	$20^{\circ}\text{C}$	$25^{\circ}\text{C}$
Cloro libre a $2\text{ mg/l}^2$	6	165	116	87	58	44	29
	7	236	165	124	93	62	41
	8	346	243	182	122	91	61
	9	500	353	265	177	132	88
<b>Ozono</b>	<b>6-9</b>	<b>2,9</b>	<b>1,9</b>	<b>1.43</b>	<b>0,95</b>	<b>0,72</b>	<b>0,48</b>
Dióxido de cloro	6-9	63	26	23	19	15	11
Cloramina (preformada) <sup>3</sup>	6-9	3.800	2.200	1.850	1.500	1.100	750

(1) Estos valores de C.t para cloro libre, dióxido de cloro, y ozono, garantizan, además, una inactivación de virus entéricos superior al 99,99%.

(2) Los valores de C.t varían en función de la concentración de cloro libre. Los valores indicados en la Tabla son para  $2\text{ mg/l}$  de cloro libre.

(3) Para obtener una inactivación de virus entéricos del 99,99%, con cloramina preformada, se requieren valores de C.t  $> 5.000$ , temperaturas de  $\leq 1, 5, 10$ , y  $15^{\circ}\text{C}$ .

**Tabla 28.** Valores C.t para 99,99% de inactivación (3 unidades logarítmicas) de quistes de *Giardia* ( $\text{mg.min/l}$ )<sup>1</sup> (Fuente: Rice, 1993)

De la **Tabla 28** surge que: 1) la eficiencia de desinfección del ozono (como así también de las del dióxido de cloro y cloramina) es independiente del valor de pH, dentro de un rango 6 a 9, mientras que la del cloro es función del pH; 2) para todos los desinfectantes

considerados, a medida que la temperatura aumenta, los valores de C.t disminuyen, es decir que la eficiencia de desinfección aumenta; y 3) los valores de C.t tan bajos para el ozono demuestran que es el desinfectante más efectivo de los cuatro considerados.

Unidad logarítmica de inactivación	Temperatura °C					
	>1	5	10	15	20	25
0,5	0,48	0,32	0,23	0,16	0,12	0,08
1	0,97	0,63	0,48	0,32	0,24	0,16
1,5	1,5	0,95	0,72	0,48	0,36	0,24
2	1,9	1,3	0,95	0,63	0,48	0,32
2,5	2,4	1,6	1,2	0,79	0,60	0,40
3	2,9	1,9	1,43	0,95	0,72	0,48

**Tabla 29.** Valores C.t para inactivación de quistes de Giardia con ozono (Fuente: Rice, 1993)

La **Tabla 29** muestra los valores C.t determinados por la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. para distintos grados de inactivación de quistes de Giardia con ozono en un rango de temperatura de  $\leq 1^{\circ}\text{C}$  a  $25^{\circ}\text{C}$ , mientras que en la **Tabla 30** se listan las eficiencias de inactivación de virus entéricos obtenidas, por esta misma Agencia, con ozono a igual rango de temperatura.

Desinfectante	Unidad logarítmica de inactivación	Temperatura °C					
		0,5	5	10	15	20	25
Cloro libre <sup>1</sup>	2	6	4	3	2	1	1
	3	9	6	4	3	2	1
	4	12	8	6	4	3	2
<b>Ozono<sup>2</sup></b>	<b>2</b>	<b>0,9</b>	<b>0,6</b>	<b>0,5</b>	<b>0,3</b>	<b>0,25</b>	<b>0,15</b>
	<b>3</b>	<b>1,4</b>	<b>0,9</b>	<b>0,8</b>	<b>0,5</b>	<b>0,4</b>	<b>0,25</b>
	<b>4</b>	<b>1,8</b>	<b>1,2</b>	<b>1,0</b>	<b>0,6</b>	<b>0,5</b>	<b>0,3</b>
Dióxido de cloro <sup>3</sup>	2	8,4	5,6	4,2	2,8	2,1	
	3	25,6	17,1	12,8	8,6	6,4	
	4	50,1	33,4	25,1	16,7	12,5	
Cloramina <sup>4</sup>	2	1.243	857	643	428	321	214
	3	2.063	1.423	1.067	712	534	356
	4	2.883	1.988	1.491	994	746	497

- (1) Valores para inactivación de virus de Hepatitis A, a pH 6, 7, 8, 9 y 10 y a  $10^{\circ}\text{C}$  y  $5^{\circ}\text{C}$ . A los valores de C.t se les aplicó un factor de seguridad de 3.
- (2) Inactivación de poliovirus a pH 7,2 y  $5^{\circ}\text{C}$ . Los valores C.t están afectados por un factor de seguridad de 3.
- (3) Valores de C.t para dióxido de cloro basados en resultados obtenidos en estudios de laboratorio a pH 6,0 y  $5^{\circ}\text{C}$ . Los valores de C.t están afectados por un factor de seguridad de 2.
- (4) Valores para inactivar virus de Hepatitis A a pH 8,0 y  $5^{\circ}\text{C}$  y suponiendo que son aplicables a pH en un rango de 6 a 10,0. Estos valores de C.t son válidos solamente para sistemas que utilizan cloro combinado donde el cloro se agrega antes que el amoníaco en la secuencia de tratamiento. Los valores C.t no se deben utilizar para estimar si el proceso de desinfección es el adecuado para sistemas que utilizan cloraminas preformadas o que agregan el amoníaco antes que el cloro.

**Tabla 30.** Valores C.t (mg.min/l) para inactivación de virus a pH 6 a 9 (Fuente: Rice, 1993)

Comparando la información sobre los valores C.t para el ozono de la **Tabla 29** y la **Tabla 30**, se observa que aplicando los valores de C.t necesarios para inactivar 3 unidades logarítmicas de quistes de Giardia se obtienen, simultáneamente remociones de más de 4 unidades logarítmicas de virus, como así también destrucción total de Legionella, coliformes y bacterias heterótrofas. Es decir que si en la práctica se utiliza el valor de C.t del ozono para inactivar 3 unidades logarítmicas de quistes de Giardia, se estaría, en general, garantizando los niveles de remoción de virus y bacterias típicamente exigidos por las normas de calidad para el agua potable.

Por otra parte, se ha observado, también, que optimizando las condiciones para la oxidación de los compuestos orgánicos con ozono, se optimizan, simultáneamente, los valores C.t requeridos para lograr 3 unidades logarítmicas de inactivación de Giardia. Es decir que, en muchos casos, se pueden obtener, simultáneamente, los beneficios de la desinfección primaria con ozono, y de la oxidación de los compuestos orgánicos deseados.

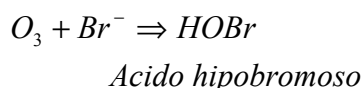
La información de estas tablas confirma, además, que el ozono es el mejor desinfectante que se puede utilizar en el tratamiento del agua ya que los valores C.t son menores que para cualquier otro de los desinfectantes primarios. Sin embargo, es para el ozono molecular que se ha comprobado su excelente eficiencia como desinfectante. Si bien el radical hidroxilo libre es un agente oxidante más potente que el ozono molecular, ha demostrado ser un desinfectante poco efectivo, a menos que esté acompañado por ozono molecular. Es posible que como la vida media de los radicales hidroxilos libres es solamente de unos microsegundos, no permanezcan en la solución el tiempo necesario como para poder entrar en contacto con los microorganismos e inactivarlos.

Se debe tener en cuenta, entonces, que al ser el ozono un desinfectante y oxidante tan potente, el ozono que se agrega al agua con un solo objetivo, por ejemplo, para oxidar, será, también, efectivo (al menos parcialmente) para otro fin, como ser, para desinfectar.

### 3.2.9. Subproductos de la Ozonación

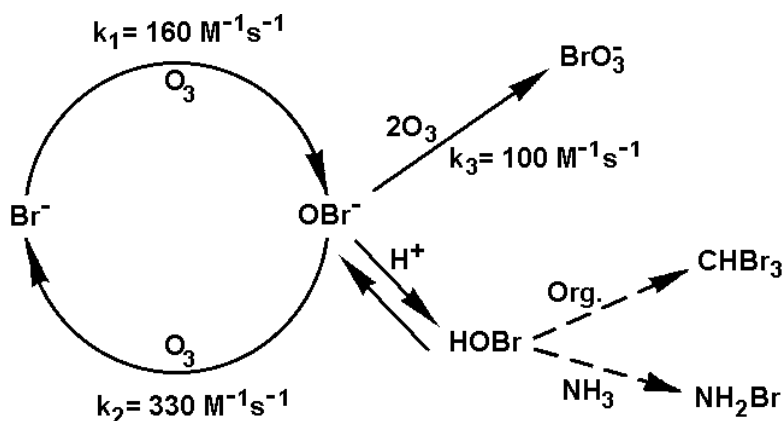
Como ya se mencionó, la oxidación total de los compuestos orgánicos disueltos hasta convertirlos en anhídrido carbónico y agua con cualquiera de los oxidantes que habitualmente se emplean en el tratamiento de agua, raramente se produce. El ozono reacciona con el material orgánico natural presente en el agua, generando subproductos tales como formaldehído, acetaldehído, glyoxal, methol-glyoxal, ácidos pirúvico, oxálico, succínico, fórmico y acético, y peróxido de hidrógeno.

Si bien el ozono por si solo no produce directamente subproductos halogenados, oxida fácilmente los iones bromuro y yoduro formando los halógenos libres que, al reaccionar con ciertos compuestos orgánicos, pueden generar trihalometanos. Por lo tanto, durante la ozonación de aguas que contienen bromuro, éste se oxida a ácido hipobromoso que al reaccionar con los precursores de los subproductos de la desinfección, puede producir bromoformas, ácidos acéticos brominados, bromopicina y acetoneitrilos brominados. El ozono puede, también, oxidar los bromuros a bromato. Estas reacciones proceden según los siguientes mecanismos:





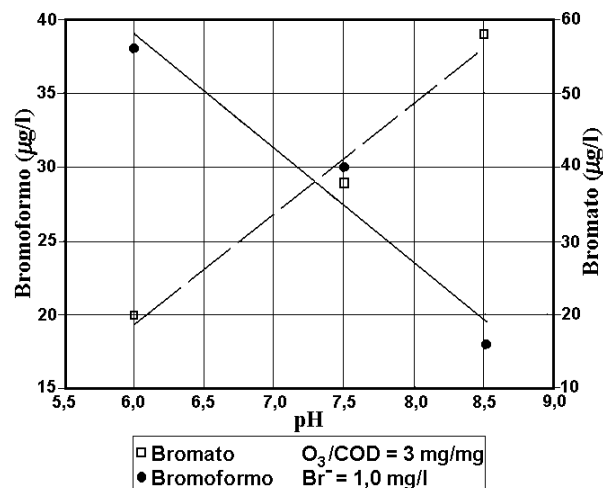
El grado de formación de estos subproductos depende de los mismos parámetros que afectan la formación de los subproductos de la desinfección (SPDs) clorados análogos, pero, en este caso, son más importantes las relaciones ozono a bromuro ( $\text{O}_3:\text{Br}^-$ ) y carbono orgánico total a bromuro ( $\text{COT}:\text{Br}^-$ ), y el pH. La ozonación de un agua con una relación ozono:bromuro alta y con una relación  $\text{COT}:\text{bromuro}$  baja, en condiciones ácidas, favorece la formación de ácido hipobromoso y, en consecuencia, la formación de subproductos bromados. En cambio, la ozonación con una relación  $\text{COT}:\text{bromuro}$  alta, resulta, principalmente, en la oxidación del carbono orgánico para dar los subproductos de oxidación anteriormente mencionados (aldehídos, ácido acético, ácido pirúvico, etc.). Con relaciones de ozono:bromuro altas y  $\text{COT}:\text{bromuro}$  bajas, en condiciones alcalinas, el ozono puede oxidar el ácido hipobromoso hasta bromato. Como esta reacción se produce pasando por la oxidación del ion hipobromito, la generación de bromato se ve favorecida por pH altos, a los cuales predomina el hipobromito sobre el ácido hipobromoso. Las reacciones que gobiernan este sistema se resumen en la **Figura 72**.



**Figura 72.** Esquema de las reacciones de ozonación del bromuro y del hipobromito en presencia de compuestos orgánicos naturales (Fuente: Singer, 1993)

La cantidad de bromato que se forma puede llegar a ser importante, habiéndose determinado concentraciones de hasta  $60 \mu\text{g/l}$ . Dada la aparente relevancia que el bromato tienen para la salud pública, es importante enfatizar la importancia que tiene el efecto del pH sobre la formación de bromato. A valores de pH bajos, se favorecen los subproductos orgánicos bromados, mientras que a pH alcalinos, se favorece la generación de bromato. Esto se puede observar en la **Figura 73**.

El bromato es un subproducto asociado, principalmente, con la ozonación o con la cloración. Si bien no hay evidencia cierta de la carcinogenicidad del bromoformo y clorodibromometano en los seres humanos y la evidencia en los animales experimentales es limitada, el bromodiclorometano es, posiblemente carcinogénico para el hombre.



**Figura 73.** Efecto del pH sobre la formación de bromoformo y bromato durante la ozonación (Fuente: Singer, 1993)

Los ácidos húmicos son resistentes a la ozonación y requieren de tiempos de contacto prolongados con el ozono para generar pequeñas cantidades de ácidos acéticos, oxálicos, fórmicos y tereftálicos, anhídrido carbónico y compuestos fenólicos. Se ha demostrado que si los materiales húmicos, presentes en el agua, se ozonizan e inmediatamente se cloran (dentro de unos 8 minutos) se reduce la formación de trihalometano en un 65%. Sin embargo, si las aguas ozonadas que contienen sustancias húmicas se dejan en reposo durante 24 horas antes de clorarlas, no se observan diferencias en las cantidades de trihalometanos que se forman en estas condiciones con las que se generan cuando se aplica cloro solamente. Esto indica que, aunque el ozono cambia la naturaleza química de los precursores de los trihalometanos, hay reacciones que continúan aún sin la presencia de un residual de ozono, generando compuestos igualmente capaces de producir trihalometanos al aplicarse cloro. Es decir que se debe considerar la implementación de tratamientos alternativos para remover los compuestos orgánicos, antes de aplicar el desinfectante que produce un residual. Según el contaminante orgánico presente, posiblemente se gane poco simplemente cambiando el desinfectante primario.

El ozono oxida los fenoles produciendo compuestos aromáticos intermedios oxidados que si se tratan con más oxidante o se los deja interactuar durante un tiempo largo, se destruyen por ruptura de los anillos. La destrucción total del fenol se logra agregando de 2 a 3 mg de ozono por miligramo de fenol.

Durante la ozonación de agua conteniendo distintos compuestos orgánicos. bajo las condiciones que normalmente se presentan en las plantas potabilizadoras, se ha observado que el ozono:

- No reacciona con los hidrocarburos alifáticos saturados.
- Reacciona con los alcoholes alifáticos generando cetonas, luego ácidos más peróxido de hidrógeno.

- Destruye los compuestos aromáticos clorados, rompiendo los anillos y parte de los enlaces de carbono-cloro, para formar ion cloruro, productos de oxidación alifáticos no clorados y anhídrido carbónico.
- Reacciona con los compuestos clorados en los cuales el cloro está unido mediante enlaces dobles, formando compuestos de epóxidos.
- Oxida el heptacloro a heptacloro epóxido.
- Reacciona con los insecticidas: paratión y malatión generando (como ya se dijo) compuestos intermedios del oxón, el paraoxón y malaoxón, respectivamente.

De acuerdo a lo indicado en la sección 3.2.5 muchos de estos subproductos son tóxicos, por lo tanto, su ocurrencia en el agua potable puede llegar a ser un aspecto importante en aquellos abastecimientos que utilizan fuentes de agua contaminadas con los precursores de los mismos.

Recientemente se han detectado otros subproductos de la ozonación del agua, tales como peróxidos orgánicos y bromohidrinás.

En la **Tabla 31** se indican los subproductos más importantes de la desinfección con ozono, identificados hasta la fecha:

Subproductos de la oxidación	
Aldehídos	Ácidos
Formaldehído	Ácido oxálico
Acetaldehído	Ácido succínico
Glioxal	Ácido fórmico
Metil-glioxal	Ácido acético
Aldo- y Cetoácidos	Peróxido de hidrógeno
Ácido pirúvico	
Subproductos bromados	
Bromato	Bromoformo
Ácidos acéticos bromados	Bromopícrida
Acetonitrilos bromados	

**Tabla 31.** Principales subproductos de la ozonación

### 3.2.10. Prácticas de Ozonación

La mayoría de las plantas potabilizadoras que tratan aguas superficiales con ozono cuentan con, por lo menos una etapa de ozonación, generalmente para desinfección. Sin embargo, como ya se comentó en la sección 3.2.6, para mejorar la eficiencia global del tratamiento, estas plantas comenzaron a aplicar ozono en varias etapas del tratamiento, es decir que practican la pre-ozonación, la ozonación intermedia y la post-desinfección. Estas prácticas son especialmente útiles para el tratamiento de aguas crudas con determinados problemas de calidad como, por ejemplo, en el caso de las aguas de reservorios eutrofizados, que contienen grandes cantidades de algas, amoníaco, hierro,

manganeso y sustancias húmicas. Por ejemplo, en Francia, varias plantas potabilizadoras de gran tamaño ya han implementado tres etapas de ozonación (Paillard y asociados, 1993).

Con excepción de la post-desinfección (final o secundaria) con ozono, que típicamente se implementa como etapa final del ciclo de tratamiento del agua, los otros puntos de aplicación de ozono varían en función de la calidad del agua a tratar y de los objetivos de calidad previstos o requeridos para el agua potable.

### 3.2.10.1. Pre-ozonación

En la **Tabla 32** se resumen, a modo de ejemplo, varios casos de aplicación de pre-ozonación en Francia:

Aplicación del ozono para Pre-ozonación		
Objetivo del tratamiento	Tipo de agua a tratar	Etapas de tratamiento
<b>Remoción de hierro y manganeso</b> Oxidación fácil de $\text{Fe}^{2+}$ y $\text{Mn}^{2+}$	Agua subterránea	Oxidación seguida de una etapa para retener los compuestos oxidados) Agregado simultáneo de $\text{O}_2$ al $\text{H}_2\text{O}$
<b>Remoción, destrucción, o control del crecimiento de algas.</b>	Aguas de lagos o reservorios (La eficiencia del tratamiento dependen de la cantidad y naturaleza de las algas presentes en el agua)	Ozonación seguida de una etapa de remoción, por ejemplo con: - Microtamices - Filtración por filtros de alta carga o mantos filtrante múltiple. - Filtración por filtros lentos de arena
<b>Reducción de color, olor y sabor.</b> Oxidación de compuestos no saturados que, con frecuencia, son los que causan estos problemas. (Se prefiere generalmente removerlos por ozonación intermedia.	Aguas de lagos o reservorios	
<b>Mejoramiento de la floculación, etapa de sedimentación, Microfloculación</b> Mejora la sedimentación de los sólidos en suspensión, turbiedad, con posible reducción de las dosis de coagulantes.	Aguas muy contaminadas	
<b>En reemplazo de otro oxidante,</b> por ej. $\text{Cl}_2$ Para evitar la generación de THMs y compuestos orgánicos halogenados de alto peso molecular.	Aguas contaminadas que no contienen bromuros	Remoción posterior del amoníaco por acción biológica o durante la cloración final.

**Tabla 32.** Principales ejemplos de aplicación de ozono en la etapa de pre-ozonación. (Fuente: Paillard y asociados, 1993)

### 3.2.10.2. Ozonación Intermedia

En la **Tabla 33** se muestran dos usos del ozono en procesos de oxidación intermedia:

Aplicación del ozono para oxidación intermedia	
Mejoramiento de la eficiencia de la filtración biológica para remoción intensa de compuestos orgánicos.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ozonación seguida de filtración lenta: permite aumentar la velocidad de filtración al reducir el índice de taponamiento del agua.</li> <li>- Ozonación seguida de filtración con carbón activado granular. Además de remoción por absorción se produce cierta degradación biológica.</li> <li>- Ozonación seguida de filtración biológica por carbón activado granular colonizado por microorganismos –BAC: mejora la eficiencia de la actividad biológica en el filtro al agregar oxígeno y oxidar los compuestos orgánicos que aún se encuentran presentes, transformándolos en subproductos biodegradables.</li> </ul>
Remoción de hierro y manganeso	<p>Aguas de lagos o reservorios que contienen hierro y manganeso tanto libres como combinados con compuestos orgánicos.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Remoción previa de la mayor cantidad posible de compuestos orgánicos</li> <li>- Remineralización previa por adición de bicarbonato.</li> <li>- Ozonación seguida de filtración (arena o mantos múltiples)</li> </ul>

**Tabla 33.** Ejemplos de aplicación de ozonación intermedia en Francia (Fuente Paillard y asociados, 1993)

### 3.2.10.3. Post-desinfección Con Ozono

La desinfección sigue siendo, todavía, en prácticamente todo el mundo, la principal aplicación del ozono. Muchas de las plantas que tratan aguas superficiales tienen implementada post-desinfección con ozono. Esto se debe a que el ozono ha demostrado ser el desinfectante químico más efectivo para destruir bacterias, virus y protozoos (Amoeba y Cryptosporidium, etc.). Con la disponibilidad de equipos más eficientes y de costo más accesible, el uso del ozono se extenderá, probablemente, no sólo entre las grandes plantas de tratamiento sino también entre las de menor tamaño.

### 3.2.11. Estación de Ozonación

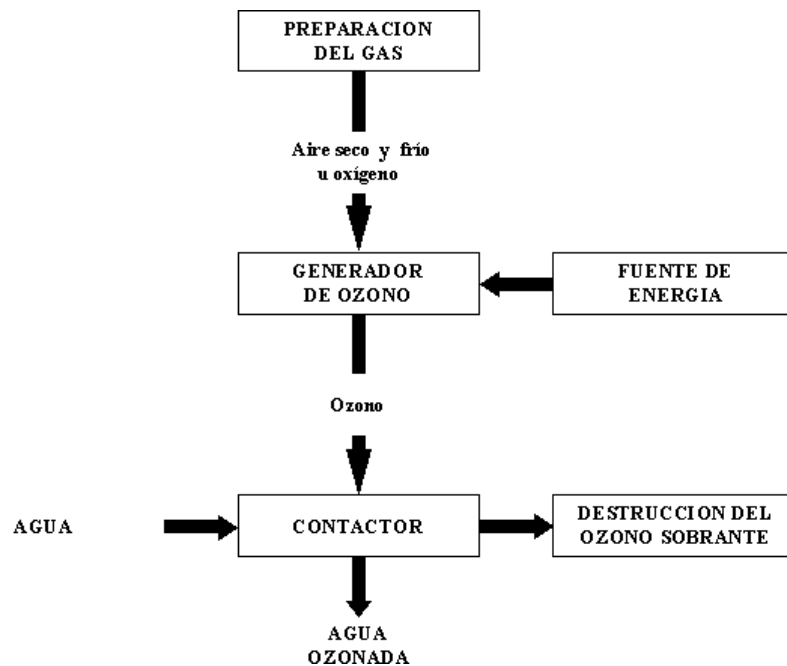
#### 3.2.11.1. Componentes Básicos

Los sistemas de desinfección con ozono para abastecimientos de agua constan de cinco componentes básicos:

- La unidad de preparación del gas precursor: aire u oxígeno puro.
- El generador de ozono.
- La fuente de energía eléctrica.
- El contactor.
- La unidad para la eliminación del excedente de gas.

En la **Figura 74** se muestra el diagrama de flujo de una estación de ozonación. En general, a esta instalación se le debe incorporar la de una desinfección secundaria con

un desinfectante que produzca un residual que persista en el agua tratada en los sistemas de distribución.



**Figura 74.** Diagrama de flujo del proceso de ozonación

### 3.2.11.2. Preparación del Gas

El dispositivo de preparación de gas se utiliza para secar y enfriar el gas que contiene oxígeno (aire). Con los generadores del tipo de descarga de corona se puede emplear aire seco u oxígeno puro como fuente precursora del ozono, es decir del oxígeno. En primer lugar, el aire se enfría a 3–5°C para reducir su contenido de agua a un 10% de su valor original. Así se libera el aire de todo el polvo que pudiera tener y se lo seca a un punto de condensación de –65°C, a fin de maximizar el rendimiento del ozono y minimizar la generación de óxidos de nitrógeno que podrían acelerar la corrosión de los electrodos. Luego, se lo absorbe en sílice gelatinosa. También es necesario enfriar el gas ya que si la temperatura supera los 30°C, el ozono se vuelve a descomponer rápidamente en oxígeno.

El aire se puede, también, secar utilizando desecantes químicos en lugar de refrigeración. El costo de este método es algo mayor y varía considerablemente de un lugar a otro, pero, en el caso de sistemas pequeños, debido a la sencillez de operación y mantenimiento del mismo, se compensa el mayor precio.

Si el aire se ha secado y enfriado hasta los niveles requeridos, el gas que sale del generador (producto) contendrá, en general, de 1% a 3,5% de ozono. Si se utiliza oxígeno puro se aumenta la formación de ozono, de modo que, con el mismo generador, se obtendrá un gas con hasta un 7% de ozono. Con cedazos moleculares de zeolita que eliminan el nitrógeno del aire, se ha podido producir, con gran eficiencia, oxígeno esencialmente puro. Si bien, constantemente se están investigando y desarrollando nuevas mejoras para aumentar aún más el rendimiento de ozono, parece ser que, en

general, la vida útil del generador se reduce si las concentraciones de ozono son mayores.

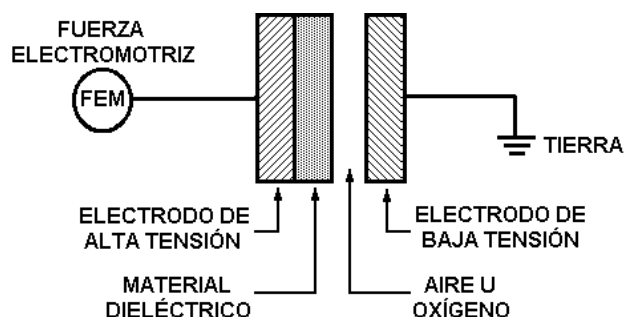
### 3.2.11.3. Generadores de Ozono

El ozono se puede generar de dos formas:

- Haciendo pasar oxígeno o aire seco y frío a través de una descarga de corona, o
- Por fotólisis\*

Dado que la gran mayoría de los generadores de ozono utilizados en las plantas potabilizadoras lo producen por el primero de estos métodos, a continuación, solamente se describirá éste.

La formación de ozono resulta de la excitación de moléculas de oxígeno que se separan en átomos de oxígeno sencillos y que luego se recombinan para formar moléculas de tres átomos de oxígeno:  $O_3$ . El ozono generado se puede, después, descomponer produciendo oxígeno altamente activado con una gran capacidad para oxidar. El aire limpio, seco y frío proveniente del sistema de preparación del gas o el oxígeno puro, se hace pasar entre electrodos de alta tensión. Estos electrodos funcionan con corriente alterna y solamente producen ozono durante el periodo de tensión creciente poco antes de la culminación. Si se eleva la frecuencia de la tensión alternante es posible aumentar la generación de ozono. Los electrodos se deben enfriar mediante agua o aire. La **Figura 75** muestra el diseño típico de una celda de descarga de corona.



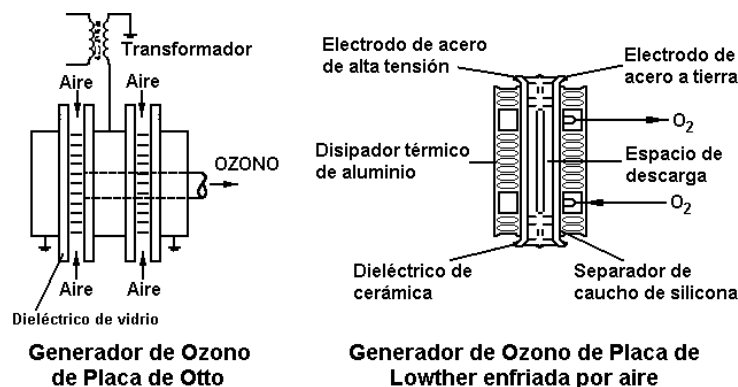
**Figura 75.** Configuración típica de una celda de descarga de corona para la generación de ozono (Fuente: Reiff y Witt, 1995)

Si bien en el mercado existen distintos tipos de diseños de generadores patentados, la mayoría son del tipo:

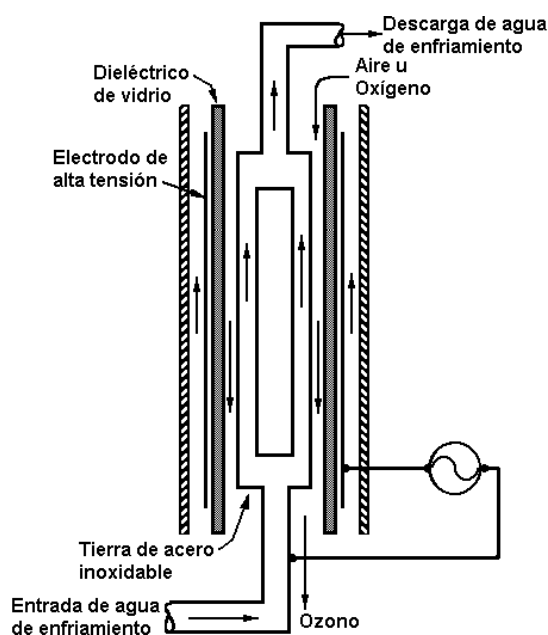
- De tubo.
- Placa de Otto.
- Placa de Lowther.

\* Fotólisis: descomposición química producida por energía radiante electromagnética, especialmente por acción de la luz.

En la **Figura 76** y la **Figura 77** se ilustran los diagramas de los generadores de placa de Otto y de Lowther y del tipo de tubo, respectivamente. El diseño de la placa de Otto es el más antiguo y opera a presión atmosférica o negativa con la ventaja de que puede funcionar hasta puntos de condensación de  $-30^{\circ}\text{C}$  sin que sufra daños importantes. Sin embargo, su eficiencia es menor que la de los otros dispositivos por lo que se la utiliza cada vez menos. El dispositivo de placa de Lowther, se enfría por aire y puede utilizar aire atmosférico u oxígeno puro. Requiere de menos energía que todos los otros generadores y funciona, típicamente a una frecuencia de 2.000 Hz a 9.000 voltios a una presión de gas de cerca de  $1.0 \text{ k/cm}^2$ . La información sobre la eficiencia de su funcionamiento a largo plazo es limitada. El tipo de tubo horizontal es un dispositivo que se enfría con agua, y que se utiliza generalmente con fines industriales y en las grandes plantas potabilizadoras. Sin embargo, también existen varios tipos de menor tamaño para plantas pequeñas. El porcentaje de ozono generado más alto que se ha informado a la fecha es de 14%. Este valor se obtuvo con un dispositivo (patentado) que emplea tubos dieléctricos de poco diámetro y oxígeno.



**Figura 76.** Generadores de ozono del tipo de placa: de Otto y de Lowther  
(Fuente: Reiff y Witt, 1995)



**Figura 77.** Generador de ozono del tipo de tubo (Fuente: Reiff y Witt, 1995)

### 3.2.11.4. Fuentes de Energía Eléctrica

Aunque las fuentes de energía eléctrica que comúnmente se utilizan hoy, son de baja frecuencia (50-60 hertzios) y alta tensión (>20.000 voltios), los avances de los últimos años en el campo de la electrónica, permitieron desarrollar dispositivos que funcionan a alta frecuencia (1000 a 2000 Hz) y 10.000 voltios. Actualmente, la mayoría de las grandes plantas potabilizadoras utilizan, preferentemente, estos últimos equipos ya que, generalmente son más eficientes. Sin embargo, estas fuentes de energía no se emplean aún las plantas de menor tamaño.

Si bien no se necesita mucha energía para generar el ozono, la que se requiere para la preparación del aire es significativa. El consumo total de energía de los sistemas que emplean oxígeno o aire es de 25 a 30 kilovatios - hora de electricidad por kilogramo de ozono producido, respectivamente.

Como la desinfección del agua que se distribuye para consumo humano debe mantenerse continuamente, en aquellos lugares donde el suministro de energía eléctrica es muy variable o poco confiable, se deberá contar con generadores de electricidad de reserva que permitan asegurar continuidad de la desinfección.

### 3.2.11.5. Contactores

Como el ozono es poco soluble en el agua, para introducirlo en la corriente de agua a tratar el gas debe entrar en estrecho contacto con la misma. Para lograr esto se utilizan distintos tipos de dispositivos con los que se pueden generar finas burbujas (de 1 mm de diámetro aproximadamente). El agua disuelve, preferentemente, el ozono presente en el gas agregado, mientras que casi todo el oxígeno y el nitrógeno que lo acompañan pasan por el agua sin llegar a disolverse. Ya en el agua, el ozono reacciona casi inmediatamente con la materia orgánica, especialmente con los microorganismos, pero, como se mencionó anteriormente, la mayor parte del ozono se descompone rápidamente en el agua. En el agua existen ciertos compuestos que catalizan esta descomposición.

Para transferir el ozono al agua que se va a desinfectar, se utilizan distintos tipos de contactores. El tipo de contactor a utilizar se selecciona en función del objetivo específico de la ozonación, objetivos éstos que se pueden agrupar en dos clases según la velocidad de las reacciones involucradas en los mismos, a saber:

- *Reacciones rápidas:* tales como las de inactivación de microorganismos; de oxidación del hierro, manganeso y sulfuros; y las de mejoramiento de la floculación.
- *Reacciones lentas:* como las de oxidación de los compuestos más difíciles de oxidar, tales como los plaguicidas, compuestos orgánicos volátiles y otros compuestos orgánicos complejos que, debido al tipo de cinética involucrada, tienden a requerir tiempos de reacción más prolongados. En este tipo de reacciones, la ozonación se suele complementar con luz ultravioleta o peróxido de hidrógeno ("procesos avanzados de oxidación"), lo que, como ya se indicó, acelera las reacciones.

Si el objetivo fundamental de la ozonación es la desinfección, lo que típicamente se suele hacer es agregar, lo más rápidamente posible, suficiente cantidad de ozono como para satisfacer la demanda de ozono y poder mantener un residuo de ozono durante un período de tiempo lo suficientemente largo como para asegurar la inactivación o

destrucción de los microorganismos. Debido a que el ozono tiene un potencial de oxidación mayor que el del cloro, la demanda de ozono, para la mayoría de las aguas, suele ser mayor que la de cloro,. Por lo general, ésta varía entre 3 y 9 mg/l. Normalmente, durante la desinfección con ozono se trata de mantener un residual mínimo de 0,4 a 0,5 mg/l después de 10 a 20 minutos de contacto con el agua.

El diseño y calidad de construcción del generador es crítico y, en general, determina el éxito o el fracaso de los procesos de desinfección con ozono. Los tipos de contactores que habitualmente se emplean en las plantas potabilizadoras son los siguientes:

- Convencionales con difusores.
- De turbina.
- Columnas empacadas.
- Inyectores.
- Tubos en U profundos.

Si bien el tipo de contactor se selecciona en función de muchos factores, incluidos el terreno disponible para su instalación y el costo de los mismos, en general, la selección depende, como ya se dijo, de los objetivos específicos de la ozonación. En la **Tabla 34** se indican las selecciones apropiadas para cada uso:

Objetivos del tratamiento	Contactor más apropiado
Desinfección primaria	Difusor (de burbuja fina) de niveles múltiples
Oxidación de hierro y manganeso	Inyectores (burbujas finas) de niveles múltiples
Remoción de color	Difusor (de burbujas finas) de niveles múltiples, inyector, tubo en U profundo, turbina.
Control de olor y sabor	Difusor (de burbujas finas) de niveles múltiples, tubo en U profundo.
Oxidación	Tubo en U profundo, inyector, difusor (de burbujas finas) de niveles múltiples.
Remoción de algas	Turbina

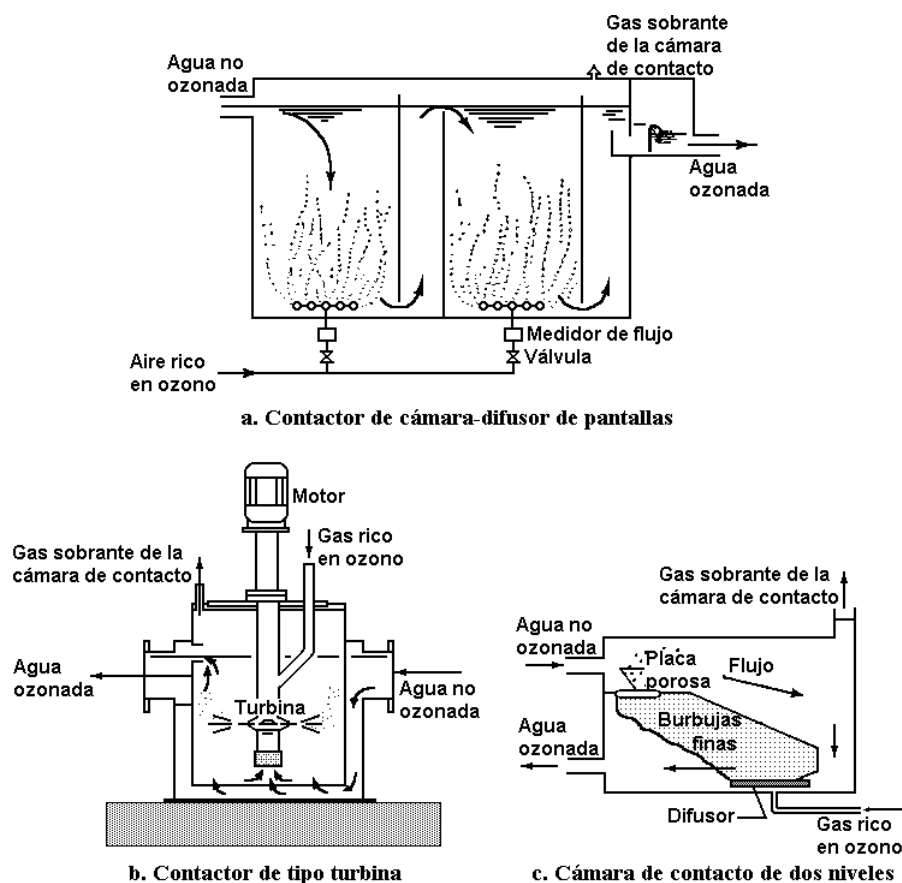
**Tabla 34.** Selección de contactores (Fuente: AWWA, 1998)

En la **Figura 78** se muestran tres diseños básicos de contactor:

- El de cámaras separadas con pantallas o tabiques y difusor
- El reactor agitado por turbina.
- El difusor de burbujas de columnas múltiples.

Ensayos realizados han demostrado que con el difusor de burbujas de columnas múltiples se alcanza la mayor eficiencia de transferencia. En plantas potabilizadoras de menor capacidad, el ozono se produce, frecuentemente, a una presión de 1.0 k/cm<sup>2</sup> y se lo dispersa en forma de burbujas finas que se introducen en una columna de agua de 5 metros de altura en la cual la oxidación y la desinfección se producen simultáneamente. Para acelerar la disolución del ozono y favorecer la mezcla, dispersando mejor las burbujas y aumentar el tiempo de contacto, se suelen utilizar columnas o cámaras de

contacto llenas de trozos irregulares de material plástico o anillos cerámicos, o mezcladores estáticos y difusores de hélice. Con un difusor de columna o cámara de contacto se pueden alcanzar eficiencias de transferencia del 90% o más. El tiempo de contacto que se utiliza para la oxidación y desinfección, varía, generalmente, de 10 a 20 minutos. En los tres tipos de contactores que se muestran en la **Figura 78**, se emplea flujo en contracorriente, en el que el agua fluye hacia abajo y las burbujas de aire ascienden de modo de lograr el máximo tiempo de contacto posible.



**Figura 78.** Diagramas de contactores de ozono (Fuente: Reiff y Witt, 1995)

### 3.2.11.6. Destrucción del Exceso de Ozono

Como ya se indicó en la sección 3.2.3, la solubilidad del gas se rige por la Ley de Henry, es decir que, la concentración de ozono disuelto que se puede obtener será directamente proporcional a la presión parcial del gas de ozono sobre el agua. O sea que, aún cuando la eficiencia de transferencia sea del 90%, el gas que escapa del contactor contendrá entre 500 a 1000 ppm de ozono. Debido a esto, es común que el excedente de ozono se recircule a una etapa anterior del proceso de tratamiento a fin de no sólo utilizar la mayor cantidad posible del ozono producido, sino también para mejorar la oxidación o floculación.

Sin embargo, aún cuando se recircule el gas excedente, habrá, por lo general, un excedente de ozono en los gases que se escapan de las cámaras que es necesario

eliminar o diluir lo suficiente como para evitar que la concentración de ozono en el aire supere los valores límites permitidos. En las plantas potabilizadoras de menor tamaño, es posible utilizar la dilución con aire, pero en las plantas grandes se debe utilizar uno de los tres métodos siguientes para destruir el excedente de ozono:

- Descomposición térmica, aumentando la temperatura a más de 300°C.
- Descomposición catalítica con metales u óxidos de metal.
- La adsorción en carbón activado granular húmedo.

### **3.2.11.7. Materiales a Utilizar en la Construcción de Equipos para Ozono**

Al diseñar los equipos para ozonación, se debe recordar el carácter sumamente agresivo del ozono. Por lo tanto no se pueden utilizar ningún tipo de gomas, ni la mayoría de los plásticos, ni el neopreno, ni las gomas de etilen-propilen dieno, ni el aluminio. Los únicos materiales que se pueden emplear son el acero inoxidable 316 y 305, el vidrio, el Hypalon, el teflón, y el hormigón. Existen diferencias de opinión con respecto a uso de PVC. Con frecuencia, los fabricantes aconsejan el PVC, pero, aparentemente, la calidad del material no es homogénea, y, regularmente, ocurren incidentes por fallas de las piezas, cañerías o equipos fabricados con PVC.

### **3.2.11.8. Seguridad**

En general, el ozono se considera un método muy seguro de desinfección, ya que se produce solo una pequeña cantidad en exceso de necesaria para la oxidación y desinfección. Una vez generado el ozono, se mezcla rápidamente con el agua a desinfectar, por lo que raramente alcanza a reaccionar con otras sustancias que pudieran causar algún problema relacionado con la seguridad.

Si bien aún no existen normas sobre la cantidad de ozono que se puede emitir a la atmósfera, los grandes volúmenes de aire que contienen entre 500 y 1.000 ppm ozono se deben disponer de forma adecuada. El excedente de ozono se puede eliminar, como ya se indicó, transformándolo nuevamente en oxígeno por medio de alguno de los métodos ya mencionados. Si se emplea la dilución, el gas se debe mezclar con suficiente cantidad de aire como para reducir la concentración ozono hasta un valor compatible con el nivel máximo admisible en el aire. Relaciones de dilución de ozono a aire de 100:1 a 200:1, suelen ser, generalmente, suficientes.

Debido el alto poder oxidante del aire ozonizado, existe cierto riesgo de que se produzca fuego, inmediatamente a la salida de los electrodos. En presencia de humedad, la descarga de alta tensión tiende a producir gases nitrosos en lugar de ozono, los que al combinarse con la humedad forman ácido nítrico sumamente corrosivo.

En aquellos casos en que el agua a tratar contienen compuestos orgánicos volátiles, se debe controlar que el gas en las cámaras de contacto no contenga hidrocarburos para evitar condiciones que puedan provocar una explosión.

Como el ozono nunca se almacena sino que se lo genera en el lugar y se lo utiliza de inmediato, se lo puede considerar como un método muy seguro de desinfección aún para las plantas potabilizadoras de menor capacidad.

Sin embargo, como todos los demás gases oxidantes, el ozono es altamente venenoso. Aparentemente, la sensibilidad al ozono aumenta con el contacto, por lo que si el personal con frecuencia está expuesto a pequeñas cantidades de ozono, corre un mayor peligro que si se expone por primera vez.

El equipo generador de ozono y los contactores se deben instalar, preferentemente, en salas o edificios separados. Todas las instalaciones de tratamiento, como los filtros, etc., se deben, también, separar (herméticamente) de las salas de control.

### **3.2.12. Factibilidad del Uso de Ozono Para la Desinfección de Agua en Argentina**

En general, a este desinfectante le caven las mismas consideraciones que para el dióxido de cloro con respecto a los problemas asociados a la generación en planta del desinfectante con equipos fabricados en el exterior, de alto costo operativo, necesidad de incorporar etapas de tratamiento adicionales, incluido procesos biológicos, necesidad de controlar parámetros que requieren de personal con alto grado de capacitación y experiencia, tales como carbono orgánico asimilable, carbono orgánico disuelto, los subproductos de la oxidación, que inevitablemente acompañan al ozono y los de la desinfección. Además, también se pueden aplicar a este caso las desventajas que se discutirán para la radiación UV, en primer lugar: la necesidad de utilizar otro desinfectante para producir un residual persistente que se pueda mantener en los sistemas de distribución, especialmente para controlar el recrecimiento de microorganismos que podría verse favorecido por los subproductos oxidados biodegradables generados durante la ozonación, los que de no removerse adecuadamente en la planta servirán de nutriente a los microorganismos que puedan existir en las redes de distribución.

También en este caso, la implementación del ozono sólo podría ser costo-efectivo en casos muy especiales.

## **3.3. DESINFECCIÓN CON RADIACIÓN ULTRAVIOLETA**

### **3.3.1. Evolución de la Desinfección con Luz UV**

Desde comienzos de siglo se viene utilizando la radiación ultravioleta emitida por lámparas de arco de mercurio para la esterilización del agua. Si bien en Europa algunas plantas potabilizadoras pequeñas utilizaron la radiación ultravioleta (UV) para desinfectar, el costo de operación de estas instalaciones superaba ampliamente el de aquellas que utilizaban cloro, por lo que su uso en los abastecimientos de agua potable ha sido limitado. Esto sumado a la falta de un elemento que sirva de prueba de su confiabilidad (ausencia de un residual para medir) y a la falta de un residual desinfectante persistente, han impedido la generalización de su uso.

De la investigación realizada en 1975 por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica sobre el uso de la radiación UV para pequeños sistemas de abastecimiento, surgió, nuevamente, que una de las principales desventajas que presentaba era el costo elevado en comparación con las que utilizaban cloro, considerando costos de inversión, operación y mantenimiento, además del hecho de que no se generaba un desinfectante residual que permitiera proteger la calidad del agua en

los sistemas de distribución. Sin embargo, posteriormente, se comenzó a evaluar el uso de la radiación ultravioleta para el tratamiento de los efluentes de plantas depuradoras de líquidos cloacales, y, en los últimos años, ha vuelto a despertarse el interés como desinfectante del agua para consumo humano, debido, fundamentalmente, a su capacidad de desinfectar sin producir cambios físicos o químicos evidentes en el agua tratada. Debido a este renovado interés, se desarrollaron tanto en Europa como en América, varios proyectos de demostración para sistemas de abastecimiento de agua de comunidades pequeñas. Todo estos sistemas empleaban la radiación ultravioleta como desinfectante primario, y, generalmente cloro o cloraminas como desinfectante secundario para producir un residual adecuado.

Simultáneamente se fueron desarrollando y ensayando unidades de tratamiento y sistemas de control del proceso de desinfección y del equipamiento que conforma las unidades, para superar muchos de los inconvenientes que el proceso y sistemas de radiación UV presentan, tales como: imposibilidad de medir directamente la dosis de radiación aplicada, condiciones de flujo en los reactores, desarrollo de películas biológicas e incrustaciones sobre las paredes de las camisas de los tubos UV, etc. Hoy existen en el mercado, especialmente en los Estados Unidos de Norteamérica, Canadá y países europeos, varios equipos, aunque la mayoría de éstos están diseñados para la desinfección de efluentes tratados de plantas depuradoras de líquidos cloacales o, más recientemente, para aguas a ser reutilizadas.

### **3.3.2. Características de la Radiación UV**

La radiación consiste en una emisión de energía al medio ambiente que puede convertirse posteriormente en energía térmica, química o mecánica. Las radiaciones se clasifican, generalmente en dos grupos: radiaciones corpusculares y ondas electromagnéticas. La radiación UV es un ejemplo de radiación electromagnética, y por lo tanto, no tiene ningún tipo de materia asociada a ella.

Se ha demostrado que la radiación UV puede destruir bacterias, virus y hongos, ya sea que se encuentren en suspensión en el aire, en líquidos o depositados sobre superficies. La desinfección del agua con luz ultravioleta se puede lograr con longitudes de onda entre 240 y 280 nanómetros (nm), con una máxima eficiencia germicida cerca de los 260 nm, aproximadamente (Reiff y Witt, 1995).

La radiación UV se genera mediante fuentes especiales de vapor de mercurio. El principio de todas las lámparas de mercurio es el mismo: un flujo de electrones entre electrodos a través de vapor de mercurio ionizado. El arco de una lámpara fluorescente opera con los mismos principios básicos y genera el mismo tipo de radiación UV. La diferencia entre estos dos tipos de lámparas radica en que el bulbo de la lámpara fluorescente está recubierto por un compuesto de fósforo que convierte la luz UV en luz visible. La lámpara germicida está fabricada con un vidrio especial que no está recubierto, y que por lo tanto transmite los rayos UV generados en el arco.

Las lámparas de arco de mercurio de baja presión que se encuentran en el mercado emiten su máxima energía a una longitud de onda de 253,7 nm (nanómetros).

Los sistemas de UV que actualmente existen en el mercado utilizan dos tipos de lámparas de arco de mercurio: las de alta presión y las de baja presión. En algunos establecimientos prefieren las de baja presión, ya que éstas requieren tiempos de

contacto más prolongados, lo que aumenta el tiempo de residencia en la unidad de tratamiento, favoreciendo el proceso de desinfección.

### **3.3.3. Acción Desinfectante**

La energía de los rayos UV se utilizan para destruir los microorganismos. Pero para lograrlo es necesario que las ondas electromagnéticas de la radiación ultravioleta realmente "impacten" sobre el organismo. En este proceso, parte de la energía radiante es absorbida por el microorganismo y por los otros constituyentes del medio que lo rodea. Existe suficiente evidencia como para concluir que si una dosis suficiente de energía UV impacta el organismo, se puede desinfectar eficientemente el agua (o el líquido cloacal tratado). Se cree que el efecto desinfectante de la radiación UV está asociado con su absorción por parte de varios compuestos orgánicos moleculares esenciales para la supervivencia de las células. La energía de disipación generada por excitación en una reacción fotoquímica intracelular, rompe los enlaces no saturados, especialmente de la purina y pirimidina que componen las nucleoproteínas, produciendo un cambio bioquímico progresivo letal (White, 1998). El tratamiento con radiación UV no altera químicamente el agua ya que no se agrega nada a la misma, excepto energía, que produce calor, resultando en un aumento de la temperatura del agua. Los rayos UV deben penetrar la pared de las células de los microorganismos para poder destruirlos. O sea que la única energía que los destruye es la que llega, impacta sobre ellos y es absorbida. Por lo tanto, el agua debe estar libre de partículas que puedan proteger a los mismos. Esto constituye una de las principales desventajas del proceso de desinfección con radiación UV. Otras desventajas son, como ya se mencionó, la falta de un método de campo que permita establecer rápidamente la eficiencia del proceso, y su incapacidad para proveer algún tipo de poder desinfectante residual.

La radiación UV penetra las paredes de la célula de los microorganismos inactivándolas por destrucción fotoquímica del ácido desoxiribonucleico (ADN). Sin embargo, el ADN se puede reparar por mecanismos que se desarrollan en ausencia de la luz o por fotoreactivación bioquímica. Ambos procesos pueden ocurrir si el tiempo de contacto con la radiación UV no es suficiente. Ciertos patógenos tienen la capacidad de fotoreactivarse. Cuando se produce la reparación del ADN por cualquiera de los dos procesos, las células pueden vivir y reproducirse, y por lo tanto el efecto de la desinfección se ve anulado.

### **3.3.4. Interferencias Con la Acción Desinfectante de la Radiación UV**

La temperatura del agua tiene poca, o ninguna, influencia sobre la eficiencia de desinfección con radiación UV, pero sí ejerce un efecto sobre el rendimiento operativo de las lámparas de luz UV.

En teoría, con este método de desinfección se puede alcanzar cualquier grado de destrucción e inactivación de los microorganismos; sin embargo, existen varios factores que atenúan la penetración de los rayos ultravioleta en el agua, impidiendo que éstos lleguen a impactar sobre los microorganismos, y, en el caso del tratamiento del agua, esto es algo a tener muy en cuenta ya que afecta a la eficiencia del proceso de desinfección.

La energía ultravioleta es absorbida a medida que atraviesa la pared de la lámpara, el cuarzo o teflón de la camisa y las paredes del reactor. También es absorbida por el agua, aunque en mucho mayor grado por los distintos tipos de sólidos en suspensión o disueltos, la turbiedad y el color del agua. En el agua potable, la concentración de sólidos en suspensión es generalmente mucho menor que 10 mg/l, nivel en el cual comienzan a experimentarse problemas con la absorción de la luz ultravioleta. La intensidad de la coloración del agua y el tipo y cantidad de compuestos orgánicos disueltos son, aparentemente, más importantes, en cuanto a la cantidad de luz que absorbe el agua, que la turbiedad misma, pero esta última puede hacer las veces de escudo que protege a los microorganismos contra la exposición a la luz ultravioleta. Ciertos compuestos químicos presentes en el agua, tales como proteínas, fenoles, sustancias húmicas, y compuestos de hierro, ejercen una demanda de transmitancia\* en el agua. El aumento de demanda de estos compuestos se expresa generalmente en porcentajes de transmitancia. Al diseñarse un sistema UV para una planta potabilizadora, se debe tener en cuenta la capacidad de absorción de estos compuestos. Esta absorción por parte de los componentes del agua o demanda de transmitancia en el agua es lo que se describe como demanda de radiación UV (Malley y asociados, 1995).

El porcentaje de transmitancia para un agua dada se define como:

$$\% \text{ transmitancia} = 100 \times 10^{-A}$$

donde:

$A$  = absorbancia a 254 nm (unidades de absorbancia/1 cm paso de luz)

Según la concentración de los componente naturales del agua, afectan, también la transmitancia de radiación UV, por ejemplo: hierro, > 0,1 mg/l; dureza, > 140 mg/l, sulfuro de hidrógeno, > 0,2 mg/l.

En la **Tabla 35** se muestran los porcentajes de transmitancia relativos para diferentes tipos de calidades de agua.

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

**Tabla 35.** Calidad del agua y mediciones de radiación UV asociadas

La cantidad de radiación UV que es absorbida por las moléculas orgánicas depende de los electrones vacantes de las mismas cuando se encuentran en su estado fundamental. La mayoría de la fotoquímica orgánica se ha producido en el rango de UV lejano (120-200 nm) y en el UV cercano (200-300 nm). En general, los compuestos orgánicos saturados absorben, preferentemente, longitudes de onda cortas de luz UV mientras que

---

\* Transmitancia: relación entre la energía radiante transmitida y el total de energía radiante que incide sobre un cuerpo determinado ( $T = I/I_0$ )

los compuestos orgánicos con doble enlace absorben preferentemente longitudes de onda largas de luz UV (Malley y asoc., 1995).

La materia orgánica que normalmente se encuentra en las aguas superficiales muy coloreadas o en las aguas subterráneas ejerce una absorción de radiación UV, a 254 nm, de aproximadamente 0,100 y 0,800  $\text{cm}^{-1}$ . En cambio, las aguas superficiales tratadas y las aguas subterráneas típicas, las absorbancias son significativamente menores variando, en general, entre 0,005 y 0,050  $\text{cm}^{-1}$ . Estas absorbancias menores sugieren la presencia de menor cantidad de especies en las aguas, que absorben UV (Malley y asoc., 1995).

La formación de películas biológicas sobre la superficie de los tubos de cuarzo que están en contacto con el agua, y las incrustaciones, son la causa del mayor porcentaje de pérdida de intensidad de luz UV.

Existen también otros factores que pueden interferir con la eficiencia de la desinfección UV. Si se produce ozono en el aire entre la camisa o tubo de cuarzo y el tubo UV, se pierde energía. Sin embargo, los diseños desarrollados en los últimos años tienden a minimizar las pérdidas de energía. El aglutinamiento de los microorganismos y la presencia de partículas (como ya se mencionó) pueden actuar como escudos protegiendo los microorganismos y produciendo dispersión de la luz UV. Por lo tanto, el agua se debe filtrar antes de la desinfección con radiación UV para evitar estos problemas.

La dosis de luz UV está relacionada con la cantidad de potencia neta del equipo. La mayoría de los fabricantes dan estimaciones conservativas de la potencia neta de sus unidades a fin de considerar las variaciones que normalmente se producen. La potencia neta, a su vez, depende de la tensión de la unidad, de la edad de la misma, y de la temperatura de operación. Si la electricidad que viene de una línea de tensión principal o de una fuente de energía individual, fluctúa debido a que existen otros equipos conectados a la misma, la dosis de irradiación UV no será, entonces, constante. Se han desarrollado varios equipos eléctricos que anulan los efectos de las fluctuaciones de tensión y que intentan mantener constante la tensión suministrada a las lámparas de UV. El sistema eléctrico dentro de una planta de tratamiento típica es un circuito de distribución cerrado, que permite que a las lámparas UV les llegue un flujo de electricidad constante.

A medida que las lámparas envejecen, su intensidad decrece. Al diseñar el sistema UV, la intensidad seleccionada refleja, típicamente la potencia de la lámpara luego de 8.000 horas de funcionamiento. La intensidad de la luz es aproximadamente un 10% mayor que la intensidad que realmente recibe el agua, ya que el tubo de cuarzo que rodea las lámparas absorbe radiación UV. Debido a que los actinómetros utilizados para medir la intensidad de la luz UV (en el reactor) lo hacen luego de que la luz ha pasado a través de la camisa o tubo de protección de cuarzo, que protege la lámpara de la radiación absorbida por el tubo no representa un problema en la determinación de la dosis.

### **3.3.5. Efectos Sobre la Salud**

No existen evidencia de que hayan efectos nocivos directos sobre la salud de los consumidores de agua desinfectada con luz ultravioleta. Durante el proceso de desinfección no se incorpora ninguna compuesto al agua; no existe riesgo alguno de

generación de trihalometanos, y la luz ultravioleta no modifica el sabor ni el olor del agua tratada, tal como se indica en la sección 3.3.9. Con las dosis y frecuencia empleadas en la desinfección, no se han informado, por el momento, sobre la formación significativa de subproductos. La aplicación de dosis excesivas de radiación UV al agua tampoco produce efectos adversos sobre la salud de los consumidores. Por el contrario, el personal que opera el equipo de desinfección con luz ultravioleta debe estar debidamente protegido y usar anteojos y ropa apropiadas para evitar exponerse a la radiación de alta energía de la luz ultravioleta.

### 3.3.6. Reacciones Químicas de la Radiación UV en el Agua

El estudio de la fotoquímica trata de las interacciones entre la energía de la luz y las moléculas. Los cambios físicos y químicos que resultan de estas reacciones se deben a la activación de los enlaces en las moléculas. Luego de que una molécula en su estado original (básico) absorbe energía electromagnética de una fuente de luz, la molécula pasa a un estado excitado, que hacen posible, termodinámicamente, los procesos físicos y químicos. En el estado excitado, la molécula se vuelve un aceptador o donador más eficiente de electrones. La radiación electromagnética producida desde la fuente de luz tiene una cierta cantidad de energía asociada a ella, que depende de muchas propiedades. La ecuación (1) desarrollada por Planck en 1901, describe la energía producida en base a la frecuencia y longitud de onda de la luz.

$$E = h \cdot \nu = h \cdot \frac{c}{\lambda} \quad (1)$$

Donde:

$E$  = energía elemental de radiación (típicamente expresada en joules).

$h$  = constante de Planck (J-seg).

$\nu$  = frecuencia (ciclos/seg).

$c$  = velocidad de la luz ( $\approx 3,0 \times 10^{10}$  cm/seg).

$\lambda$  = longitud de onda (cm).

Como la velocidad de la luz es constante, la frecuencia y la longitud de onda son las únicas variables que caracterizan la cantidad de energía que una fuente de luz específica puede generar. Se necesitan por lo menos 40 Kcal de energía para romper la mayoría de los enlaces químicos. Por esta razón, solo longitudes de onda menores a 700 nm tienen suficiente energía como para separar los enlaces.

### 3.3.7. Eficiencia de la Radiación UV

#### 3.3.7.1. Grado de Inactivación

El grado de inactivación por radiación UV está directamente relacionado con la dosis de radiación UV aplicada al agua. Para un nivel de inactivación de microorganismos determinado, el tiempo que el agua debe estar expuesta a la luz ultravioleta es

inversamente proporcional a la intensidad de la luz que penetra el agua, considerando la capacidad de absorción del agua y la dispersión de la luz debido a la distancia. En 1975, Oliver y Cosgrovel demostraron que, independientemente del tiempo de exposición o la intensidad de la dosificación, si se suministra la misma energía total, se obtiene el mismo grado de desinfección. La energía o dosis necesaria para la destrucción o inactivación de un determinado organismo se describe como el producto de la velocidad a la cual energía es emitida (intensidad) por el tiempo que el organismo está expuesto a dicha energía:

$$D = I \cdot t$$

Donde:

$I$  = intensidad,  $\mu\text{v}/\text{cm}^2$

$T$  = tiempo, seg

$D$  = dosis,  $\mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$

Por lo tanto los parámetros más importantes para el diseño de cualquier sistema de desinfección por UV son la intensidad de la energía radiante que es capaz de llegar hasta los microorganismos y el tiempo de exposición. Esta relación es similar a la que se utiliza para la comparación de los desinfectantes químicos donde  $k = C.t$ , siendo  $C$  (concentración del desinfectante), en este caso, equivalente a  $I$  (intensidad). Por lo tanto, en la desinfección con radiación UV, también se habla de valores  $C.t$ , es decir, de dosis requeridas para un determinado grado de desinfección.

### 3.3.7.2. Eficiencia Como Desinfectante

Como ya se mencionó, el efecto desinfectante de la radiación UV es máximo a longitudes de onda entre 250 y 265 nm. observándose una significativa disminución entre los 290-300 nm. Por lo tanto, las lámparas de arco de mercurio de baja presión son fuentes ideales de energía para desinfectar ya que su máxima emisión de energía es a una longitud de onda de 253,7 nm (White, 1998).

Varias investigaciones han demostrado un amplio rango de sensibilidad de los microorganismos hacia la radiación UV. En la **Tabla 36** se muestran los tiempos de contacto necesarios para alcanzar 3 unidades logarítmicas de remoción o destrucción (99,9%) a una Intensidad de radiación UV determinada.

Microorganismo	Tiempo de contacto (seg.)
Escherichia coli	60
Shigella	47
S. typhosa	49
Streptococcus faecalis	165
B. subtilis	240
Esporas de B. subtilis	369

**Tabla 36.** Tiempo de contacto para el 99,9% de destrucción de microorganismos  
( $I$  = constante)

De los resultados obtenidos en distintos estudios y de la **Tabla 36** surge que la *Escherichia coli* es más sensible a la luz ultravioleta que las especies *Salmonella* y *Shigella*; que el *Streptococcus faecalis* es tres veces más resistente, aproximadamente; el *Bacillus subtilis* es cuatro veces más resistente; y que las esporas de *B. Subtilis* son seis veces más resistentes a la luz ultravioleta que la *E. coli*.

La radiación UV ha demostrado ser también efectiva para inactivar los virus, habiéndose notificado 4 unidades logarítmicas o mayores de inactivación de poliovirus, de ecovirus y del virus Coxsackie con dosis de  $4.000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$  (Reiff y Witt, 1995). Casi todos los equipos de desinfección ultravioleta emplean para las aguas limpias (sin turbiedad) una dosis de exposición mínima de  $30.000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$ . Si bien esto es suficiente para inactivar las bacterias y virus patógenos, quizás no lo sea para determinados protozoos patógenos, quistes de protozoos y huevos de nematodos. Para inactivación total de todos estos últimos se necesitan hasta  $100.000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$ .

Estudios más recientes han demostrado que se pueden inactivar hasta un 99,9% de bacterias y virus, inclusive la *Escherichia coli*, *Streptococcus faecalis*, poliovirus y reovirus, con dosis de radiación UV superiores a  $45000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$  a una longitud de onda de 254 nm (Malley y asociados 1995). Estas dosis tan elevadas pueden deberse a aglutinación de los microorganismos. También se investigó el efecto de la radiación UV sobre la inactivación del poliovirus 1 y rotavirus de simios, observándose que con valores C.t del orden de los  $10000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$  se podían alcanzar reducciones de hasta 3-unidades logarítmicas. Posteriormente, se demostró que se podían inactivar 3-unidades logarítmicas de virus de la Hepatitis A, utilizando dosis de  $12000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$  (Malley y asociados 1995). Por otra parte el Manual Guía para el Tratamiento de Aguas Superficiales de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (1989) da valores de radiación UV de  $21000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$  y  $36000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$  para inactivar 2 y 3 unidades logarítmicas de virus de remoción de virus respectivamente. Estos valores de C.t incluyen un factor de seguridad de 3.

Los resultados de los estudios recientemente realizados en una planta piloto a escala de las plantas de Colton y San Bernardino, California, EE.UU., para tratar de demostrar que la radiación UV se podía utilizar para desinfectar eficientemente agua de reuso, muestran que las partículas en suspensión (turbiedad) interfieren con la desinfección y que se necesitan dosis de UV superiores a  $120000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$  para cumplir con los requerimientos de inactivación de virus (es decir, 5 unidades logarítmicas). Es interesante comparar estos resultados con los citados por la Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU., ya que las dosis de radiación UV difieren significativamente (Malley y asoci., 1995).

Si bien se ha demostrado que la radiación UV es efectiva para inactivar virus, el efecto desinfectante sobre los adenovirus, reovirus, retrovirus y rotavirus aún no se comprende muy bien, especialmente en las condiciones que habitualmente se presentan en las plantas de tratamiento de agua. Se ha podido demostrar que los reovirus y rotavirus son los virus entéricos más resistentes a la radiación UV, pero existe poca información sobre la inactivación de rotavirus en plantas piloto o sistemas operativos. Solo existe un estudio sobre remoción de reovirus y en dicho estudio se concluye que éstos no son completamente inactivados por la radiación UV (White, 1998).

La información disponible sobre los valores de C.t requeridos para la inactivación de *Giardia* por UV es limitada. Sin embargo, se ha demostrado que la *Giardia lamblia* es mucho más resistente a la radiación UV que las bacterias ya que solo se alcanza

1 unidad logarítmica de remoción con  $63.000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$ . Los quistes requieren dosis aún mayores para ser inactivados. Los rangos de dosis para inactivar 2-unidades logarítmicas (99%) de quistes varían de 72000 a  $180000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$  (2 unidades logarítmicas de remoción de quistes de *Giardia lamblia* con  $180000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$ ). Como esta dosis son aproximadamente 5 órdenes de magnitud mayores a las que se necesitan para inactivar virus y bacterias, la radiación UV no es una alternativa efectiva para la inactivación de protozoos. La alta resistencia de los quistes a la radiación UV puede deberse a la resistente capa protectora que recubre los organismos, la que puede obstruir la penetración de la radiación UV, evitando que llegue al ácido desoxiribonucleico del organismo. Las investigaciones realizadas hasta 1995, sugieren que los quistes, que puedan pasar los filtros, no son efectivamente inactivados por la luz UV. Por lo tanto, la radiación UV no sería todavía una opción viable para el tratamiento de aguas superficiales (Malley y asoci., 1995). Anteriormente se había observado que si bien la radiación UV era una opción efectiva para la desinfección en plantas de tratamiento de poca capacidad, las algas y levaduras eran más resistentes que los coliformes.

### 3.3.7.3. Dosis vs. Destrucción de Microorganismos

De los estudios realizados por Luckiesh y Holladay en 1994 (Reiff y Witt, 1995) se concluyó que la desinfección ultravioleta sigue la ley de Chick de la cinética de la desinfección, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\frac{-\log N}{N_0} = \frac{I \cdot t}{Q}$$

Donde:

$N_0$  = número original de microorganismos

$N$  = número de microorganismos sobrevivientes

$I$  = intensidad de exposición, en  $\mu\text{v}/\text{cm}^2$

$t$  = tiempo de exposición, en segundos y

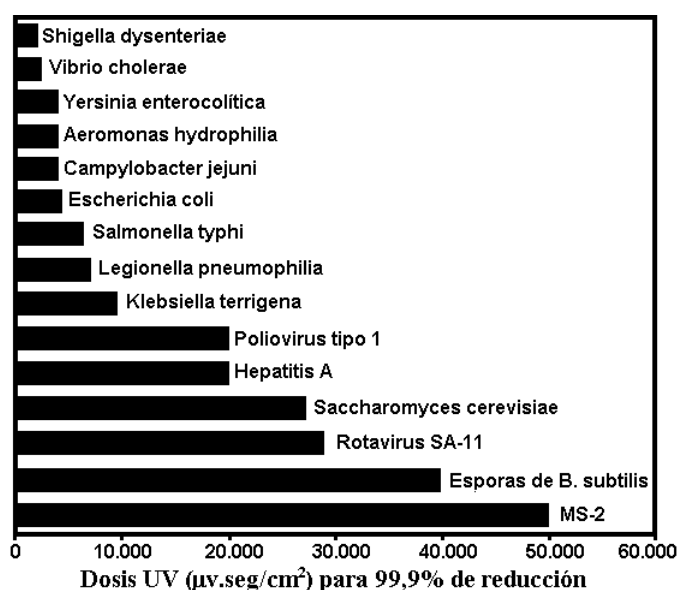
$Q$  = dosis de sobrevida de 1 unidad logarítmica, en  $\mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$

La dosis necesaria para 1 unidad logarítmica de sobrevida (es decir que quedan sin inactivar 1 unidad logarítmica de microorganismos) suele designarse como un lete. Desafortunadamente, existe considerable discrepancia en la magnitud absoluta de  $Q$  informada. Esto se debe fundamentalmente a la dificultad para determinar exactamente la duración e intensidad promedio de la exposición en los contactores utilizados como así también a otras variables que intervienen en el proceso. En la **Tabla 37** se muestran los valores informados por distintos autores para varios microorganismos. Esta información da una idea del rango y orden de magnitud de las exposiciones que se requieren para un lete, es decir para 1 unidad logarítmica de sobrevida.

Microorganismo	Energía requerida
Escherichia coli	360 – 2.400
Staphylococcus aureus	210 – 400
B. paratyphi	320
B. subtilis	1.000 – 2.440
Esporas de B. subtilis	2.160 – 12.000
Pseudomonas aureginosa	2.500
S. typhimurium	3.200
Virus colifago T 3	160
Poliovirus	780
Huevos de nematodos	18.400
Paramecium	40.000
Quiste de Giardia muris	60.000 – 100.000

**Tabla 37.** Dosis de energía ultravioleta (254 nm) (microvatios-segundo/cm<sup>2</sup>) notificada necesaria para inactivar diversos organismos (Fuente: Reiff y Witt, 1995)

La **Figura 79** se comparan las susceptibilidades (o resistencias) de distintos microorganismos patógenos e indicadores frente a la radiación UV.



**Figura 79.** Susceptibilidad de microorganismos patógenos e indicadores a la radiación UV (Fuente: Kuennen y asoc., 1993)

### 3.3.8. Métodos Para Determinar la Dosificación

Como ya se indicó la dosis de radiación UV es difícil de medir debido a que este tipo de desinfección es un proceso físico en lugar de un proceso químico. Sin embargo, la dosis se puede determinar por tres técnicas actinométricas distintas:

- Actinometría química.
- Estimación de la dosis por bioensayos.
- Método de la suma de fuentes puntuales.

Cada uno de estos métodos de determinación de la dosis, se puede utilizar para calibrar un sensor de intensidad de luz UV u otro método de medición de radiación UV.

### **3.3.8.1. Actinometría Química**

Los actinómetros químicos son soluciones que sufren descomposición fotoquímica de rendimiento cuántico conocido al ser expuestas a la radiación UV. Esta técnica sirve para obtener una relativamente rápida estimación de la dosis de radiación UV. Se pueden utilizar muchos tipos de actinómetros químicos, entre otros el ferrioxalato de potasio, oxalato de uranilo, malaquita, y peroxidisulfato.

Este procedimiento se puede utilizar en tres tipos de aplicaciones distintas: para la estimación de la radiación UV en laboratorio; para la estimación de la radiación UV in-situ en una unidad de desinfección UV; y para la calibración de un sensor de radiación UV. La dosis de UV que recibe el agua dentro del reactor de desinfección se determina mejor por actinometría fotoquímica in-situ. Uno de los procesos desarrollado por Hoyer y asociados en 1992 (Malley y asoci., 1995) demostró ser apto para ser utilizado en plantas potabilizadoras. El uso de esta técnica de actinometría química está, sin embargo, limitado a lámparas de baja presión que operan en el rango de los 254 nm. Como no todos los puntos dentro del reactor recibirán exactamente la misma dosis, este método no sirve para estimar la dosis promedio que las lámparas producen para un sistema dado (Malley y asoci., 1995).

### **3.3.8.2. Estimación de la Dosis Entregada por Medio de Bioensayos**

Las técnicas de bioensayos utilizan microorganismos vivos, que se introducen en un reactor y se exponen a radiación UV. Antes de realizar el bioensayo, se mide la intensidad de la radiación UV en el reactor por medio de un radiómetro de los disponibles en el mercado), sensible a la longitud de onda UV emitida. Para eliminar los problemas de reflexión y refracción de la irradiación UV del sensor, se utiliza un dispositivo colimador.

El bioensayo implica la determinación de la cantidad de microorganismos presentes antes y después de la irradiación UV. De la diferencia de densidades se calcula la remoción logarítmica. Las velocidades de remoción logarítmica de microorganismos, a tiempos de exposición distintos, se grafican en función de las dosis (intensidad x tiempo), obteniéndose una curva de calibración que muestra la relación entre dosis y unidades logarítmicas de velocidad de remoción.

Una de las especies que usualmente se utiliza es el *Bacillus subtilis*, que es fácil de reproducir en el laboratorio, es bastante resistente a la radiación UV, y muestra similares velocidades de remoción logarítmica que las bacterias del grupo coliforme.

Las técnicas de bioensayos tienen varias desventajas que limitan su uso como técnica de rutina y procedimiento de evaluación para determinar la dosis de radiación UV, tales como: 1) dificultades en la determinación precisa del número de esporas de *Bacillus*

subtilis y para determinar las pérdidas de esporas propias del sistema en ausencia de luz UV, 2) tiempo de ejecución muy largos, 3) elevado costo y muy complejas, y 4) requieren de numerosos análisis microbiológicos. Desde el punto de vista de sus ventajas, está el hecho de que se pueden utilizar con gran eficacia como método para determinar la eficiencia del proceso luego de construida la unidad de desinfección UV, o para comparar las eficiencias de distintos sistemas de desinfección. Si bien los métodos de bioensayos que se utilizaban anteriormente no habían sido estandarizados, la NSF Internacional, tiene ahora un procedimiento estandarizado que ha sido aceptado para este fin.

### **3.3.8.3. Método de la Suma de Fuentes Puntuales**

Este método fue propuesto por la Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. como método de elección para la calibración de sistemas de desinfección UV de tamaño real debido a su versatilidad y flexibilidad ante condiciones variables. Este método asume que el reactor es a mezcla completa y que contiene una serie finita de fuentes que emiten energía radialmente desde la lámpara. Fue desarrollado por Jacob y Drandoff en 1970 y usado por primera vez en la desinfección UV por Johnson y Qualls en 1984 (Malley y asoc., 1995). Este método no puede tener en cuenta cambios en la calidad del agua o de pobre diseño hidráulico. Estas condiciones se deben evaluar individualmente.

Se supone que la intensidad de la lámpara UV en un punto determinado es igual a la suma de las intensidades emitidas desde todas las fuentes puntuales.

Este método es el más apropiado para medir la intensidad de la radiación ya que tiene en cuenta la simetría del sistema. Con este método, la intensidad se calcula mejor con una computadora con el software apropiado. Desafortunadamente, el método no tiene en cuenta la reflexión, refracción, difusión, o difracción, y supone que las propiedades absorbentes del fluido son independientes de la intensidad de la luz. Para estimar la dosis de radiación UV, la intensidad se debe multiplicar por un tiempo de residencia específico (t) que se determina mediante estudios con trazadores.

A pesar de estos métodos la única manera confiable para determinar la eficiencia biocida de la radiación ultravioleta como desinfectante es extrayendo muestras del agua tratada y realizando los análisis microbiológicos correspondientes para determinar la cantidad de microorganismos indicadores presentes.

Con una celda fotoeléctrica también se puede determinar la intensidad de exposición desde uno o varios puntos claves dentro de la cámara de exposición, sin embargo no implica necesariamente que todos los microorganismos han recibido una dosis de luz ultravioleta suficiente para garantizar su inactivación o destrucción. Este tipo de control de la intensidad de la luz ultravioleta debe ser continuo y la dosis debe ser la adecuada para asegurar una continua y suficiente exposición, en las condiciones esperadas de calidad y caudal del agua a tratar (Reiff y Witt, 1995).

### **3.3.9. Subproductos de la Desinfección**

Existe muy poca información sobre los subproductos formados por fotólisis directa con UV o sobre los factores que pueden afectar la formación de subproductos. Además gran parte de los estudios se han realizados con efluentes de plantas depuradoras de líquidos cloacales, sin embargo se ha observado que en estos casos la radiación UV no forma trihalometanos ni reduce significativamente la formación de aldehídos, y tampoco forma

algún otro de los subproductos de la desinfección regulados en EE.UU. y Europa. Si bien las dosis de UV utilizadas ( $2.000$  a  $2.800$   $\text{mv.s/cm}^2$ ) en estos estudios eran por lo menos 10 veces mayores que las que se requieren para desinfectar en la práctica, estas dosis produjeron un mínimo efecto en la formación de subproductos de la desinfección. Algunos autores han sugerido que durante la fotólisis con luz UV, se forma nitrito a partir del nitrato presente. La formación de este subproducto puede no depender de la longitud de onda utilizada, pero no fue posible obtener datos ciertos en relación con la aplicación al agua potable. De ser cierta esta hipótesis, tendría un efecto muy importante sobre el uso de la radiación ultravioleta ya que muchas fuentes de agua subterránea, que se utilizan actualmente, contienen nitratos, y la formación de nitritos tendría un efecto significativo sobre la salud.

Actualmente la mayor parte de la información disponible sobre tratamiento de agua con radiación UV se refiere a estudios realizados con los sistemas UV-peróxido y UV-ozono utilizados para la destrucción de compuestos orgánicos sintéticos y subproductos del petróleo. Por lo que muchos de los resultados no se pueden extrapolar a la desinfección de agua con radiación UV solamente ya que los compuestos investigados y las condiciones no se corresponde con los que normalmente se presentan en las plantas potabilizadoras (Malley y asoc., 1995). Trabajos realizados recientemente sugieren que, bajo ciertas condiciones, la radiación UV de aguas superficiales puede iniciar una serie de reacciones de reducción mediante las cuales el bromato puede ser reducido a bromuro. Como el bromato absorbe cantidades significativas de radiación UV en el rango de  $200$ - $240$  nm, estas reacciones no se producen con las típicas lámparas de vapor de mercurio de baja presión, que emiten en el rango de los  $254$  nm. Sin embargo con lámparas de media y alta presión, que emiten luz en un rango amplio de longitudes de onda, se podrían producir tales reacciones.

Si bien a las dosis de radiación UV actualmente utilizadas en aplicaciones de baja energía (lámparas de baja presión), la formación de subproductos de la desinfección parece ser mínima. A medida que se comiencen a utilizar las nuevas lámparas de media y alta energía, se anticipa que la formación de estos SPDs podría aumentar.

### **3.3.10. Diseño de Sistemas de Desinfección por Luz Ultravioleta**

#### **3.3.10.1. Equipos**

Los equipos para producción de luz ultravioleta actualmente disponibles en el mercado emplean lámparas de arco de mercurio de baja presión que emiten su energía máxima de salida a una longitud de onda de  $253,7$  nm. La temperatura de funcionamiento de estas es de  $40^\circ\text{C}$  aproximadamente. La eficiencia disminuye al disminuir o aumentar la temperatura llegando a ser de solo un 50% tanto a  $24^\circ\text{C}$  como a  $60^\circ\text{C}$ . La eficiencia de las lámparas disminuye, también, con el uso, debido fundamentalmente a que el vidrio de las mismas va cambiando gradualmente por la exposición a la luz ultravioleta, lo que atenúa la longitud de onda útil. Las lámparas prácticamente no se queman, sino que, generalmente, se cambian cuando han perdido del 35% al 40% de la luz ultravioleta que emitían inicialmente. Según el fabricante, estas lámparas tienen una vida útil de 9 meses a 1 año.

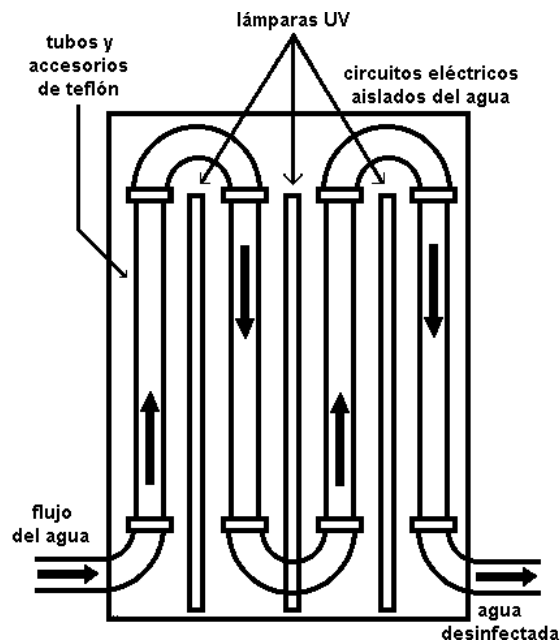
La información básica a tener en cuenta para diseñar un sistema de desinfección por radiación UV es la siguiente:

- Caudal a tratar.

- Contenido de sólidos en suspensión del agua a tratar.
- Densidad microbiana inicial.
- Densidad de partículas.
- Coeficiente de absorción de luz UV (una medida de la demanda de UV del agua).
- Constante de velocidad de inactivación (una medida de la sensibilidad de los microorganismos hacia la radiación UV).
- Inactivación requerida (remoción).

Estos parámetros se pueden determinar directamente mediante ensayos o basándose en estimaciones basadas en la experiencia.

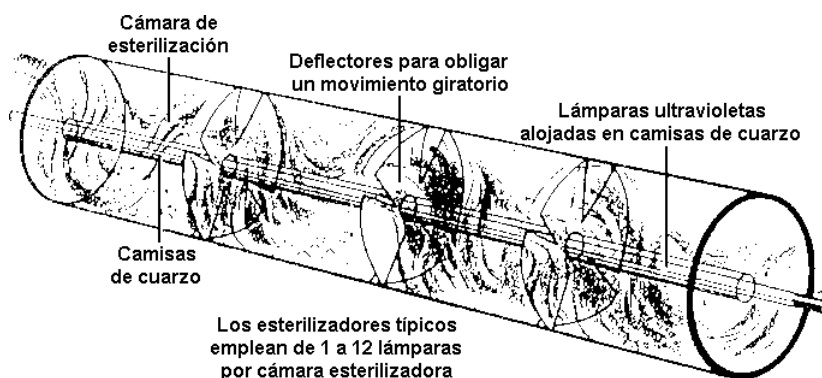
Existen dos tipos básicos de reactores para exponer el agua a la radiación ultravioleta. En uno las lámparas están sumergidas en el agua, y en el otro están fuera de la misma. En las unidades de luz ultravioleta del primer tipo es necesario mantener un espacio entre las lámparas para mantener la temperatura cerca del punto óptimo. Esto se puede hacer rodeando la lámpara con una camisa o tubo de cuarzo o vidrio de alto contenido de sílice, para darle un espacio de aire suficiente para aislarla del agua fría y permitir que pueda funcionar cerca de las temperaturas óptimas. En el otro tipo las lámparas pueden estar suspendidas sobre el agua que se está tratando, o el agua se puede confinar en una tubería de teflón o de cuarzo para conducirla a través de lámparas ultravioletas como se observa en la **Figura 80**. Si bien el teflón no permite que la luz ultravioleta pase con la misma eficiencia que en el caso del cuarzo, el costo del teflón es significativamente menor que el del cuarzo y no es tan frágil como este. Las camisas o tubos de teflón se utilizan generalmente en los sistemas de abastecimiento de agua de menor tamaño.



**Figura 80.** Cámara de contacto que utiliza tubos de teflón transparente para el flujo del agua (Fuente: Reiff y Witt, 1995)

Otro aspecto importante a considerar en el diseño del equipo de desinfección con luz ultravioleta es garantizar que cada microorganismo reciba la dosis de radiación ultravioleta necesaria para su destrucción en la cámara de contacto. Esto se logra permitiendo el espacio necesario entre las lámparas y las superficies reflectoras del interior de la cámara, y optimizando la agitación del agua que pasa por la cámara.

El flujo del agua en el equipo ultravioleta con lámparas sumergidas puede ser: paralelo o perpendicular a la longitud de las lámparas. Si el flujo es perpendicular, las mismas lámparas y camisas pueden generar la turbulencia necesaria para garantizar que toda el agua quede expuesta a la dosis biocida. Si el flujo es paralelo a la longitud de las lámparas, se deben emplear mezcladores estáticos (pantallas) para producir la turbulencia necesaria. En la **Figura 80** y en la **Figura 81** se ilustran ambas configuraciones de flujo.



**Figura 81.** Cámara de contacto de flujo paralelo a las lámparas de luz ultravioleta utilizando pantallas para crear turbulencia (Fuente: Reiff y Witt, 1995)

Al especificar el equipo se debe requerir que luego de que el mismo funcione durante un año con las mismas lámparas, la dosis de exposición proporcionada sea superior a  $30.000 \mu\text{v}.\text{seg}/\text{cm}^2$ .

Cuando se selecciona un equipo ultravioleta se deben tener en cuenta que dispongan de dispositivos que permitan cambiar las lámparas y limpiar las camisas de cuarzo o la tubería de teflón fácilmente. Es aconsejable que el equipo tenga una ventanilla para poder controlar visualmente que todas las lámparas ultravioletas están funcionando.

También se ha desarrollado un sistema de desinfección especialmente diseñado para remover específicamente oocitos de *Cryptosporidium* y *Giardia*. Si este equipo es capaz de remover o inactivar eficientemente estos organismos, será, sin duda, también capaz de destruir los otros organismos patógenos que usualmente se encuentran presentes en las aguas.

### 3.3.10.2. Requisitos de Energía

Si bien la energía eléctrica que se requiere para la desinfección con radiación ultravioleta puede variar un poco con la calidad del agua a tratar, generalmente, es de 22 vatios/hora por cada metro cúbico de agua tratada, aproximadamente. Igual de importante es el hecho de que como la luz ultravioleta no deja residuales de desinfectante la fuente de energía debe ser sumamente fiable ya que el equipo debe funcionar mientras pase agua por la unidad de desinfección. Esto implica, que si se emplea una bomba eléctrica para agua, se debe colocar un interruptor que apague automáticamente la misma cuando la unidad ultravioleta no funciona o cuando la dosis de radiación ultravioleta sea inferior a un nivel predeterminado.

En aquellos casos en que la provisión de energía no es confiable, se deben prever fuentes de energía independientes o alternativas para garantizar la continuidad de la desinfección.

En el caso que exista más de un banco de tubos para desinfección, se debe instalar un tablero de distribución eléctrica y controles independientes para cada banco. De este modo un banco puede seguir en funcionamiento aún cuando uno de los tableros falle.

Otro aspecto que puede mejorar la confiabilidad del sistema, a muy bajo costo, es dividir los componentes del sistema de desinfección del mismo tipo (por ej. Bancos de tubos) entre dos o más tableros.

Todo el sistema de radiación UV debe contar con un circuito de interruptores accionados por corriente de pérdida a tierra, a fin de minimizar los riesgos para el personal de la planta en caso de que por rotura de una lámpara o cualquier otro problema, se establezca un contacto eléctrico directo con el agua.

### 3.3.10.3. Requisitos de Instalación

El equipo ultravioleta se debe instalar en una sala o recinto que lo proteja del calor, la humedad, etc., como así también de robos, daños intencionales, etc.

En general el espacio que se requiere para los equipos de desinfección ultravioleta es bastante reducido ya que el tiempo de contacto que se necesita es muy breve. Pero se debe prever el espacio necesario para realizar el cambio de lámparas, el mantenimiento de los bancos de lámparas, y para almacenar las unidades de reserva o back-up, etc. También es aconsejable contar con un lugar de almacenamiento seguro para guardar lámparas de repuesto en cantidades suficientes para dos años de operación, como así también para todo el equipamiento y repuestos que se necesiten para la operación y mantenimiento adecuado del sistema.

Es práctico además contar con un cierto nivel de automatización y complejidad en el sistema de control del funcionamiento de la unidad de desinfección, que permita incluir monitores de los sensores ultravioleta que indiquen (visualmente) si los niveles de luz ultravioleta son los necesarios para lograr la desinfección. Esto de ninguna manera se puede hacer manualmente. El sistema de control debe permitir que las lámparas UV se calienten durante no menos 5 minutos antes de iniciar el tratamiento del agua. Para aquellos sistemas que tratan caudales variables de agua, el sistema de control debe ser capaz de encender y apagar las lámparas necesarias para alcanzar la dosis requerida en función del caudal. También debe contar con un sensor que interrumpa automáticamente

el flujo del agua en cualquier momento que el sistema ultravioleta no pueda generar la dosis adecuada para la desinfección.

Por lo tanto es imprescindible que los sistemas de desinfección UV tengan unidades de desinfección de repuesto o back-up (en stand-by) a fin de que pueda entrar en funcionamiento en caso de falla de la otra unidad o, en caso de que necesiten reparación o mantenimiento. Este sistema debe contar, como ya se dijo, con un interruptor que lo accione automáticamente ante la salida de funcionamiento del otro. La cantidad de lámparas, banco de lámparas e inclusive de unidades de desinfección de reserva o back-up depende del tamaño del sistema.

Por todo lo dicho, los sistemas de desinfección UV deben contar con los correspondientes equipos de control y alarmas.

Los sistemas de desinfección UV a instalarse en zonas sísmicas se deben diseñar, como cualquier otra obra civil, de acuerdo a los códigos de edificación que rigen para estas zonas. Las mismas normas sísmicas de diseño y construcción se deben utilizar para construir las estructuras o recintos donde se almacenan las lámparas y repuestos. Los recaudos sobre las construcciones sismoresistentes son muy importantes en el caso de los equipos de desinfección por radiación UV debido a la fragilidad de sus componentes (especialmente las lámparas y camisas de cuarzo).

#### **3.3.10.4. Seguridad**

A los operadores se los debe capacitar adecuadamente sobre los peligros que la luz ultravioleta representa para los ojos y la piel, y se les deben proporcionar lentes y ropa de protección adecuada. La protección de los ojos es extremadamente importante. El equipo se debe diseñar de modo de proteger a los operarios contra descargas eléctricas o excesiva exposición a la radiación. Se deben respetar los valores límites de exposición a la radiación UV establecidos por las autoridades de salud y seguridad ocupacional competentes.

Se debe proveer un lugar seguro para almacenar y desechar las lámparas de vapor de mercurio usadas. Las lámparas usadas se deben desechar de modo que el mercurio no contamine el ambiente.

#### **3.3.10.5. Operación y Mantenimiento**

Si bien los requisitos de operación y mantenimiento de los sistemas de desinfección ultravioleta son mínimos, son críticos para lograr un rendimiento adecuado. Se debe garantizar que las camisas de cuarzo o la tubería de teflón no tengan depositados sedimentos u otras incrustaciones que atenúan la luz ultravioleta. En los sistemas chicos la limpieza generalmente se hace a mano. En estos casos la camisa de cuarzo de la lámpara se limpia por lo menos una vez al mes, y en casos excepcionales, 2 ó 3 veces por semana. Se debe exigir al fabricante que incorpore en el diseño del equipo dispositivos de limpieza especiales operados a mano, o, preferentemente, automáticos. En general, la mayoría de los equipos nuevos cuentan con algún tipo de sistema de limpieza química y mecánica automático.

El operador debe controlar regularmente los parámetros mencionados anteriormente, para asegurarse que la dosis de la unidad que está funcionando sea la necesaria. Como ya se indicó, es importante que el operador preste atención y responda a las alarmas (luz

o, preferentemente sonido). Las lámparas se deben cambiar cada vez que sea necesario de modo de garantizar permanentemente por lo menos 30.000 microvatios-segundo por centímetro cuadrado de área de exposición. La frecuencia varía de una lámpara a otra, pero en general, están programadas para un intervalo promedio al cabo del cual su intensidad disminuye a menos del 70% de su potencial nominal. Si la temperatura del agua es muy baja las lámparas se deben cambiar cuando su intensidad baja al 50% de su potencia nominal.

Dado que la luz ultravioleta no genera ningún residual de desinfectante, se debe necesariamente desinfectar muy bien todo el sistema con un desinfectante químico antes de poner en funcionamiento la unidad por primera vez. También se deben desinfectar todas aquellas unidades de tratamiento o de almacenamiento de agua que se encuentren aguas abajo del sistema de desinfección. Si, además, hubiera contaminación externa en el sistema de distribución debido a reflujo o a una conexión cruzada, también se deberá eliminarla y desinfectar químicamente el sistema antes de ponerlo en funcionamiento nuevamente.

### 3.3.11. **Ventajas y Desventajas**

La radiación UV ofrece varias ventajas para la desinfección de agua potable:

- Debido a que es un proceso físico, no agrega ningún compuesto químico al agua. Como es un proceso físico instantáneo, las propiedades químicas tales como potencial de formación de subproductos de la desinfección, pH, corrosividad, sabor y olor no se ven afectadas. Este desinfectante físico puede tener ventajas sobre otros desinfectantes en el tratamiento de aguas que se sabe contienen elevados tenores de precursores de los subproductos de la desinfección, problemas de sabor y olor y de corrosión.
- El tiempo de retención del agua es de segundos, mientras que con el cloro y otros desinfectantes químicos puede ser de minutos o casi una hora. Por lo tanto, los requerimientos de espacio para la instalación del equipo de desinfección, como así también para mover lámparas, realizar mantenimiento y aún para almacenar lámparas y repuestos es reducido, lo que permite ahorrar dinero en terreno y construcciones. Por otra parte al no tener que construir cámaras de contacto y cañerías, el ahorro es aún mayor.
- La incorporación de la unidad de desinfección con radiación UV, en el sistema de tratamiento del agua, permite seguir manteniendo una presión constante a lo largo de la planta. El gradiente hidráulico en el sistema de tratamiento no se ve alterado ya que la unidad de radiación UV se puede colocar en línea y prácticamente no produce pérdidas de carga. Cuando se utiliza una cámara de contacto para el agregado de productos químicos, tales como cloro, el gradiente hidráulico podría tener que ser alterado para permitir la adición de los productos y el tiempo de contacto necesario. Esto puede requerir, además, de un bombeo adicional para mantener la presión a lo largo del sistema de distribución.
- También es eficaz para inactivar una gran variedad de microorganismos.

Entre las desventajas de la radiación UV que se han informado, se pueden destacar:

- La determinación de la dosis de radiación que el agua recibe efectivamente, es uno de los problemas más difíciles que presenta el uso de la luz UV ya que medir un residual no es posible. Sin embargo, conocer la dosis es importante ya que la eficiencia del proceso es función de la dosis aplicada. En estos últimos años, se han ido mejorando continuamente los sistemas para medir la intensidad de la luz UV y para controlar automáticamente el proceso. Los sistemas modernos de radiación UV tienen muchas alarmas, sistemas de reserva, y esquemas alternativos de cañerías, para ayudar en casos de emergencias.
- Se ha observado la formación de películas biológicas en la superficie de las lámparas. Las bacterias se adhieren al tubo de cuarzo por medio de una secreción. Las películas adheridas hacen que la intensidad de la luz UV disminuya, resultando en una desinfección inadecuada. Las películas son difíciles de limpiar y se deben remover físicamente de la superficie de las lámparas. Muchas plantas de tratamiento han comenzado a utilizar, como ya se ha mencionado, sistemas de limpieza mecánicos y químicos automáticos, los que evitan que sea el operador quien tiene que decidir cuando debe limpiar los tubos. Algunos de los nuevos sistemas tienen una manga que continuamente se desliza de abajo hacia arriba a lo largo de toda la longitud del tubo, raspándolos para dejarlos libres de películas biológicas e incrustaciones.
- Los cortocircuitos hidráulicos en las unidades de desinfección UV pueden ser un problema, pero normalmente se instalan pantallas para encausar el flujo a través del reactor.
- Se produce una notable reducción de la eficiencia de la desinfección cuando aumenta la turbiedad o el color del agua.
- La absorción de luz ultravioleta por parte del agua, paredes de los tubos, camisa de cuarzo o teflón, etc. se puede considerar como una demanda de luz ultravioleta que se debe determinar específicamente en función de las condiciones de calidad mas desfavorables del agua que se pueden esperar en la planta. La absorción de radiación se cuantifica mediante una medición espectrofotométrica de la intensidad de luz ultravioleta de una longitud de onda de 253,7 nm, antes y después que la luz ultravioleta haya recorrido una distancia conocida del agua que se está tratando.
- Es difícil medir con precisión la eficacia de una instalación específica, excepto si se hace una prueba para determinar la presencia de organismos indicadores después del tratamiento con luz ultravioleta. Si bien se puede vigilar la energía que produce la lámpara, no se puede medir la que incide sobre los organismos que se están irradiando, que por otra parte, como ya se dijo, es la única que efectivamente inactiva o destruye los microorganismos.
- La eficacia de la luz ultravioleta para inactivar algunos de los quistes de protozoos y huevos de nematodos patógenos es dudosa, por lo que cuando se trata de aguas superficiales se requiere que las mismas reciban filtración u otro tratamiento para la remoción de estos organismos antes de la desinfección con luz ultravioleta.
- La luz ultravioleta no proporciona desinfectante residual, por lo que no provee una protección para el sistema de distribución, por lo tanto se debe implementar una etapa adicional de desinfección que otro desinfectante que si produzca un residual.
- Fotoreactivación.

- La desinfección con luz ultravioleta suele ser más costosa que los métodos convencionales de desinfección.

### **3.3.12. Factibilidad de Uso de la Radiación Ultravioleta Para la Desinfección de Agua en Argentina**

En general a este desinfectante le caven las mismas consideraciones que a los anteriormente discutidos con respecto, por ejemplo a: equipos fabricados en el exterior de alto costo operativo, necesidad de incorporar alguna etapa de tratamiento adicional para mantener los niveles de turbiedad por debajo de 0,5 a 0,1 UNT y para lograr la remoción eficiente de los quistes de protozoos, para los cuales la radiación UV es de dudosa eficiencia; la necesidad de personal capacitado y con experiencia tanto para la operación como para realizar los controles, la necesidad de utilizar otro desinfectante para producir un residual persistente que se pueda mantener en los sistemas de distribución.

A esto debe sumarse la dificultad para poder determinar la eficiencia del proceso ya que, como se menciona, si bien se puede vigilar la energía que producen las lámparas, no se puede medir la que incide directamente sobre los organismos a los cuales se intenta inactivar.

Por otra parte, la mayoría de los estudios se han realizado, principalmente con efluentes de plantas depuradoras, siendo la información y experiencia sobre desinfección de agua potable tanto en abastecimientos de gran capacidad como en los de menor capacidad, limitada. Por lo tanto, en este caso, también, la implementación en plantas potabilizadoras solo podrá ser costo-efectiva en casos especiales.

## **4. MANTENIMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA POTABLE EN EL SISTEMA DE DISTRIBUCIÓN**

### **4.1. INTRODUCCIÓN**

La responsabilidad de los operarios de los sistemas de abastecimiento de agua potable públicos no se limita a producir agua estéticamente agradable e inocua a la salida de la planta potabilizadora, sino que además debe garantizar que el agua potable llegará al consumidor, a través del sistema de distribución, en las mismas condiciones que salió de aquella.

Durante más de 100 años se han dedicado ingentes esfuerzos para desarrollar y optimizar procesos de tratamiento, equipamiento, productos químicos, etc., para lograr obtener un agua de la más alta calidad posible, sin embargo, casi paralelamente, comenzaron a detectarse problemas de distintos tipos que hacían y hacen muy difícil, en muchos abastecimientos, mantener esa alta calidad del agua en los sistemas de distribución. Por lo tanto, y de acuerdo a las conclusiones a las que arribaron prestigiosos científicos de los países más desarrollados, si bien hasta hace algunos años todos los esfuerzos estaban dirigidos a producir agua libre de patógenos y a minimizar la generación de subproductos de la desinfección, en los próximos años el gran desafío será mantener la calidad del agua en los sistemas de distribución.

Una de las herramientas operativas, posiblemente la más importante, con que los abastecimientos de agua cuentan y cuentan para mantener la calidad del agua hasta el grifo del consumidor, es el mantenimiento de desinfectante residual en las redes. Sin embargo desde hace algunos años se ha entablado, fundamentalmente entre los científicos de algunos países europeos y norteamericanos, una gran discusión sobre el rol del desinfectante residual en el mantenimiento de la calidad del agua en los sistemas de distribución y en la conveniencia o no de mantenerlos. Dado que las condiciones locales (tipos de fuentes de agua utilizadas, calidad del agua de las mismas, condiciones climáticas, etc.) y las características de los abastecimientos (sistemas de tratamiento implementados, tipo y estado de los sistemas de distribución, métodos de operación y mantenimiento de los mismos, etc.), son muy diferentes en las dos regiones, ambas partes parecen tener razones fundadas para sostener sus respectivas posiciones sobre este tema. De todas formas falta aún mucho por investigar sobre la ecología del agua potable, los mecanismos involucrados en la contaminación de los sistemas de distribución, y en especial, estudios epidemiológicos que demuestren que el agua sin desinfección es segura, como para que los abastecimientos de agua puedan abandonar herramientas que históricamente se han usado y garantizado la seguridad del agua (AWWA Roundtable, 1999).

Esto, que es especialmente válido para nuestro país, donde la diversidad de fuentes, condiciones climáticas por un lado y por otro, los sistemas de tratamiento del agua utilizados y en especial, el estado de muchas de las plantas potabilizadoras, la operación y mantenimiento de las mismas, el diseño, cuidados durante la pre- y pos- construcción de los sistemas de distribución, antigüedad y estado, operación y mantenimiento de los mismos, sumado en muchos casos, a una falta de control sistemático de la calidad microbiológica del agua en las redes de distribución, hacen imposible pensar, no solo hoy, sino también en varios años más, en la posibilidad de dejar de mantener un

desinfectante residual en los sistemas de distribución. Si se deberán hacer todos los esfuerzos necesarios para producir y distribuir la mejor calidad de agua posible, para operar y mantener adecuadamente los sistemas de distribución, y capacitar a todos los operarios y profesionales responsables de ambas etapas de los suministros de agua, de modo de que se puedan mantener en los sistemas sólo los niveles de desinfectante residual estrictamente necesarios para garantizar la calidad del agua que le llega al consumidor.

## 4.2. DETERIORO DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LOS SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN

En general, se presentan dos tipos de problemas en el agua en los sistemas de distribución: los de sabor, olor y agua “sucia”, y los que traen aparejado el deterioro de la calidad microbiológica de la misma.

De acuerdo a White (1998) el deterioro de la calidad del agua en la red de distribución obedece, en general, a tres fenómenos:

- La obstrucción biológica o “biofouling” causada por la proliferación de microorganismos que causan sabor, olor y agua turbia; con una progresiva pérdida de la capacidad de conducción de las cañerías y a veces severa corrosión.
- Corrosión química y electrolítica, que genera consecuencias no deseadas tanto en el agua (sabor metálico o salino) como en los sistemas o serpentinas para calentamiento de agua y en las cañerías internas domiciliarias (fallas).
- Aparición de bacterias coliformes en el sistema de distribución, lo que indica recontaminación del agua que había salido de la planta en condiciones bacteriológicas aptas.

Todos estos problemas, generalmente, resultan en reclamos de los consumidores. De todos ellos, el problema más difícil de resolver o controlar es el de la proliferación de microorganismos.

Existe amplia evidencia de que una importante y diversa cantidad de microorganismos se pueden adherir y colonizar las paredes interiores de las redes de distribución y la superficie de las partículas en suspensión, como así también la superficie de los sedimentos parcialmente anaeróbicos que se depositan en la parte inferior de las cañerías de los sistemas de distribución de agua potable, en zonas con bajo caudal y en los extremos de la red causando problemas de sabor, olor y color en el agua.

La proliferación de estas colonias bacterianas en la superficie de las cañerías y de las partículas en suspensión forman una película biológica o “biofilms” que puede albergar y encapsular en su seno bacterias coliformes tales como *Klebsiella p.* y *Enterobacter cloacae*, bacterias que se han sido aisladas de sistemas de distribución cuyas aguas contenían cloro residual libre. Si bien no está claro aún como se produce este fenómeno, distintos investigadores creen que ocurren en los sistemas de distribución más antiguos, donde estos biofilms, conformados por colonias de muy variadas bacterias, están estratificadas con material particulado, seguido de una incrustación inorgánica de sílice y/o calcio. Esta secuencia se va repitiendo hasta que se produce un desprendimiento mediante el cual se libera un pedazo de la capa superior de la incrustación. A través de este proceso de desprendimiento se mantiene en equilibrio la estratificación. El

desprendimiento de la capa superficial, deja expuesta la película gelatinosa o biofilms que alberga los coliformes, los que reaparecen en el agua circulante y son, eventualmente detectados en las muestras de control que se extraen de las cañerías. Esta reaparición de bacterias coliformes, que son los organismos indicadores de la calidad del agua, puede confundirse con un proceso de recontaminación del agua por intrusión de bacterias a través de conexiones cruzadas, roturas, u otros inconvenientes en el sistema de distribución, o con una falla o ineficiencia en el proceso de tratamiento del agua.

#### **4.3. CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA DE LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN**

Muchas son las causas por las cuales se puede producir el ingreso de microorganismos en los sistemas de distribución, entre los más comunes se pueden citar:

- Conexiones cruzadas.
- Prácticas durante la construcción y tendido de redes.
- Reparación de cañerías.
- Inadecuada separación entre las redes de agua y redes colectoras.
- Fugas.
- Reflujo.
- Falta de presión.
- Antigüedad de las cañerías.
- Conexiones clandestinas.
- Operación y mantenimiento deficientes del sistema.
- Reservas o cisternas sin tapas o parcialmente cerradas.

Una vez producida la intrusión de microorganismos y , en especial de patógenos, en las redes por cualquiera de los factores arriba mencionados, éstas podrían, si las condiciones son las apropiadas, proliferar en los mismos resultando en algunos de los fenómenos mencionados en el punto anterior.

#### **4.4. FACTORES QUE AFECTAN EL CRECIMIENTO DE LOS MICROORGANISMOS EN LOS SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN**

Aunque aún no se han podido estudiar todos los requisitos o condiciones necesarias para que los microorganismos se desarrollen en el agua potable, investigaciones realizadas recientemente indican que el crecimiento de estas bacterias estaría influenciado por los siguientes factores:

- Ambientales: temperatura y precipitaciones.

- Disponibilidad de nutrientes: carbono (medido como COT – carbono orgánico total), nitrógeno y fósforo.
- Presencia de desinfectantes residuales no-biocidas o poco efectivos.
- Corrosión y acumulación de depósitos.
- Efectos causados por condiciones hidráulicas variables dentro del sistema.
- Falta de sensibilidad y precisión de los métodos analíticos disponibles para cuantificar e identificar crecimientos bacterianos.

La temperatura es, probablemente, el factor que más afecta la velocidad de crecimientos de los microorganismos. A temperaturas iguales o superiores a 15°C se observa una significativa actividad microbiológica en el agua, mientras que a temperaturas más bajas, los microorganismos son arrastrados fuera del sistema de distribución antes de que puedan llegar a multiplicarse. Además, la temperatura influye sobre la eficiencia de la desinfección, sobre la estabilidad del desinfectante residual, las velocidades de corrosión y el comportamiento hidráulico del sistema de distribución, factores todos estos que afectan, a su vez, las posibilidades de desarrollo de los microorganismos dentro del mismo.

Algunos autores han indicado que las precipitaciones actuarían como catalizadores en el crecimiento de las bacterias coliformes, ya que han observado que luego de las lluvias aumenta la concentración de nutrientes en las fuentes de agua (White, 1998).

Los nutrientes más importantes para las bacterias coliformes y las heterotróficas son el carbono orgánico, el nitrógeno y el fósforo.

La mayor parte del carbono orgánico presentes en las aguas es de origen natural, y están compuestos por ácidos húmicos y fúlvicos, polímeros de carbohidratos, proteínas y ácido carboxílico.

En general se estima que las bacterias heterotróficas requieren de carbono, nitrógeno y fósforo, en una relación C:N:P de aproximadamente 100:10:1, por lo que, el carbono orgánico sería, frecuentemente, el factor limitante del crecimiento bacteriano (White, 1998).

Típicamente, el contenido de Carbono Orgánico Total (COT) de las aguas oscila entre los 0,05 y los 12 mg/l (Symons y asociados, 1975). Sin embargo, de esta cantidad de carbono orgánico, las bacterias solamente pueden asimilar, con facilidad, la fracción que se denomina Carbono Orgánico Asimilable (COA, o AOC, en inglés), que no es más que el 0,1 a 9% del COT (Van der Kooij y asociados, 1982).

Varios autores han demostrado que cuando la concentración de carbono orgánico asimilable en el agua supera los 50 µg ac-C/l (es decir µg de carbono de acetato equivalente por litro, unidad que surge del método utilizado para determinar el COA), siempre es posible observar desarrollo bacteriano. Como la mayoría de las fuentes de agua que se utilizan en los abastecimientos de los Estados Unidos de Norteamérica, los niveles de COA oscilan entre 1 y 2.000 µg ac-C/l, muchos de estos sistemas tienen serios problemas para mantener la calidad del agua en el sistema de distribución (White, 1998).

El nitrógeno se encuentra en el agua como nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitrito y nitrato. Si bien el N-amoniacal promueve el crecimiento de las bacterias autotróficas y de aquellas que son capaces de oxidarlo a nitrito, aún no se conoce exactamente el rol que cumple el nitrógeno en el crecimiento de las bacterias coliformes. Se ha observado, sin embargo, que los niveles de N-amoniacal presentes en muchas aguas subterráneas son, con frecuencia, suficientes como para promover el desarrollo de bacterias.

El fósforo se encuentra en el ambiente solamente como ortofosfato. Teniendo en cuenta que el requerimiento de fosfato por parte de los microorganismos es muy inferior al de carbono orgánicos, la velocidad de reciclado del fósforo en el ambiente acuático provee la cantidad necesaria para el desarrollo de las mismas, aún dentro del sistema de distribución. Aún así, es importante determinar no sólo la concentración de fosfato en el agua sino también la que pudiera contener el biofilm (White, 1998).

Cuando existe N-orgánico en las aguas, el cloro residual reacciona rápidamente para dar cloraminas orgánicas que no poseen propiedades bactericidas, en cambio, las cloraminas si bien también reaccionan, lo hacen mucho más lentamente. La ausencia de un desinfectante efectivo permite que los microorganismos se desarrollen.

La habilidad del desinfectante residual para penetrar en los biofilms adheridos a las paredes interiores del sistema de distribución, determina también la posibilidad de que los microorganismos que se encuentran protegidos por éste puedan desarrollarse o no. Como el cloro libre reacciona más rápidamente que la monoclорamina, se consume inmediatamente y no alcanza a penetrar en el biofilm y, por lo tanto, no puede inactivar los microorganismos que se encuentran adheridos (White, 1998). Por otra parte, como la monoclорamina, además de, como ya se dijo, reaccionar más lentamente lo hace con muchos menos compuestos que el cloro libre, sí consigue penetrar en el biofilm e inactivarlos. Este efecto es mucho más notable en el caso de las cañerías de hierro que en las de PVC, galvanizado o cobre. Por lo tanto, no siempre la presencia de altas concentraciones de cloro libre se correlaciona con densidades menores de microorganismos en el agua tratada en las redes de distribución. Se ha encontrado que aún con concentraciones de 6-15 mg/l de cloro residual no son suficientes para controlar o eliminar completamente los biofilms o las bacterias coliformes en el agua en la red de distribución.

Muchos son los factores que parecen actuar simultáneamente para permitir que las bacterias puedan sobrevivir en las aguas cloradas o permanezcan adheridos a las superficies de las cañerías, entre otros: estado de agregación de las bacterias, antigüedad del biofilm, alteraciones de las paredes de las células de las bacterias, incrustación, corrosión, y tipo de desinfectante.

De acuerdo a la experiencia de White (1998) el lavado programado de las cañerías, especialmente a velocidades altas y el mantenimiento de ciertos niveles de cloro residual libre (0,5 mg/l), pueden eliminar los problemas de biofilm.

Si bien no se ha establecido aún exactamente cual es el rol de la corrosión en los procesos de desinfección, se ha observado que las superficies de las cañerías de hierro protegen las bacterias adheridas a las mismas del efecto de los desinfectantes. Sin embargo, se sabe que el cloro libre reacciona no sólo con los compuestos ferrosos en solución, sino también con los polisacáridos extracelulares que conforman los biofilms, liberando iones ferrosos, oxidándolos y consumiendo, en el proceso, gran cantidad de

cloro que ya no estará disponible para inactivar los microorganismos (Le Chevalier y asociados, 1987).

También la acumulación de sedimentos, inclusive formado por el aluminio residual presente en las aguas superficiales coaguladas, y desechos en las cañerías pueden servir de protección a las bacterias contra la acción de los desinfectantes.

Así, la limpieza mecánica o el lavado rutinaria, seguidos de desinfección, de las redes para arrastrar y eliminar estos sedimentos, ayudan significativamente a mantener la calidad del agua en los sistemas de distribución.

El funcionamiento hidráulico de los sistemas de distribución también ha demostrado afectar el desarrollo de los biofilms (White, 1998). Al aumentar la velocidad de flujo aumenta la cantidad de nutrientes que llega a la superficie de las cañerías y la transferencia de desinfectantes, como así también, el desprendimiento de trozos de biofilm. Por el contrario, cuando la velocidad es muy baja o el agua se estanca en algunos sectores del sistemas, especialmente en los extremos de red, la concentración de desinfectante residual disminuye favoreciendo el desarrollo de las bacterias, que al consumir el oxígeno disuelto presente en el agua pueden llegar a crear condiciones anaerobias en el sistema. Donald y Pipes (1988) determinaron que a menores velocidades de flujo del agua, mayor desarrollo de biofilm.

También la concentración de las bacterias puede aumentar significativamente luego de episodios de inversión de flujo en las redes, golpe de martillo, por movimiento o vibración de las cañerías, y luego de interrupciones y restauración del servicio. Todos estos factores inducen el desprendimiento del biofilm o tubérculos adheridos a las cañerías con la consecuente liberación de las bacterias atrapadas en los mismos (White, 1998).

#### **4.5. MÉTODOS PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN**

Entre las medidas más importantes para evitar la contaminación de las redes de distribución, se encuentran las siguientes:

- Diseño adecuado de los sistemas (que resulten en la minimización de puntos muertos en las redes, contemple la instalación de dispositivos para evitar reflujo, uso de materiales inertes o que no cedan compuestos al estar en contacto permanente con el agua, etc.).
- Optimización en las prácticas de instalación de cañerías (incluyendo el almacenamiento adecuado de las mismas, de las válvulas y demás accesorios, antes de su utilización, para evitar excesiva contaminación de las mismas, etc.).
- Mantenimiento de una presión mínima en las redes (para evitar la intrusión de agua o contaminantes a través de fugas, conexiones clandestinas o defectuosas).
- Optimización de las prácticas de reparación de cañerías.
- Optimización del mantenimiento de las redes (programa de lavado y limpieza regular, sustitución de tramos en mal estado o incluso la renovación de las mismas, etc.).

Debe recordarse, sin embargo, que aún los sistemas de distribución mejor diseñados, operados y mantenidos, están sujetos al riesgo potencial de una contaminación, por lo tanto el mantenimiento continuo de un nivel adecuado de desinfectante residual puede servir de barrera sino para controlar, por lo menos para reducir los efectos de la misma.

#### **4.6. MÉTODOS PARA EL CONTROL DEL RECRECIMIENTO DE COLIFORMES EN LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN**

##### ***Tratamiento y muestreo***

El control de la ocurrencia de bacterias en los sistemas de distribución depende, fundamentalmente, de la calidad del agua que sale de la planta de tratamiento, es decir de la eficiencia del tratamiento a que se sometió la misma.

La selección de un sistema de muestreo y control de la calidad bacteriológica del agua en la red, adecuado es crítico para poder determinar con exactitud la causa por la cual aparecen las bacterias en la red y poder así planificar la estrategia de control a seguir para eliminar el problema. Esta forma de encarar el problema requerirá seguramente de más muestras que las que los organismos reguladores establecen como mínimo. Puede llegar a ser necesario, también, utilizar métodos analíticos distintos.

##### ***Lavado y limpieza de las redes***

Históricamente el lavado con agua a presión y la limpieza mecánica de las cañerías ha sido el método más utilizado para mantener la calidad del agua potable en las redes de distribución. Pero, como ya se ha mencionado, los problemas serios de biofilm y tubérculos no siempre pueden resolverse con estas prácticas y es más, éstas puede aumentar, al menos inicialmente, la concentración de coliformes en el agua debido al desprendimiento de trozos de biofilm. Por otra parte, estas medidas suelen ser costosas ya que requieren de importantes recursos humanos y técnicos, además de provocar molestias a los consumidores.

##### ***Desinfección***

Se ha demostrado en la práctica que con la desinfección secundaria, es decir la que se efectúa para producir un residual, tanto con cloro residual combinado como cloro residual libre, se pueden controlar efectivamente los niveles de bacterias en el sistema de distribución. Cuando se utilizan cloramina, White (1998) aconseja controlar cuidadosamente las distintas relaciones cloro a N-amoniaco que se utilizan.

La concentración y tipo de desinfectante a utilizar depende de las características y condiciones particulares de los abastecimientos (calidad del agua, estado de los sistemas de distribución, etc.). Por ejemplo, Le Chevalier demostró que se necesitan como mínimo 2 mg/l de monoclорamina residual para lograr la desinfección efectiva de biofilms en cañerías de hierro. Otros estudios indican que, en general, se necesitan niveles de cloro libre de 3-6 mg/l, aunque investigaciones más recientes han demostrado que los biofilms se pueden controlar empleando concentraciones de cloro residual de 2-4 mg/l. Sin embargo, todavía se necesitan intensificar las investigaciones en sistemas de distribución a escala real para establecer con mayor precisión los niveles de cloro requeridos para controlar el recrecimiento de microorganismos.

### **Control de la corrosión**

En varias plantas de tratamiento se ha observado que la aplicación de inhibidores de la corrosión logran mejorar la eficiencia de la desinfección con cloro libre para controlar los biofilms en las cañerías de hierro. Le Chevalier demostró (1990) que utilizando polifosfato y ortofosfato de zinc y ajustando el pH y la alcalinidad del agua, se puede mejorar de 10-100 veces la desinfección de biofilms con cloro libre. Anteriormente (Martin y asociados, 1982), se había observado que elevando el pH del agua no sólo se controlaba la corrosión sino también el desarrollo de las bacterias, debido a que los pH elevados son bactericidas, aún cuando a pH altos el cloro ha demostrado perder eficiencia ya que prácticamente sólo existe como ion hipoclorito. En otras plantas ajustando el pH a 10,2 y manteniendo una concentración de cloro residual de 3-5 mg/l lograban controlar la aparición de coliformes. Es decir que, la reducción de las características corrosivas del agua podrían, aparentemente, favorecer el control e inactivación de los microorganismos del biofilm con cloro libre. Sin embargo, como ya se mencionara, aún no se ha determinado con precisión cómo y hasta dónde la corrosión influye sobre la desinfección con cloro libre.

### **Tratamiento biológico**

Mediante el tratamiento biológico del agua se pueden remover todos los nutrientes que podrían sustentar la proliferación de bacterias en el agua tratada, es decir que se produce un agua biológicamente estable. En Alemania y Canadá se han incorporado a los procesos de tratamiento del agua, una etapa de tratamiento biológico. En ambos países se emplean sistemas BAC (biological activated carbon), es decir, carbón activado en el cual se ha incentivado el desarrollo biológico en la superficie y poros del mismo. Por otra parte, Canadá ha desarrollado un tipo de carbones más eficientes que se pueden lavar con agua en contracorriente sin afectar la colonización biológica sobre los mismos. Este tipo de tratamiento y otros procesos biológicos han contribuido con gran éxito en la reducción del contenido de compuestos orgánicos totales (COT) y de otros nutrientes de las bacterias, en la remoción de microcontaminantes presentes en el agua, en la eficiencia del control de sabor y olor, en la disminución de la demanda de cloro lo que resulta en la reducción de la formación subproductos de la desinfección, lo que ayuda, a su vez, a mantener mejor los niveles de cloro residual en las redes de distribución, niveles que, además, pueden ser más bajos; y en un mejoramiento general de todos los procesos de tratamientos utilizados habitualmente en las plantas potabilizadoras. Por lo tanto, sería aconsejable que en muchos de aquellos abastecimiento de nuestro País, donde la calidad del agua de las fuentes de provisión que utilizan les impide cumplir con las concentraciones máximas de los subproductos de desinfección establecidas por las normativas vigentes, utilizando los métodos convencionales de tratamiento, incluida la desinfección con cloro (la cual aún sigue siendo el método de elección tanto por razones tecnológicas como económicas), comenzaran a evaluar la posibilidad de introducir una etapa de tratamiento biológico en sus plantas, para que les permita no sólo producir un agua potable que cumpla con las normas de calidad, sino también mantener dicha calidad en los sistemas de distribución.

#### **4.7. RAZONES PARA EL MANTENIMIENTO DE UN RESIDUAL EN LOS SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN**

Por lo general, si la contaminación es muy grosera, el desinfectante residual, aún en concentraciones elevadas (20 mg/l) no será suficiente para destruir o inactivar los microorganismos, pero este tipo de episodios es muy raro que se produzca. Por el contrario, distintas investigaciones han demostrado que aún en sistemas bien operados y mantenidos regularmente se producen pequeñas contaminaciones para cuyo caso los desinfectantes residuales presentes en las redes constituyen una barrera importante. Si bien, como ya se ha mencionado, los residuales combinados reaccionan más lentamente y serían menos efectivos, contribuyen a la minimización del impacto de la contaminación en el agua y, en consecuencia, en el consumidor (Trussell, 1999). Si cuando las bacterias o patógenos ingresan al sistema no se encuentran con un desinfectante residual podrán colonizar las superficies de las cañerías o proliferar libremente. Por ejemplo, Snead y asociados (1982) demostraron que con un residual de cloro de 0,2 mg/l se podía proteger un sistema de distribución contra la contaminación con líquido cloacal de 0,1% en volumen. También Olivieri (1984) ha demostrado, en la práctica, la efectividad del desinfectante residual ante contaminaciones de menor cuantía.

De acuerdo a Trussell (1999) entre las razones fundamentales para mantener un desinfectante residual en las redes, se destacan las siguientes:

##### ***Prevención del recrecimiento de coliformes***

Si bien el recrecimiento de coliformes en las redes de distribución no representa en sí un riesgo directo para la salud del consumidor, su presencia interfiere con el control de las bacterias coliformes que habitualmente se realiza para evaluar la calidad del agua potable en el sistema. Como ya se ha mencionado, el recrecimiento de coliformes es el resultado de la liberación de los microorganismos que se encuentran atrapados por los polímeros extracelulares (glicocalix) que los protege de la acción de los desinfectantes por medio de una combinación de fenómenos físicos y de transporte.

Como ya se ha mencionado, para evitar el recrecimiento de coliformes en las redes se debe asegurar que todas las barreras que constituyen el tratamiento del agua y en especial la desinfección primaria, como así también la limpieza mecánica de las cañerías, el control de la corrosión, la intensificación del muestreo, la reducción de los niveles de nutrientes, y en particular, la cuidadosa atención al mantenimiento de un desinfectante residual en el sistema, se hayan implementado y funcionan correctamente. Prevenir el recrecimiento sin la ayuda que significa el desinfectante residual, implica la implementación de medidas extraordinarias tales como, el reemplazo de cañerías y accesorios más antiguos, etc.

##### ***Inhibir la formación de biofilms***

La remoción de nutrientes, y en especial de los compuestos orgánicos asimilables del agua tratada que se envía al sistema de distribución es crítica para la prevención del desarrollo de biofilms en los sistemas en los que no siempre se mantiene un desinfectante residual. Los biofilms se pueden desarrollar aún en aquellas aguas donde la concentración de compuestos orgánicos totales es de 20 µg/l. En general, se ha demostrado que los microorganismos contenidos en el biofilm se pueden multiplicar aún en condiciones nutritivas mucho más pobres que las que, probablemente, se puedan presentar en los sistemas de distribución de agua potable.

Otro factor importante en el control de los biofilms es el tipo, estado y antigüedad de las cañerías, por los problemas que pueden presentar, tales como corrosión o cesión de contaminantes al agua que entra en contacto con ellas, etc.

Minimizando la cantidad de microorganismos que ingresan al sistema de distribución es, sin duda, también, una medida importante para reducir la formación de biofilms. Para ello es necesario que, como ya se mencionara, se optimicen, por un lado los procesos de tratamiento en la planta, y por el otro, las prácticas de construcción de las redes de agua.

También deben evitarse los puntos muertos en las redes y, si son necesarias reservas o cisternas para almacenar o redistribuir el agua en puntos intermedios de las redes de distribución, éstas deberán diseñarse adecuadamente para que no se conviertan, también, en puntos muertos, donde se favorezca el desarrollo de microorganismos, y consecuentemente de biofilms.

Es decir que, aunque se hayan tomado todos los recaudos necesarios para prevenir la formación de biofilms, como ya se discutiera anteriormente, es necesaria la presencia de un desinfectante residual en las redes. Pero, debe recordarse que no todos los problemas serios de biofilms pueden ser resueltos con un desinfectante residual, pero si se pueden controlar y mantener en cantidades más reducidas de las que actualmente se observan en muchos sistemas.

### ***Prevenir la ocurrencia de organismos patógenos oportunistas***

Ciertos patógenos, como por ejemplo, Legionella y algunos tipos de coliformes (Klebsiellae, etc.) pueden sobrevivir, y eventualmente, multiplicarse, en los biofilms de los sistemas de distribución y cañerías domiciliarias. En general, las medidas adoptadas para prevenir o minimizar los problemas anteriores, deberían ser suficientes para resolver este también.

El verdadero riesgo de los organismos patógenos, en la concentración en que se podrían encontrar en el agua potable, es para los individuos con sistemas inmunológicos comprometidos. Es probable que no sea técnicamente factible para los abastecimientos públicos producir un agua potable segura para los individuos con enfermedades que comprometen su sistema inmunológico. Sin embargo, el hecho de que exista desinfectante residual en las redes, sin duda hará siempre una gran diferencia en lo que al control de organismos patógenos se refiere.

### ***Para alertar sobre contaminación debido a la ausencia de residual***

Cuando ingresa contaminación al sistema de distribución, desaparece el desinfectante residual. Por lo tanto, la falta del residual donde normalmente se lo detecta, puede alertar sobre la ocurrencia de una contaminación. Sin embargo, no se puede depender exclusivamente de la ausencia de desinfectante residual como indicador, ya que es sabido que los residuales pueden desaparecer de los sistemas de distribución por muchas otras causas también, como, por ejemplo, cañerías viejas, extremos de red, y reservas o cisternas en línea. Por lo general, hoy en día, los servicios no dependen de los residuales de cloro como indicadores de rotura o contaminación.

Si bien es cierto que muchas de las razones para mantener un desinfectante residual en el sistema de distribución se podrían resolver por otras prácticas alternativas y llegar a operar los mismos, como ocurre en algunos países europeos, sin un residual, no hay aún

suficiente experiencia y conocimiento en muchos aspectos que hacen a los temas discutidos anteriormente, y muy especialmente en nuestra Región, como para, como ya se dijo, abandonar una práctica que ha servido hasta la fecha como método eficaz para, si bien no solucionar totalmente los mismos, al menos controlarlos a un nivel aceptable.

#### 4.8. SELECCIÓN DEL DESINFECTANTE

El desinfectante a utilizar dependerá de los objetivos que se pretendan alcanzar con el mismo. Según Trussell (1999) la selección del desinfectante para mantener un residual en el sistema de distribución se debe basar en los siguientes criterios:

- Máxima estabilidad del residual.
- Eficiencia máxima para controlar biofilms.
- Mínima toxicidad directa.
- Mínima formación de subproductos de la desinfección.

En la **Tabla 38** se comparan las tres alternativas de desinfectantes más importantes para el mantenimiento de un residual, basados en estos criterios.

Desinfectante	Estabilidad del desinfectante residual	Toxicidad directa (1)	Control de biofilms	Formación de SPDs
Cloro libre	Muy buena	4,0	buena	Pobre
Cloraminas	Excelente(2)	4,0	muy buena	Muy buena
Dióxido de cloro	Buena	0,8	Buena	Buena (3)

(1) Para la mínima toxicidad se han tomado las concentraciones máximas de desinfectante residual permitidas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica.

(2) Debe recordarse que pueden ser sujetas a nitrificación.

(3) El dióxido de cloro forma, casi exclusivamente subproductos inorgánicos: ion clorito e ion clorato.

**Tabla 38.** Desinfectantes más utilizados para producir un residual (Fuente: Trussell, 1999)

Si bien todos estos compuestos se han utilizado con éxito para producir y mantener un desinfectante residual en los sistemas de distribución en casi todo el mundo, el cloro sigue siendo el más empleado tanto en Europa como en América. Pero su facilidad para producir SPDs constituye una seria desventaja, por lo que es posible que, en el futuro, su uso se limite a aquellas aguas con niveles de precursores bajos, ya sea por las condiciones naturales de las fuentes de agua o porque los mismos han sido significativamente reducidos por medio de distintos procesos de tratamiento.

Las cloraminas, y en particular, la monoclaramina es la segunda alternativa más utilizada, excepto en Europa, donde prácticamente no se la emplea. Sin embargo, como las cloraminas han demostrado ser superiores al cloro libre para controlar los biofilms, resultan una buena elección cuando el objetivo del mantenimiento de un desinfectante residual es, en particular, el control de los mismos.

La reticencia al uso del dióxido de cloro para producir un residual, se ha debido, en gran parte, tanto a su toxicidad como a la de uno de sus subproductos inorgánicos: el ion clorito. Sin embargo, los resultados de estudios toxicológicos realizados en Inglaterra, están haciendo que el dióxido de cloro resulte una alternativa más confiable.

A pesar de lo dicho anteriormente, mientras no se realicen investigaciones adicionales que determinen con certeza el problema de la nitrificación de las cloraminas residuales y la toxicidad del dióxido de cloro y sus subproductos inorgánicos, es aconsejable que tanto los abastecimientos que pueden cumplir sus objetivos de control y normas de calidad del agua potable como aquellos en cuyo caso se deban flexibilizar, tal como lo recomienda la Organización Mundial de la Salud, algunos de los valores límites permitidos para los subproductos de la desinfección, en aras de garantizar la calidad microbiológica del agua potable que le llega a los consumidores, sigan utilizando cloro libre.

Resumiendo, y tal como surge de lo expuesto en esta sección, el desinfectante residual cumple con un rol importante dentro de las estrategias para mantener la calidad del agua tanto estética como microbiológica en los sistemas de distribución, ya que sirve o contribuye para el control de la contaminación de los mismos, para prevenir y/o controlar el recrecimiento de coliformes y de los biofilms, para prevenir el desarrollo de los organismos patógenos oportunistas, para estabilizar la calidad del agua, y sirve como señal de alerta de intrusión de contaminantes en los sistemas.

Se deben considerar cuidadosamente las características de cada desinfectante alternativo disponible, antes de, como ya se mencionó, elegir el que producirá el residual más apropiado para un abastecimiento de agua potable, en particular.

## 5. SELECCIÓN DEL SISTEMA DE DESINFECCIÓN

### 5.1. INTRODUCCIÓN

Si bien los aspectos a tener en cuenta para la selección del sistema de desinfección a aplicar a un abastecimiento en particular son varios, siempre se debe hacerlo sin olvidar el objetivo fundamental de esta etapa del proceso de tratamiento de las aguas destinadas al consumo humano. Como se mencionó anteriormente y como lo definiera la Organización Mundial de la Salud, el fin de la desinfección es eliminar o destruir la gran mayoría de las bacterias entéricas, virus, quistes de protozoos esporas bacterianas presentes en el agua y que pueden causar infección o enfermedad al hombre, manteniendo una barrera protectora contra cualquiera de estos organismos que se pudieran introducir en el sistema de distribución e impedir la posterior multiplicación de los mismos en el sistema, de modo de que el consumidor reciba agua fundamentalmente libre de organismos patógenos.

Además de cumplir con este objetivo esencial, el sistema seleccionado debe ser capaz de garantizar la máxima confiabilidad en el mismo, producir el mínimo posible de efectos secundarios indeseables en el agua, ser razonablemente económico y adecuado a las condiciones locales (sociales, climáticas, de infraestructura, etc.).

Esto implica no sólo un conocimiento acabado de la situación donde se construirá la planta potabilizadora, sino fundamentalmente, de las características físico-químicas y biológicas del agua a tratar y de la vulnerabilidad de la cuenca a la que pertenece la fuente a utilizar.

También deben tenerse en cuenta cómo y hasta dónde los otros procesos de tratamiento que se implementarán (si es que es necesario) afectarán las características del agua que será luego sometida a desinfección.

Siempre que sea posible, sobre todo en aquellos casos en que la calidad del agua de la fuente presenta algún problema en particular o cuando se vaya a utilizar una nueva tecnología, se deberán realizar ensayos de campo a escala piloto, para evaluar la eficiencia del tratamiento seleccionado. Por otra parte, estos ensayos en plantas piloto pueden servir para entrenar a los futuros operarios del sistema. Si fuese imposible realizar ensayos de este tipo, se deberán, por lo menos, efectuar todos aquellos ensayos de laboratorio que permitan obtener un conocimiento más acabado de los resultados del tratamiento. Debe recordarse, sin embargo, que los resultados obtenidos en laboratorio no son siempre extrapolables a escala real, por lo que se deberán extremar los cuidados a la hora de evaluar esta información. También suele ser útil, aunque también en este caso, no siempre será factible extrapolarlas directamente, considerar las experiencias de otros abastecimientos similares tanto en lo que a características del agua, como a procesos de tratamiento y condiciones locales se refiere.

## 5.2. ASPECTOS A CONSIDERAR PARA LA SELECCIÓN DEL SISTEMA

### 5.2.1. Técnicos

Dentro de estos aspectos se deberán tener en cuenta, como ya se mencionó:

- Calidad de la fuente de provisión (características actuales del agua, variaciones estacionales, vulnerabilidad de la fuente frente a eventos naturales y antropogénicos).

El análisis inicial del agua de la fuente deberá incluir, como mínimo, todos aquellos componentes y características del agua que tengan una relación directa o indirecta con la eficiencia de la desinfección. Por ejemplo: concentración de compuestos orgánicos totales (COT), temperatura, pH, densidad de bacterias indicadoras (coliformes y fecales), nitrógeno amoniacal, compuestos reductores que consumirán desinfectante en el proceso (hierro, manganeso, sulfuro, etc.). Si los resultados de este análisis preliminar y de la evaluación de las características de la cuenca, otros usos del recurso utilizado, etc., lo sugieren, se deberán determinar o identificar otros parámetros microbiológicos o químicos adicionales, tales como: virus, parásitos, pesticidas, fenoles, metales pesados, etc.

Las variaciones estacionales o de cualquier otro tipo por efecto de las condiciones propias de la naturaleza o por efecto de contaminaciones puntuales o difusas, que pudiera experimentar el agua a tratar, es un aspecto crítico a tener en cuenta, ya que una alternativa de desinfección seleccionada para un tipo de agua puede no ser efectiva o, incluso, perjudicial para otras. Se debería evitar el uso de este tipo de fuentes, pero si es la única disponible, se deberá evaluar, además, la flexibilidad de los distintos sistemas de desinfección disponibles para ajustarse a estas variaciones.

La vulnerabilidad de la cuenca de donde proviene el agua de la fuente a utilizar, se debe también considerar ya que, como se acaba de mencionar, la calidad del agua puede verse severamente afectada por descargas puntuales de líquidos residuales (cloacales o industriales), por escorrentía superficial resultantes de importantes precipitaciones, de actividades agrícolas o ganaderas.

Si bien todos estos factores que hacen a la calidad del agua se deben evaluar para cualquiera de los otros procesos de tratamiento a implementar, son particularmente críticos para la desinfección, ya que, como se ha dicho, la calidad microbiológica del agua que le llega al consumidor debe ser siempre inobjetable.

- Evaluación de los posibles efectos de la acción del desinfectante sobre el agua a desinfectar, en función de las características iniciales o luego de los procesos de tratamiento a la que se ha sometido, previamente, la misma.
- Características del establecimiento a diseñar (caudal de tratamiento, localización del mismo, etc.)

El tamaño de la planta a diseñar ya permite, a priori, hacer una preselección de las alternativas de desinfección disponibles.

El sitio donde la planta se construirá también, puede servir para descartar algunas alternativas, por ejemplo, la infraestructura necesaria para acceder al mismo, aspectos relacionados con la seguridad (riesgo por fugas de compuestos tóxicos para las poblaciones ubicadas junto a la planta, peligros de explosiones, etc.), y con

el medio ambiente (posibilidades y normativas vigentes para la disposición de los residuos del proceso o generación del desinfectante, de derrames accidentales, etc.).

- Alternativas de sistemas de desinfección disponibles para la situación en particular.

Algunas alternativas se pueden descartar al inicio de la evaluación por distintos motivos, tales como disponibilidad en el mercado local, complejidad del sistema en lo que hace a operación, mantenimiento y reparación y grado de automatización requerido por cada uno de ellos, provisión de desinfectante o materias primas para generarlos, disponibilidad de servicio posventa, etc. Otro aspecto a tener en cuenta es la mayor o menor facilidad para controlar la eficiencia del proceso, así como también las dosis a aplicar, o, si el desinfectante lo requiere, la concentración de desinfectante residual.

- Disponibilidad de energía eléctrica.

Este aspecto pasa a ser crítico en algunos de los sistemas de desinfección, como por ejemplo: radiación ultravioleta y ozono, donde no sólo se debe contar permanentemente con energía, sino que, además, las variaciones de tensión deben estar dentro de rangos aceptables. Caso contrario, para el primer caso será necesario disponer de uno o más grupos electrógenos para uso exclusivo del sistema de desinfección, y para el segundo caso, de estabilizadores de tensión, lo que implica mayores controles operativos y, sin duda, costos adicionales.

- Disponibilidad de recursos humanos.

No sólo se debe evaluar las posibilidades de contar con el número necesario de operarios para atender el sistema, sino que el mismo debe contar con la capacitación técnica necesaria para operar, mantener y/o reparar el sistema de desinfección. A mayor complejidad de los sistemas, mayor capacitación se requiere de los operarios y del personal encargado del servicio posventa de los equipos o sistemas. También se deberá tener en cuenta la disponibilidad de personal capacitado para realizar los controles analíticos necesarios en función de los parámetros a determinar y de los métodos analíticos a utilizar para cada uno de ellos (kits de campo o procedimientos de laboratorio).

- Normativas de calidad del agua potable.

Las normas de aplicación en la localidad donde se construirá la planta potabilizadora determinarán, en ciertos casos, la factibilidad de uso de uno u otro sistema de desinfección o desinfectante disponible, en función de las concentraciones máximas establecidas para los parámetros microbiológicos y para los desinfectantes y subproductos de la desinfección.

### **5.2.2. Económicos**

Como ya se ha mencionado en varias oportunidades, el proceso de desinfección requiere de eficiencia y continuidad, por lo tanto, a la hora de seleccionar el sistema de desinfección a aplicar, se deberán tener en cuenta los recursos económicos disponibles no ya tanto para la inversión inicial en equipamiento o construcción de instalaciones, sino fundamentalmente para operar y mantener adecuadamente el proceso en el tiempo.

No siempre los sistemas o equipos de desinfección más caros implican gastos de operación y mantenimiento importantes.

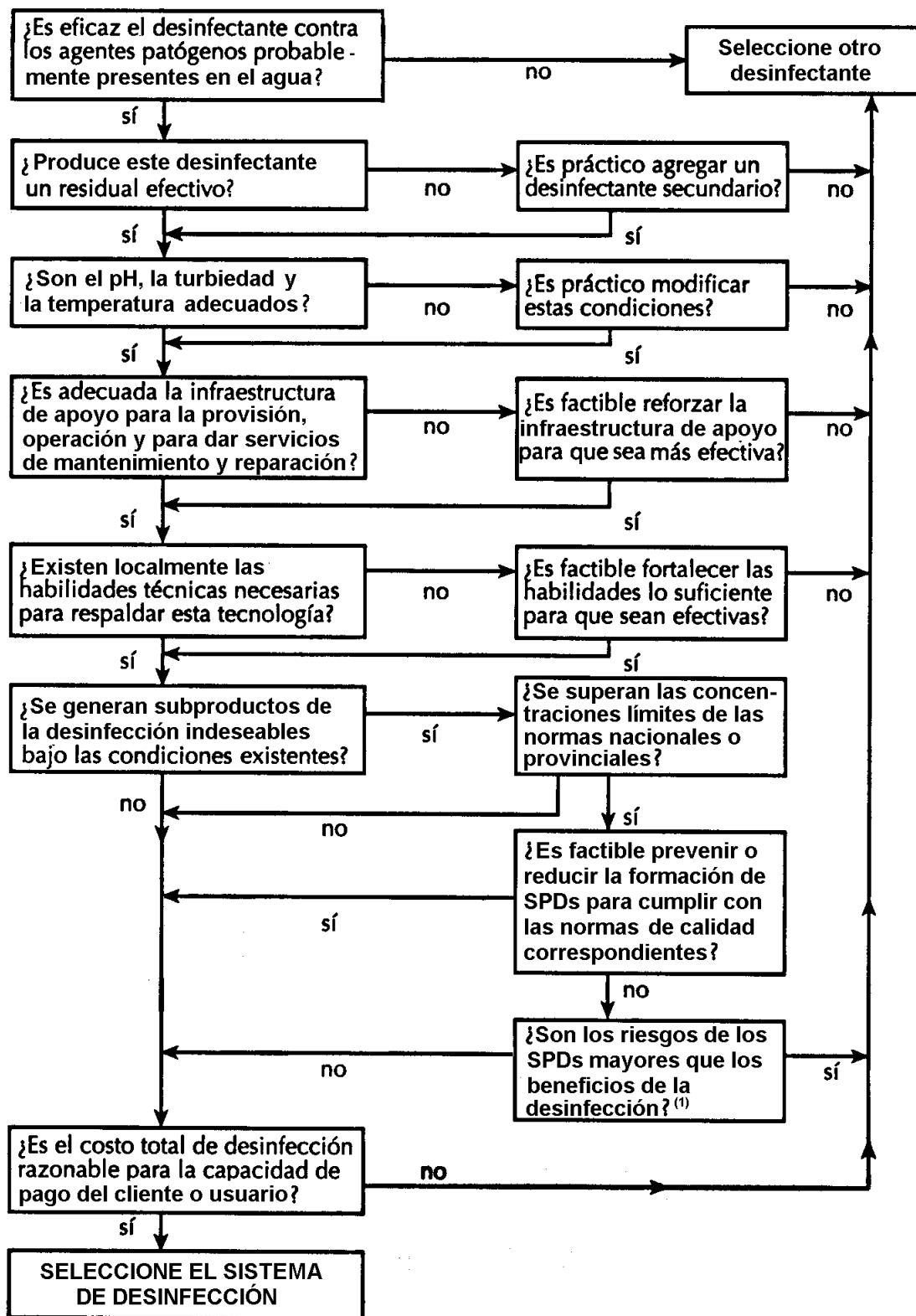
Si bien, a veces, algunos equipos fabricados en el exterior, pueden ser más económicos que los de fabricación nacional, la disponibilidad y costo de los repuestos o servicio posventa pueden ser tales que, a la larga, el proceso resulte más caro.

Debe tenerse en cuenta, además, la eficiencia de cada equipo o sistema en particular, especialmente en lo que a requerimientos de energía se refiere, sobre todo en aquellos lugares donde el costo de este insumo es elevado.

Otro factor a tener en cuenta es la capacidad económica para realizar los controles microbiológicos o químicos que demanda cada tipo de sistema de desinfección.

Con el objeto de facilitar el proceso de evaluación de los sistemas de desinfección alternativos, la Organización Mundial de la Salud, desarrolló un algoritmo que sirve de guía para considerar aquellos aspectos que determinan la factibilidad de aplicación de cada uno de ellos. La **Figura 82** muestra dicho algoritmo.

Además, en la **Tabla 39** se muestra un resumen de las principales características, ventajas y desventajas de los distintos desinfectantes de mayor aplicación en el tratamiento de las aguas para consumo humano. Esta tabla ha sido elaborada por expertos de la Organización Mundial de la Salud y completada por este autor.



(1) De acuerdo con la OMS, "Cuando las condiciones locales requieren una elección entre el respeto de las guías y el de las establecidas para los desinfectantes o sus productos secundarios, la calidad microbiológica siempre ha de tener preferencia, en caso de necesidad, se puede adoptar un valor guía químico correspondiente a un mayor nivel de riesgo. La desinfección eficaz jamás debe verse comprometida".

**Figura 82.** Algoritmo diseñado por la Organización Mundial de la Salud para seleccionar el sistema de desinfección más apropiado

Factores y consideraciones Especiales	Características del desinfectante		
	Cloro	Hipocloritos	Cloraminas
Clase de uso	Primario y Secundario	Primario y Secundario	Secundario solamente
<b>Eficacia contra:</b> Bacterias Virus Protozoos Helmintos	Muy bueno como HOCl Muy bueno como HOCl Regular Bueno	Muy bueno como HOCl Muy bueno como HOCl Regular Bueno	Deficiente Deficiente Muy deficiente No hay información
<b>Influencia de:</b> pH  Alta turbiedad o sólidos en suspensión Disminución de Temperatura Amoníaco/prod. orgánicos	El aumento en pH reduce la eficiencia Protege microorganismos contra el desinfectante Reduce la eficiencia Se forman compuestos de organoclorados	El aumento en pH reduce la eficiencia Protege microorganismos contra el desinfectante Reduce la eficiencia Se forman compuestos de organoclorados	pH>7; monoclóraminas pH<5; dicloraminas Protege microorganismos contra el desinfectante Reduce la eficiencia Poco efecto
<b>Efectos del desinfectante:</b> Sobre la salud Sobre el sabor y olor	Ninguno a la dosis normal Insignificante en ausencia de productos orgánicos	Ninguno a la dosis normal Insignificante en ausencia de productos orgánicos	Ninguno a la dosis normal Insignificante
<b>Derivados importantes</b> Sabores/olores   Subproductos indeseables	De la reacción con productos orgánicos y fenoles   Trihalometanos, ácidos acéticos clorados, haloácido nitrilos y otros	De la reacción con productos orgánicos y fenoles   Trihalometanos, ácidos acéticos clorados, haloácido nitrilos y otros	Ninguno para monoclóraminas Moderado para dicloraminas Alto para tricloroaminas Se forma cloruro de cianógeno
<b>Dosis típica</b>	2,0 – 5,0 mg/L	2,0 – 5,0 mg/L	1,0 – 2,0 mg/L
<b>Residuo típico en el sistema</b>	0,2 – 0,5 mg/L	0,2 – 0,5 mg/L	1,0 – 2,0 mg/L
<b>Tiempo de contacto</b>	30 minutos	30 minutos	Muy largo
<b>Requisitos previos a la desinfección</b>	Turbiedad < 1UTN 6,5 < pH < 7,8	Turbiedad < 1UTN 6,5 < pH < 7,8	Turbiedad < 1UTN 6,5 < pH < 7,8
<b>Preparación necesaria</b>	No se requiere	Mezcla en lotes	Determinar proporción de amoníaco y cloro
<b>Sustancias introducidas</b>	Cloro	Cloro y sodio o calcio	Amoníaco y cloro
<b>Prueba del residual</b>	Relativamente fácil	Relativamente fácil	Relativamente fácil
<b>Efecto de la sobredosis</b>	Sabor y olores/THMs en presencia de orgánicos/precusores	Sabor y olores/THMs en presencia de orgánicos/precusores	Sin sabor ni olores o THMs
<b>Requisitos de energía</b>	Sí, para bomba de refuerzo	Depende del equipo	Depende del proceso
<b>Envase de productos químicos</b>	Cilindros de 100 y 150 lb. y 1 ton. (cilindros de 40 & 70 Kg)	Polvo de HTH; tambor 45 Kg. Tabletas de HTH, tambor de 60 lb. NaOCl; 1 gal. ó 100 L	Cloro igual que para cloro o hipoclorito; amoníaco en cilindros o cloraminas preformadas
<b>Experiencia en América Latina y el Caribe</b>	Amplia experiencia	Amplia experiencia	Poca experiencia
<b>Costos típicos (US\$/Kg)</b> En el sitio de producción En relación con cloro gas.	0,70 a 1,50 1,00	1,20 a 8,00 2 a 4 veces más caro	No hay información 3 a 4 veces más caro
<b>Observaciones</b>	Reduce los sabores y olores por encima del punto de quiebre, pero puede producir THMs	Reduce los sabores y olores por encima del punto de quiebre, pero puede producir THMs	Desinfectante débil, puede permitir el recrecimiento de bacterias

**Tabla 39.** Características de los desinfectantes y sistemas de desinfección

Factores y consideraciones Especiales	Características del desinfectante		
	Dióxido de Cloro	Ozono	Radiación UV
Clase de uso	Primario y Secundario	Primario solamente	Primario solamente
<b>Eficacia contra:</b> Bacterias Virus Protozoos Helminthos	Bueno / Excelente Bueno / Excelente Regular / Bueno No hay información	Excelente Excelente Muy bueno Excelente	Muy Bueno Muy Bueno Regular No hay información
<b>Influencia de:</b> pH  Alta turbiedad o sólidos en suspensión Disminución de temperatura Amoníaco/prod. Orgánicos	Menos afectado que el cloro por cambios en pH Protege microorganismos contra el desinfectante Aumenta la eficacia No reacciona con NH <sub>3</sub> / Poco efecto	El cambio en el pH tiene poco efecto Protege microorganismos contra el desinfectante Reduce la eficiencia Ejerce una demanda de ozono	Ningún efecto  Protege microorganismos contra el desinfectante Poco efecto Ningún efecto
<b>Efectos del desinfectante:</b> Sobre la salud Sobre el sabor y olor	Ninguno a la dosis normal Ninguno a la dosis normal	Ninguno a la dosis normal Ninguno	Ninguno Ninguno
<b>Derivados importantes</b> Sabores/olores Subproductos indeseables	Mejora a dosis normales Forma clorito y clorato. Poca información disponible sobre efecto sobre la salud. No forma cantidades significativas de THMs	Mejora Forma bromatos y bromoformos	Ninguno Ninguno
<b>Dosis típica</b>	0,4 – 1,2 mg/l	4,0 – 8,0 mg/l	30.000 $\mu$ vatios.seg/cm <sup>2</sup>
<b>Residuo típico en el sistema</b>	Muy bajos 0,05 – 0,10 mg/l (Europa)	Ninguno	Ninguno
<b>Tiempo de contacto</b>	10 – 20 minutos	10 – 20 minutos	Corto
<b>Requisitos previos a la desinfección</b>	Turbiedad < 1UTN 5,0 < pH < 10,0	Turbiedad < 1UTN 6,0 < pH < 9,5	Turbiedad < 1UTN Eliminar color
<b>Preparación necesaria</b>	Preparación solución materias primas según método de generación	Desecación y enfriamiento de aire	No se requiere
<b>Sustancias introducidas</b>	Dióxido de cloro, cloro, ion clorato (según método de generación)	Ozono y oxígeno o aire	Ninguno
<b>Prueba del residual</b>	Difícil	Bastante fácil	No se aplica
<b>Efecto de la sobredosis</b>	Gusto y olor	Sin efecto	Sin efecto
<b>Requisitos de energía</b>	Sí	Sí	Sí
<b>Envase de productos químicos</b>	No se requiere ninguno	No se requiere ninguno	No se requiere ninguno
<b>Experiencia en América Latina y el Caribe</b>	Experiencia limitada	Experiencia limitada	Experiencia limitada
<b>Costos típicos (US\$/Kg)</b> En el sitio de producción En relación con cloro gas.	Mucho más caro que el cloro	2,50 a 5,00 3 a 5 veces más caro	No se aplica 3 a 5 veces más caro
<b>Observaciones</b>	A dosis superiores a las normales puede deteriorar la calidad del agua. Formación de SPDs inorgánicos	Descompone moléculas orgánicas en forma más biodegradable. Posibilidad de recrecimiento de microorganismos	La dosificación es difícil de medir y asegurar

**Tabla 39.** Características de los desinfectantes y sistemas de desinfección

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (1992). Control of biofilm growth in drinking water distribution systems. American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, EE.UU.
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (1984). Stability and effectiveness of chlorine disinfectants in water distribution systems. USEPA 600/2-84-011. Washington D.C., E.E.U.U.
- American Water Works Association (1973). Water chlorination principles and practices. Manual M20. American Water Works Association, Denver, Colorado, EE.UU.
- American Water Works Association (1975). Control de calidad y tratamiento del agua. Instituto de Estudios de Administración Local, Madrid, España.
- American Water Works Association (1982). Principles and practices of water supply operations. Vol. 2 y 3. American Water Works Association, Denver, Colorado, EE.UU.
- American Water Works Association (1986). Maintaining Distribution System Water Quality. American Water Works Association, Denver, Colorado, EE.UU.
- American Water Works Association (1990). Water quality and treatment handbook. Pontius Frederick (Editor técnico). 4ta. Edición. McGraw-Hill, Inc. Nueva York, EE.UU.
- American Water Works Association (1992). Standard for Disinfecting water mains. ANSI/AWWA C651-92. American Water Works Association, Denver. Colorado, EE.UU.
- American Water Works Association (1992). Standard for Disinfection of water-storage facilities. ANSI/AWWA C652-92. American Water Works Association, Denver. Colorado, EE.UU.
- American Water Works Association (1997). Standard for Disinfection of water treatment plants. ANSI/AWWA C653-97. American Water Works Association, Denver. Colorado, EE.UU.
- American Water Works Association (1998). Standard for Disinfection of wells. C654-97. American Water Works Association, Denver. Colorado, EE.UU.
- American Water Works Association Roundtable (1999). The disinfectant residual dilemma. Journ. AWWA, Vol. 91 (enero, 1999).
- American Water Works Association-American Society of Civil Engineers (1998). Water treatment plant design. 3ra. Edición. McGraw-Hill, Nueva York, EE.UU.
- Awad Jamal, Gerba Charles, Magnuson Gordon (1993). Ultraviolet disinfection for potable reuse. En Craun Gunther F. (editor): Safety of water disinfection: Balancing chemical & microbial risks. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.

- Bauman E. R. y Ludwing D.D. (1962). Free available chlorine residuals for small water supplies. Journ. AWWA, Vol. 54 (noviembre 1962).
- Bull Richard J. (1993). Toxicology of disinfectants and disinfectant by-products. En Craun Gunther F. (editor): Safety of water disinfection: Balancing chemical & microbial risks. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Castro Rosario, Reiff Fred (1996) Conclusiones y recomendaciones del Simposio sobre La calidad del agua potable en América Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. En: Craun Gunther F., Castro Rosario (Editores): La calidad del agua potable en América Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (1992). CICLO: Tratamiento, SERIE: Filtración rápida. Manuales I, II, III, IV, V, VI, VII y IX. Organización Panamericana de la Salud. Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud, División Salud y Ambiente. Washington D.C., EE.UU.
- Clark Robert M., Hurst Chritian J., Regli Stig (1993) Cost and benefits of pathogen control in drinking water. En Craun Gunther F. (editor): Safety of water disinfection: Balancing chemical & microbial risks. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Connell Gerald F. (1996), The chlorine/chloramination handbook. American Water Works Association, Water Disinfection Series, Denver, Colorado, EE.UU.
- Craun Gunther F. Sopesando los riesgos químicos y microbianos de la desinfección del agua potable: la prevención de las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua es nuestra preocupación fundamental. En: Craun Gunther F., Castro Rosario (Editores): La calidad del agua potable en América Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Cumming Robert B., Jolley Robert L. (1993). Occurrence and exposure to disinfectants and disinfection by-products. En Craun Gunther F. (editor): Safety of water disinfection: Balancing chemical & microbial risks. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Degrémont (1979). Manual Técnico del Agua. 4ta. Edición (en castellano). Grijelmo S.A., Bilbao, España.
- Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York (1973). Manual de Tratamiento de aguas. 3ra. Edición (en castellano). Limusa & Wiley S.A., México D.F., México.
- Galal-Gorchev Hend (1996). Desinfección del agua potable y subproductos de interés para la salud. En: Craun Gunther F., Castro Rosario (Editores): La calidad del agua potable en América Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Gallagher D.L., Hoehn R.C. y Dietrich A.M. (1994). Sources, occurrence, and control of chlorine dioxide by-product residuals in drinking water. American Water Works Association, Denver, Colorado, EE.UU.

- Gates Don (1998). The chlorine dioxide handbook . American Water Works Association: Water disinfection series. Denver, Colorado, EE.UU.
- Geldreich Edwin E., Craun Gunther F. (1996). Barreras múltiples para la protección y el tratamiento del abastecimiento de agua potable: un método probado de prevención de la propagación de las enfermedades transmitidas por el agua. En: Craun Gunther F., Castro Rosario (Editores): La calidad del agua potable en América Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Gordon G. y Rosenblatt A. (1995). Gaseous chlorine-free chlorine dioxide for drinking water. En: Proceedings 1995 AWWA-WQTC Conference, AWWA, Denver, Colorado, EE.UU.
- Gordon Gilbert, Pacey Gilbert E., Bubnis Bernard P. (1993) Analytical methods for disinfectants and disinfection by-products. En Craun Gunther F. (editor): Safety of water disinfection: Balancing chemical & microbial risks. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Griesse M.H. y Rosenblatt A. (1996). Chlorine dioxide's new phase: a utility case study. En: Proceedings 1996 AWWA-WQTC Conference, AWWA, Denver, Colorado, EE.UU.
- Grombach P. (1983). Desinfección en plantas de tratamiento de agua. Desarrollo Nacional. Buenos Aires, Argentina (Abril).
- Haas Charles N. (1999). Benefits of using a disinfectant residual. Journ. AWWA, Vol. 91 (enero, 1999).
- Hack H., Hang H.P. (1988). Módulos para capacitación del personal de servicios de abastecimiento de agua en países en desarrollo. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Oficina Panamericana de la Salud-GTZ. Programa de Salud Ambiental. CEPIS, Lima, Perú.
- Hammer Mark J. (1986). Water and wastewater technology. 2da. Edición. John Wiley & Sons. Nueva York, EE.UU.
- Jannoun Irmad, Boulus Paul y List John (1998). Using Hydraulic modeling to optimize contact time. Journ. AWWA, Vol. 90 (agosto 1998).
- Kooij Dick van der., Lieverloo J. Hein van der, Schellart Jon, y asociados (1999). Maintaining quality without disinfectant residual. Journ. AWWA, Vol. 91 (enero, 1999).
- Lalezary S., Pirbazary M. y Mc Guire M.J. (1986). Oxidation of five earthy-musty taste and odor compounds. Journ. AWWA, Vol. 78 (marzo 1986).
- LeChevallier Mark W., Olson Betty H., McFeters Gordon A. (1990). Assessing and Controlling Bacterial Regrowth in distribution systems. American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, EE.UU.
- LeChevallier M. W., Welch N.J., y Smith D.B. (1996). Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water. Journ. Applied and Envir. Microbiology. Vol. 61 (julio, 1996).
- LeChevallier Mark W. (1999), The case for maintaining a disinfectant residual. Journ. AWWA, Vol. 91 (enero, 1999).

- LeChevallier Mark W. Y asociados (1990). Disinfecting biofilms in a model distribution system. Journ. AWWA, Vol. 82 (julio, 1990).
- Lowther E. D. Y Moser R. H. (1990). Detecting and eliminating coliform regrowth. En: Proceedings 1984 AWWA WQTC Conference, Denver, Colorado.
- Malley James P. Jr., Shaw Jeffrey P., Ropp James R. (1995) Evaluation of by-products produced by treatment of groundwaters with ultraviolet irradiation. American Water Works Association Research Foundation. Denver, Colorado, EE.UU.
- Masschelein, Dr. Sc. (1993) Belgian experience in the ozonation of water. En Kępiński Alfred y Kępiński Waldemar A.S. (Editores): Water supply and wastewater disposal. International Almanac, Vol. 11. International Institute for Water Supply and Wastewater Disposal, Zoetermeer, Países Bajos.
- Neden Douglas G., Logsdon Gary (1993). Chloramination vs. rechlorination for secondary disinfection: microbial, chemical, and environmental risks. En Craun Gunther F. (editor): Safety of water disinfection: Balancing chemical & microbial risks. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Norton C.D., LeChevallier Mark W. (1997). Chloramination: its effect on distribution water systems quality. Journ. AWWA. Vol. 66 (julio 1997).
- Okun Daniel A., Schulz Christopher (1990), Tratamiento de aguas superficiales para países en desarrollo. Limusa S.A., México D.F., México.
- Otterstetter Horst, Zepeda Francisco (1996) Ponderación de los riesgos microbianos y químicos en la desinfección del agua potable: la perspectiva de la Organización Panamericana de la Salud. En: Craun Gunther F., Castro Rosario (Editores): La calidad del agua potable en América Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Paillard H., Langlais B., Doré M. (1993). Ozonation of water in France. En Kępiński Alfred y Kępiński Waldemar A.S. (Editores): Water supply and wastewater disposal. International Almanac, Vol. 11. International Institute for Water Supply and Wastewater Disposal, Zoetermeer, Países Bajos.
- Reiff Fred M., Witt Vicente M. (1995). Guías para la selección y aplicación de tecnologías de desinfección del agua para consumo humano en pueblos pequeños y comunidades rurales en América Latina y el Caribe. Manual de Desinfección. División de Salud y Ambiente Serie Técnica No. 30. Organización Panamericana de la Salud, Oficina Sanitaria Panamericana, Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. Washington D.C., EE.UU.
- Rice Rip G. (1993) Ozonation of drinking water state of the art. En Kępiński Alfred y Kępiński Waldemar A.S. (Editores): Water supply and wastewater disposal. International Almanac, Vol. 11. International Institute for Water Supply and Wastewater Disposal, Zoetermeer, Países Bajos.
- Richter Carlos A., Acevedo-Netto José M. De (1991). Tratamiento de água. Tecnologia actualizada. Blücher Ltda., San Pablo, Brasil.
- Schmith Daniel W. (1993) Ozone treatment of water in Canada. En Kępiński Alfred y Kępiński Waldemar A.S. (Editores): Water supply and wastewater disposal.

International Almanac, Vol. 11. International Institute for Water Supply and Wastewater Disposal, Zoetermeer, Países Bajos.

- Shaw Susan E., Regli Stig (1999) U.S. Regulations on residual disinfection. Journ. AWWA, Vol. 91 (enero, 1999).
- Singer Philip C. (1993). Formation and characterization of disinfection by-products. En Craun Gunther F. (editor): Safety of water disinfection: Balancing chemical & microbial risks. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Smith D.J. (1993). Ozone treatment of drinking water in the United Kingdom. En Kępiński Alfred y Kępiński Waldemar A.S. (Editores): Water supply and wastewater disposal. International Almanac, Vol. 11. International Institute for Water Supply and Wastewater Disposal, Zoetermeer, Países Bajos.
- Snead M. y asociados (1980). Biological evaluation of benefits of maintaining a chlorine residual in water supply systems. Journ. Water Research, Vol 14.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (1995). Edición 19. APHA, AWWA, WEF. Washington D.C., EE.UU.
- Summers Scott R. (1996) Assessing DBP Yield: Uniform formation conditions. Journ. AWWA. Vol. 80 (junio 1996).
- Tanner Stephen A. Y Ongerth Jerry E. (1990). Evaluating the performance of slow sand filters in Northern Idaho. Journ. AWWA. Vol 82 (diciembre 1990)
- The Chlorine Institute, Inc. (1992). Sodium hypochlorite safety and handling. Pamphlet 96. 1ra. Edición. The Chlorine Institute, Inc., Washington D.C., EE.UU.
- The Chlorine Institute, Inc. (1993). Piping systems for dry chlorine. Pamphlet 6. 13ava. Edición. The Chlorine Institute, Inc., Washington D.C., EE.UU.
- The Chlorine Institute, Inc. (1995). Emergency response plans for chlorine facilities. Pamphlet 94. 4ta. Edición. The Chlorine Institute, Inc., Washington D.C., EE.UU.
- The Chlorine Institute, Inc. (1995). Personal Protective Equipment for chlorine and sodium hydroxide . Pamphlet 65. 3ra. Edición. The Chlorine Institute, Inc., Washington D.C., EE.UU.
- The Chlorine Institute, Inc. (1997). Atmospheric monitoring equipment for chlorine. Pamphlet 73. 6ta. Edición. The Chlorine Institute, Inc., Washington D.C., EE.UU.
- The Chlorine Institute, Inc. (1997). Chlorine Vaporizing Systems. Pamphlet 9. 5ta. Edición. The Chlorine Institute, Inc., Washington D.C., EE.UU.
- The Chlorine Institute, Inc. (1997). The chlorine manual. Pamphlet 1. 6ta. Edición. The Chlorine Institute, Inc., Washington D.C., EE.UU.
- Trussell Rhodes R. (1999), Safeguarding distribution systems integrity. Journ. AWWA, Vol. 91 (enero, 1999).
- Trussell Thodes R. (1993). Treatment for the control or disinfectant residuals and disinfections by-products. En Craun Gunther F. (editor): Safety of water disinfection: Balancing chemical & microbial risks. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.

- Tryby Michael, Boccelli Dominic L., Koechling Margarete T. (1999). Booster chlorination for managing disinfection residuals. Journ. AWWA, Vol. 91 (enero, 1999).
- White Clifford (1999). ) Handbook of chlorination and alternative disinfectants. 4ta. Edición. John Wiley & Sons, Inc. Nueva York, EE.UU.
- Witt Vicente M., Reiff Fred M. (1993). La desinfección del agua a nivel casero en zonas urbanas marginales y rurales. Serie Ambiental No. 13. Oficina Panamericana de la Salud, Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud, División de Salud y Ambiente. Washington D.C., EE.UU.
- Witt Vicente M., Reiff Fred M. (1996) Tecnologías de desinfección del agua para comunidades pequeñas y zonas rurales. En: Craun Gunther F., Castro Rosario (Editores): La calidad del agua potable en América Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.
- Witt Vicente M., Reiff Fred M. (1996). Selección de los sistemas de desinfección sopesando los subproductos de la desinfección. En: Craun Gunther F., Castro Rosario (Editores): La calidad del agua potable en América Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. ILSI Press, Washington D.C., EE.UU.