

## LUZ ULTRAVIOLETA

**H. B. Wright y W. L. Cairns**

Trojan Technologies Inc.

3020 Gore Road, London, Ontario, Canadá N5V 4T7

### RESUMEN

La luz ultravioleta (UV) presenta un método de desinfección alternativo al uso del cloro y el ozono en muchas aplicaciones de tratamiento tanto de agua potable como de aguas residuales. La UV brinda una desinfección efectiva sin generar subproductos de desinfección problemáticos. Este documento presenta información sobre el mecanismo de aplicación de UV para la desinfección de agua potable. Se discuten las ventajas y desventajas de la técnica con miras a su comparación con la desinfección química. Se indica información práctica acerca del diseño de sistemas UV, su operación y mantenimiento, así como los costos de capital, operación y mantenimiento para una gama de estrategias de desinfección.

### 1. Introducción

La luz ultravioleta (UV) es una alternativa establecida y cada vez más popular frente al uso de productos químicos para la desinfección de agua potable, aguas residuales y aguas industriales de varias calidades. Los sistemas de desinfección UV pueden ser diseñados para una amplia gama de aplicaciones siempre que se preste la debida atención a la calidad del agua que se está desinfectando y a los objetivos de desinfección buscados. El cuadro 1 muestra una lista de aplicaciones específicas de la desinfección UV.

La práctica de desinfección UV del agua potable y sus fundamentos teóricos han sido bien documentados. Este trabajo intenta brindar una revisión de la situación actual, para lo cual se utilizará información obtenida tanto de la literatura existente como de la experiencia directa.

### 2. Una perspectiva histórica

Se han publicado perspectivas históricas de la desinfección UV en varios artículos (Grocock, 1984; Schenck, 1981; USEPA, 1996). En 1878, Downs y Blunt reportaron por primera vez los efectos germicidas de la energía radiante del sol. Sin embargo, las aplicaciones prácticas requirieron el desarrollo de la lámpara de

vapor de mercurio como fuente de luz UV artificial en 1901 y el reconocimiento del cuarzo como la envoltura ideal de lámpara en 1905. Los primeros intentos experimentales para usar UV como desinfectante del agua se llevaron a cabo en Marsella, Francia, en 1910. Entre 1916 y 1926, se usó UV en los Estados Unidos para la desinfección del agua y para proveer agua potable en los barcos. Sin embargo, el bajo costo de la desinfección del agua con cloro, además de los problemas operativos y de confiabilidad observados en los primeros equipos de desinfección UV retardaron el crecimiento de las aplicaciones de UV hasta la década de los 50.

### **Cuadro 1. Aplicaciones de desinfección UV**

#### Agua Potable

- Municipal
- Comunal
  - Subdivisiones
  - Campos de casas rodantes
  - Terrenos para acampar
  - Alojamientos de caza
  - Campos de Esquí
  - Hoteles
  - Barcos
- Institucional
  - Hospitales
  - Escuelas
  - Asilos de ancianos
  - Centros Comunales
- Residencias

#### Aguas Residuales

- Municipales
- Comunales
- Institucionales
- Residenciales

#### Comercial

- Criaderos de Peces
- Hidrocultivos
- Laboratorios
- Acuarios
- Restaurantes

#### Industrial

- Cervecerías
- Farmacéutica
- Embotelladoras
- Electrónica
- Conservas
- Productos Lácteos
- Alimentos
- Productos Marinos
- Destilerías
- Petróleo
- Textiles
- Cosméticos
- Imprenta

En 1955, se pusieron en funcionamiento instalaciones prácticas de desinfección UV para agua potable en Suiza y Austria. En 1985, el número de instalaciones en dichos países había aumentado a 500 y 600 respectivamente. Con el descubrimiento de los subproductos de la cloración, la desinfección UV se hizo popular en Noruega, poniéndose en funcionamiento la primera instalación en 1975. La primera instalación en Holanda se puso en funcionamiento en 1980.

Hoy en día existen más de 2.000 instalaciones en Europa que usan UV para desinfectar agua potable y más de 1.000 instalaciones en los Estados Unidos (USEPA, 1996). La desinfección UV es popular en Nueva York donde se le usa para desinfectar más de 6,4% de todos los sistemas de aguas subterráneas. Similarmente se reportó que 761 de los 10.700 sistemas públicos de

abastecimiento de agua en Pensilvania usan UV sola o en combinación con cloro. En el Reino Unido, la desinfección UV mediante el uso de tecnologías de lámparas de baja y mediana presión se ha combinado con el uso del cloro en una planta de tratamiento de agua de 14.5 mgd en Londres para la desinfección primaria y el mantenimiento de un residual. (Wolfe, 1990).

### 3. Fuentes de luz UV

La luz ultravioleta es la porción del espectro electromagnético que se encuentra entre los rayos X y la luz visible (Figura 1). Se han definido cuatro regiones del espectro UV- vacío UV entre 100 y 200nm, UVC entre 200 y 280nm, UVB entre 280 y 315nm, y UVA entre 315 y 400nm (Meulemans, 1986). La aplicación práctica de la desinfección UV se basa en la capacidad germicida de UVC y UVB.

**Espectro electromagnético**

Rayos Cósmicos	Rayos Gamma	Rayos X	Ultra Violeta	Luz Visible	Infrarrojo	Microondas	Ondas Radiales
		100	400				

**Escala expandida de radiación ultravioleta**

Rayos X	UV vacío	UVC	UVB	UVA	Luz Visible
100		200 254 280	315	400	800
		Longitudes de onda germicidas			

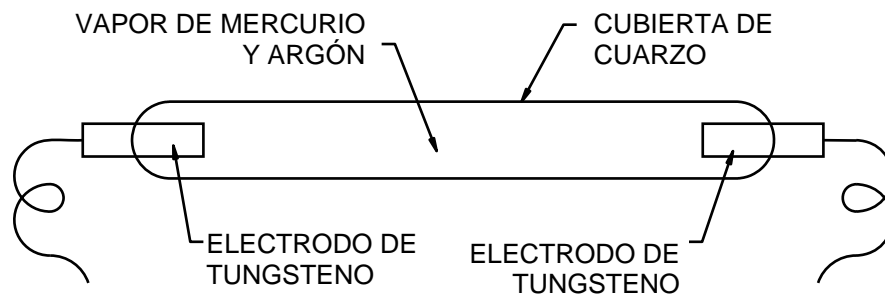
**Figura 1. El espectro electromagnético**

Si bien el sol es una fuente de luz ultravioleta, la absorción de la radiación de onda corta por parte de la capa de ozono de la tierra impide que cantidades significativas de UVB y UVC (NASA, 1972) alcancen la superficie de la tierra. Por ello, las aplicaciones prácticas de desinfección UV dependen de fuentes artificiales de UV. Las fuentes de UV más comunes son lámparas de arco de mercurio de baja y mediana presión que están disponibles comercialmente.

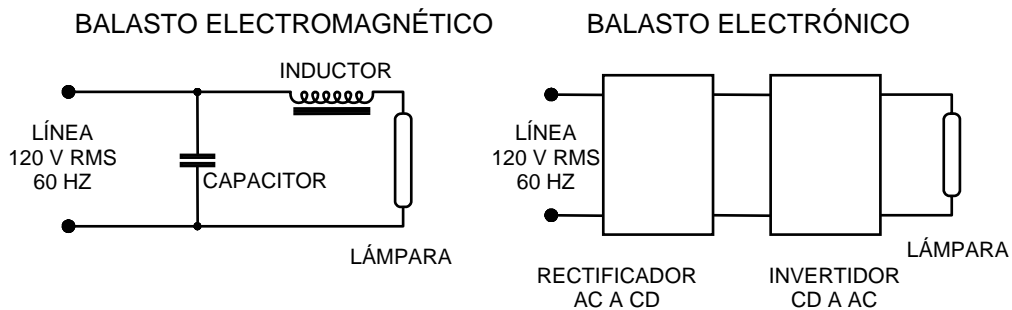
Una lámpara típica de arco de mercurio (figura 2) consiste de un tubo de sílice vítrea o cuarzo, ambos transmisores de UV, herméticamente cerrado y con electrodos a ambos extremos (Phillips, 1983). El tubo se llena con una pequeña cantidad de mercurio y un gas inerte, usualmente argón. Los electrodos están compuestos usualmente de tungsteno con una mezcla de metales de tierra alcalinos para facilitar la formación del arco dentro de la lámpara. Se logra una descarga de gas mediante la aplicación de un voltaje elevado a través de los electrodos. La lámpara emite luz UV cuando el vapor de mercurio, excitado por la descarga, retorna a un nivel menor de energía. El argón presente ayuda a arrancar la lámpara, extender la vida del electrodo, y reducir las pérdidas térmicas, pero no contribuye en sí a la emisión de luz UV por parte de la lámpara.

Debido a las características de resistencia eléctrica negativa de las descargas de gas, la operación estable de una lámpara de arco de mercurio requiere de un balasto adecuado. Si la lámpara es operada usando un suministro de corriente alterna, el balasto usualmente tiene componentes inductivos y capacitivos. Los balastos pueden ser electromagnéticos o electrónicos (O'Brien et al., 1995; Phillips, 1983) (1982). Los balastos electromagnéticos típicos constan de un inductor en serie con la lámpara y un condensador corrector del factor de potencia en paralelo. La energía se entrega a la lámpara a una frecuencia de línea de 50 o 60 Hz. Los balastos electrónicos por otra parte, tienen un rectificador AC-DC seguido de un inversor para convertir la corriente continua en corriente alterna de alta frecuencia en el rango de los kilohertz. En comparación con los balastos electromagnéticos, los balastos electrónicos son más compactos, reducen los costos del sistema, tienen una mayor eficiencia eléctrica y pueden operar con diferentes niveles de potencia (O.Brian et al., 1995). Similarmente, la operación de la lámpara a una frecuencia AC mayor aumenta el rendimiento de la lámpara y prolonga su vida útil (Phillips, 1983).

### COMPONENTES DE LA LÁMPARA



### DISEÑO DEL BALASTO

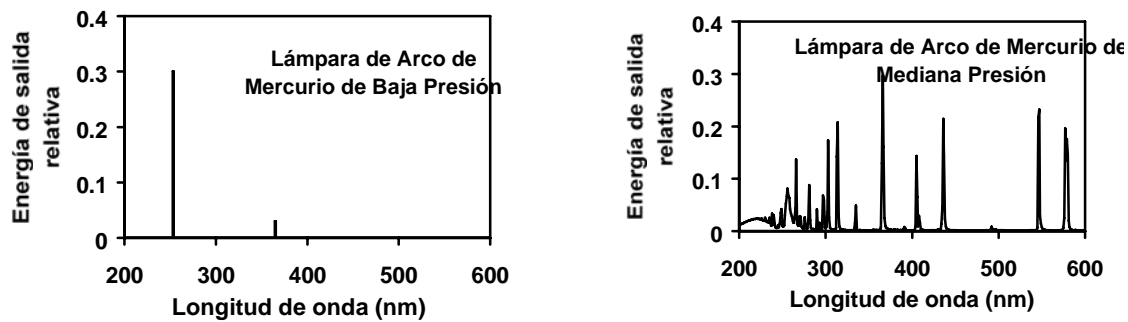


**Figura 2. Construcción de una lámpara de arco de mercurio y diseño del balasto**

La Figura 3 presenta una comparación de la salida espectral de las lámparas de arco de mercurio de baja y mediana presión. Las lámparas de arco de mercurio de baja presión usadas en la desinfección de agua varían en longitud de 35 a 163 cm y tienen un diámetro entre 1,2 y 1,9 cm. Durante la fabricación de la lámpara, se introduce el mercurio en la lámpara en la forma de una sola gota (50-100 mg Hg

en una lámpara de baja presión de 1.5 m; O'Brian et al., 1995). Las lámparas están diseñadas para operar a su óptima eficiencia con una temperatura de 40°C en la pared de lámpara y una potencia de arco eléctrico cercana a 0.3 W/cm (Phillips, 1983). Bajo estas condiciones, la presión del vapor de mercurio dentro de la lámpara es de 0.9 Pascales y la mayor parte del mercurio dentro de la lámpara se encuentra en estado líquido. La construcción, llenado, y operación de una lámpara de baja presión se eligen de manera tal que se maximice la conversión de energía eléctrica a radiación UV resonante a 254nm y 185nm. Aproximadamente 85% de la luz emitida por una lámpara de baja presión es radiación UV resonante. Incluidas las pérdidas del balasto, la conversión de energía eléctrica a luz UV tiene una eficiencia aproximada de 35 a 40% (O'Brian et al., 1995). Una lámpara de baja presión estándar de 147 cm de longitud debe producir 26.7 watts de UV a 254nm cuando se le conecta a una fuente de energía de 75 watts.

Las lámparas de arco de mercurio de mediana presión usadas en la desinfección de agua varían en longitud de 25 a 70 cm y tienen un diámetro de cerca de 2.2 cm. Durante la fabricación de la lámpara, se le introduce una masa medida de mercurio (1,4 a 15 mg Hg/cm de longitud del arco). Las lámparas están diseñadas para operar a una potencia de arco eléctrico relativamente alta, de 48 a 126 watts/cm (Phillips, 1983). De igual manera, la temperatura de pared de la lámpara se encuentra entre 650 y 850 °C y todo el mercurio dentro de la lámpara se vaporiza a una presión de vapor cercana a 13 kPa. Debido a la alta temperatura del plasma dentro de la lámpara de mediana presión, el mercurio vaporizado se encuentra en varios estados de excitación. El paso de estos niveles de excitación a un nivel de energía menor da como resultado la liberación de luz con diferentes longitudes de onda. En consecuencia, la salida espectral de una lámpara de mediana presión consiste de numerosos picos con un continuo de UV por debajo de 245 nm. Si se ignora la radiación por debajo de 248.3 nm, Phillips (1983) reporta que una lámpara de mediana presión que opere con una potencia de arco eléctrico de 107 watts/cm produce 9.38 watts/cm de UVC y 8.19 watts/cm de UVB. Entonces, por lo menos 44% de la radiación total emitida por una lámpara de mediana presión es UVB y UVC. La conversión de energía eléctrica a UVB y UVC tiene una eficiencia de por lo menos 16%. De acuerdo con esto, una lámpara de mediana presión de 25cm de longitud puede producir 450 watts de UVB y UVC suministrándosele una energía eléctrica de 2.8 kw.



**Figura 3. Salida espectral de lámparas de arco de mercurio de baja y mediana presión**

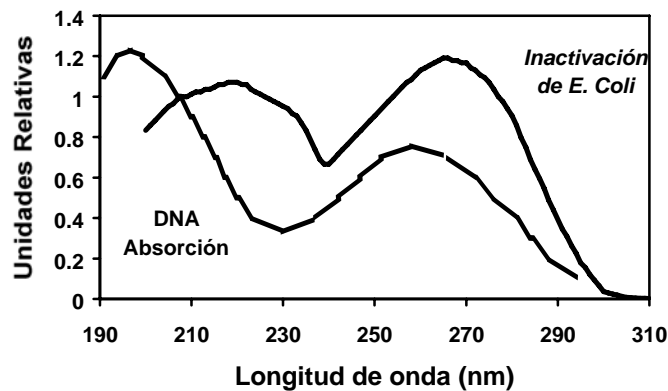
Si bien las lámparas de baja presión son eléctricamente más eficientes que las lámparas de mediana presión, estas últimas producen una potencia UV mayor por lámpara. En consecuencia, los sistemas UV de mediana presión tienen menos lámparas, ocupan menos espacio y requieren menos mantenimiento. De igual forma, debido al menor número de lámparas, los sistemas UV de mediana presión pueden incorporar, en forma económica, sistemas automáticos de limpieza para remover la suciedad que se acumula en las lámparas durante la desinfección de agua, con lo que se reduce la mano de obra asociada con el mantenimiento de las lámparas. La decisión de escoger el sistema apropiado para una aplicación específica, ya sea un sistema de baja presión, uno de mediana presión o una combinación de ambos, dependerá de los factores específicos del lugar.

#### **4. Mecanismo de desinfección UV**

##### **4.1 Dimerización del ADN**

Los microorganismos son inactivados por la luz UV como resultado del daño fotoquímico a sus ácidos nucleicos. La radiación UV es absorbida por los nucleótidos, los bloques constitutivos del ADN y ARN de la célula, según la longitud de onda, con los valores más altos cerca de 200 y 260 nm (Sonntag y Schuchmann, 1992) (Figura 4). La UV absorbida promueve la formación de enlaces entre nucleótidos adyacentes, con lo que se crean moléculas dobles o dímeros (Jagger, 1967). Si bien la formación de dímeros de tiamina-tiamina son los más comunes, también suelen ocurrir dímeros de citosina-citosina, citosina-tiamina, y dimerización del uracilo. La formación de un número suficiente de dímeros dentro de un microbio impide que éste replique su ADN y ARN, lo que impide su reproducción. Debido a la dependencia de la longitud de onda para la absorción de UV por parte del ADN, la inactivación UV de los microbios también está en función de la longitud de onda. La figura 4 presenta el espectro de acción germicida de la inactivación de E.Coli con luz UV (DIN, 1996). El espectro para el E.Coli alcanza su punto máximo en las longitudes de onda cercanas a 265nm y

220nm. Es conveniente que la salida de la lámpara de baja presión a 254nm coincida con el punto de máxima inactivación que se ubica cerca a 265 nm.



**Figura 4. Comparación del espectro de acción de la inactivación del E. Coli con el de absorción del ácido nucleico.**

#### **4.2 Mecanismos de reparación**

Muchos microbios que tienen un sistema metabólico funcional tienen varios mecanismos de reparación de los ácidos nucleicos dañados (Jagger, 1967). El mecanismo de reparación que es único a la desinfección UV es el de fotoreactivación. La fotodimerización de tiaminas adyacentes resultantes de la absorción UV de los ácidos nucleicos puede ser invertida por una enzima fotoreactivada que usa luz entre 300 y 500 nm para activar la partición del dímero. Otras transformaciones inducidas por UV en los ácidos nucleicos incluyendo dímeros que se componen de citosina no pueden ser reparados excepto por mecanismo de reparación obscuro en el cual segmentos enteros de ácido nucleico son extraídos y el segmento complementario sin dañar es usado como molde para reparar y reemplazar el segmento dañado.

Los virus no tienen mecanismos de reparación para invertir el daño creado por la luz UV. La habilidad de la bacteria y otros microbios para fotorepararse está relacionada directamente a la extensión del daño UV, la exposición a la luz reactivadora entre 300 y 500nm y al pH y temperatura del agua. Una relación inversa significativa ha sido reportada entre la dosis UV aplicada y la fotoreactivación de bacteria coliforme con menos reparación a dosis mayores (Lindenauer and Darby, 1994). Debe ocurrir exposición a luz entre 300 y 500nm dentro de dos a tres horas para que pueda propiciarse el efecto fotoreparador (Groocock, 1984). De acuerdo con ello, el tiempo de residencia dentro de un sistema de tratamiento de agua reducirá el potencial de fotoreparación.

### **4.3 La cinética de inactivación y el concepto de dosis de UV**

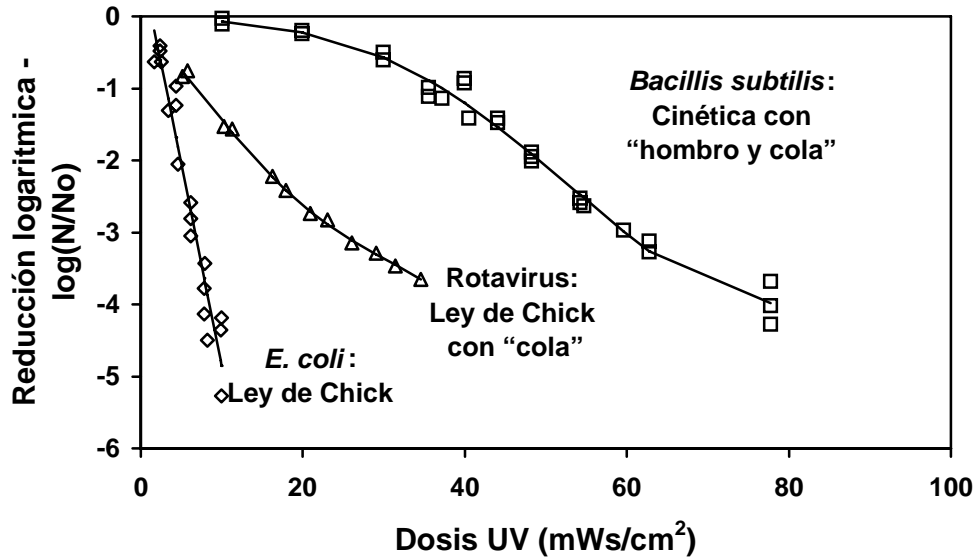
A menudo se dice que la cinética de inactivación microbiana por UV sigue la ley de Chick:

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

Donde  $N_0$  es la concentración inicial de microbios previa a la aplicación de UV,  $N$  es el número de microbios que restan después de la exposición a la luz UV,  $I$  es la intensidad UV,  $t$  es el tiempo de exposición, y  $k$  es la constante del ritmo de inactivación microbiana. La dosis UV se define como el producto de la intensidad UV por el tiempo. La Figura 5 brinda una representación gráfica de la ley de Chick que muestra la inactivación como una función de la dosis UV aplicada. Una interpretación útil de la ley de Chick es que por cada incremento de  $2,30/k$  en la dosis de UV se produce una reducción igual a una orden de magnitud en la población microbiana.

Se observan a menudo desviaciones de la ley de Chick, ya sea como “hombros” a dosis bajas o “colas” en dosis altas (figura 5). Los hombros en dosis bajas pueden explicarse usando la cinética de inactivación de eventos en series (Severin et al., 1984). En la cinética de eventos en series, la inactivación de un microbio ocurre sólo después de que se haya producido un daño significativo en el ADN dentro del microbio. En consecuencia, el inicio de la inactivación, según se observa en la curva dosis-respuesta, parece requerir una dosis umbral. No todos los microbios muestran una cinética observable de eventos en serie en sus curvas dosis-respuesta. Severin et al., (1984) y Harris et al. (1987) observaron que la inactivación de virus seguía la ley de Chick mientras que la inactivación bacteriana seguía la cinética de eventos en serie. Chang et al. (1985) observaron que la inactivación viral y la inactivación de algunos patógenos bacterianos seguían la ley de Chick, mientras que la inactivación de quistes, esporas y otras bacterias tenían “hombros”.





**Figura 5. La cinética de inactivación de la desinfección con UV**

Las colas que ocurren en dosis altas se pueden atribuir a la aglutinación de microbios y a la absorción de microbios dentro de particulados (Parker y Darby, 1995) y otros microbios. Los microbios absorbidos por material particulado y otros microbios experimentan una dosis UV más baja en comparación con los microbios individuales en la fase de volumen debido a la absorbencia de UV por parte del material particulado y la biomasa. Por ejemplo, la transmisión UV a través de una célula de E.Coli es de 70% a 254nm (Jagger, 1967). La transmisión de UV a través del material particulado dependerá de la composición del mismo y de la presencia de compuestos que absorben UV como el hierro.

La dosis generada por las lámparas monocromáticas de arco de mercurio de baja presión se ha definido tradicionalmente como el producto de la intensidad a 254nm por el tiempo de exposición. No se incluye referencia alguna a la acción microbiana en este cálculo. En el caso de lámparas policromáticas de arco de mercurio de mediana presión, para la determinación de la dosis, se debe considerar la contribución de cada longitud de onda germicida, ponderada según el espectro de acción microbiana (Meulemans, 1986). La dosis germicida generada por una lámpara de presión mediana de arco de mercurio puede definirse como:

$$Dosis\ UV = \sum_{\lambda=200nm}^{\lambda=315nm} I(\lambda)G(\lambda)t$$

Donde  $I(\lambda)$  es la salida de la lámpara de mediana presión dependiente de la longitud de onda, mientras que  $G(\lambda)$  es el espectro de acción del microbio que se va a detener la acción, dependiente de la longitud de onda. Dado que la dosis en

desinfección UV tradicionalmente se cita para lámparas de arco de mercurio de baja presión, debe normalizarse el espectro de acción microbiana a una longitud de onda de 254nm en el valor de uno. Al normalizar el espectro de acción en uno, la dosis UV calculada para las lámparas de mediana presión resulta semejante a las dosis calculadas para las lámparas de arco de mercurio de baja presión.

#### **4.4 Tasas de inactivación**

La El cuadro 2 presenta un resumen de la inactivación por UV observada usando lámparas de baja presión en patógenos virales, bacterianos y protozoarios así como grupos microbianos indicadores. Las tasas de inactivación microbiana varían dependiendo de la especie de microbios, la población microbiana y la longitud de onda de la luz UV. En general, las bacterias son menos resistentes a la UV a 254nm que los virus, los cuales a su vez son menos resistentes que las esporas de bacterias. Si bien los quistes y oocitos de protozoarios son considerados como los patógenos microbianos más resistentes a UV a 254nm, existe alguna evidencia de que los quistes son más susceptibles a la inactivación por luz UV policromática de lámparas de mediana presión (Bukhari et al. 1998). En general, las bacterias gram positivas son más resistentes que las gram negativas. La temperatura de agua y el pH tienen poco o ningún impacto en la tasa de inactivación de microbios por UV (USEPA, 1996). Los efectos del pH observados en la inactivación del virus bacteriano MS-2 se han atribuido a una aglutinación de microorganismos inducida por el pH (Malley et al. 1995) y no a una variación en el nivel de daño causado por la UV en el ADN.

El cuadro 2 indica que, salvo contadas excepciones, la dosis de inactivación de bacterias patógenas son muy similares a las dosis requeridas para la desinfección de grupos de indicadores fecales, como los coliformes fecales. Esto no es de extrañar dado que el mecanismo subyacente a la desinfección UV es similar dentro de estos organismos. La naturaleza de la parte externa de la bacteria tiene un efecto similar sobre la transmitencia de la luz UV dentro del microorganismo. Se requieren dosis más altas de UV cuando la bacteria tiene un exterior excepcionalmente protector que limita la absorción de UV como en el caso de algunas esporas bacterianas (Munakata et al., 1991).

Entre 1971 y 1988, casi 81% de los brotes de enfermedades causadas por el agua asociadas con bacterias en los Estados Unidos (Craun, 1990) fueron causados por bacterias que aparecen en la El cuadro 2 o están relacionadas con las mismas. Aunque no es posible determinar la sensibilidad de cada bacteria patógena a la luz UV, el mecanismo común de acción sobre los ácidos nucleicos brinda un alto nivel de confianza de que la mayoría de patógenos bacterianos que pueden encontrarse en el agua potable requerirían dosis similares.

**Cuadro 2. Dosis UV en MWs/cm2 para inactivar una población microbiana en 1 Log (90%) y 2 Log (99%).**

MICROORGANISMOS	REDUCCIÓN LOGARITMICA		MICROORGANISMOS	REDUCCIÓN LOGARITMICA	
	1	2		1	2
<b>BACTERIAS</b>			Coliformes fecales <sup>10</sup>	3.4	6.8
Bacillus anthracis	4.5	8.7	Salmonella enteritidis	4	7.6
Bacillus subtilis, esporas	12	22	Salmonella paratyphi <sup>3</sup>	3.2	---
Bacillus subtilis	7.1	11	Salmonella typhi <sup>5</sup>	2.1	---
Campylobacter jejuni <sup>5</sup>	1.1	---	Salmonella typhimurium <sup>10</sup>	3	---
Clostridium tetani <sup>1</sup>	12	22	Shigella dysenteriae	2.2	4.2
Corynebacterium diphtheriae <sup>1</sup>	3.4	6.5	Shigella flexneri (paradysenteriae)	1.7	3.4
Escherichia coli	3	6.6	Shigella sonnei <sup>5</sup>	3	5
Klebsiella terrigena <sup>5</sup>	2.6	---	Staphylococcus aureus	5	6.6
Legionella pneumophila <sup>4</sup>	0.9	2.8	Streptococcus faecalis <sup>5</sup>	4.4	---
Sarcina lutea	20	26.4	Streptococcus pyogenes	2.2	---
Mycobacterium tuberculosis	6	10	Vibrio cholerae (V.comma) <sup>6</sup>	---	6.5
Pseudomonas aeruginosa <sup>6</sup>	5.5	10.5	Yersinia enterocolitica <sup>5</sup>	1.1	---
<b>VIRUS</b>					
MS-2 Coliphage <sup>5,1</sup>	18.6	---	Virus de la influenza <sup>2</sup>	3.6	6.6
F-specific bacteriophage <sup>2</sup>	6.9	---	Virus de la poliomeilitis <sup>5,6,9</sup>	5 – 8	14
Hepatitis A <sup>5,6</sup>	7.3	---	Rotavirus <sup>5,6,9,11</sup>	6 – 15	15-40
<b>PROTOZOARIOS</b>			<b>ALGAS</b>		
Giardia lamblia <sup>6,7</sup>	82	---	Verde-Azul <sup>1,3</sup>	300	600
Cryptosporidium parvum <sup>8</sup>	80	120	Chlorella vulgaris <sup>1,2</sup>	12	22
<b>LEVADURAS</b>					
Saccharomyces cerevisiae <sup>1</sup>	7.3	13.2			

**Referencias:** 1. Legan (1980) 2. Jevons (1982) 3. Groocock (1984) 4. Antopol (1979) 5. Wilson et al. (1993) 6. Wolfe (1990) 7. Rice and Hoff (1981) 8. Ransome et al. (1993) 9. Harris et al. (1987) 10. Trojan Technologies Ltd. 11. Battigelli et al. (1993)

Debido al bajo número de virus requerido para infectar, se debe de analizar cuidadosamente la dosis requerida para la inactivación de virus. El virus humano patógeno más resistente a la UV descrito por varios autores es el Rotavirus (Reovirus), que según se informa es 11 veces más resistente a la UV que E.Coli (Harris et al. 1987). Otros autores (Batigelli et al. 1993; Chang et al. 1985) han reportado una susceptibilidad mayor de los Rotavirus a la UV. Virus tales como el virus de la poliomielitis y el virus de la hepatitis A son solamente de 2,5 veces más resistentes que la E. coli. Aunque existe alguna variación entre los estudios, la evidencia aportada por el Grupo de Estudio de la IAWPRC sobre microbiología del agua relacionada con la salud (IAWPRC, 1991) indica una diferencia menor a cuatro veces en la resistencia presentada por la E.coli y los virus a la UV. Por contraste, se encontró que los rotavirus tienen una sensibilidad al cloro similar a la de la E.coli, pero se reportó que el virus de la poliomielitis y algunos virus entericos pueden ser 40 o más veces más resistentes al cloro que la E.coli (Engelbrecht et al. 1978; Scarpino et al. 1974). Victor Cabelli reporta (comunicación verbal) que el virus Norwalk, que genera entre 20 y 40% de las gastroenteritis agudas transmitidas por el agua es más de 100 veces más resistente al cloro que la E.coli.

Las observaciones mencionadas tienen varias implicancias. Primero, que el microbio más resistente a un método de desinfección no es el mismo para otro método. Una comparación adecuada de métodos de desinfección debe comprender el examen de una amplia gama de especies microbianas, incluidas las más sensibles y resistentes para ambos desinfectantes. Segundo, el rango de resistencia de bacterias y virus es mucho más angosto cuando se usa UV que cuando se usa cloro. Este rango más angosto hace que cuando se usa UV se tenga mayor confianza que cuando se usa cloro respecto al nivel de desinfección alcanzado según lo indican los microbios indicadores tradicionales, que reflejan el nivel de desinfección alcanzado respecto a otros microbios. Esta es una ventaja clara debido a la facilidad, menor costo y familiaridad del operario con los ensayos estándares de coliformes en comparación con los ensayos con virus o bacteriofagos que se están proponiendo para el monitoreo de la inactivación de virus cuando se usa cloro como desinfectante. Finalmente, es posible administrar dosis mas altas de cloro y UV para asegurar la desinfección de microbios más resistentes. Con el cloro, este incremento en la dosis dará como resultado una formación mayor de subproductos orgánicos clorados (Greiner et al. 1992).

Existe actualmente cierto debate sobre la resistencia de los parasitos protozoarios a la desinfección con UV. Trabajos pasados usando lámparas de arco de mercurio de baja presión indican que parásitos protozoarios como la *Giardia Lamblia* y el *Cryptosporidium Parvum* son significativamente más resistentes a la UV que las bacterias y los virus, por lo que requieren una dosis UV de 80 mWs/cm<sup>2</sup> para obtener una reducción de un log. Un trabajo reciente de Bukhari et al. (1998), indica sin embargo que, según estudios de infección en ratones, se puede obtener una reducción de 3.9 log del *Cryptosporidium* usando una lámpara de arco de mercurio de mediana presión. Sin embargo, no se verificaron reducciones significativas del *Cryptosporidium* en los ensayos *in vitro*. Los resultados sugieren que los métodos de enumeración tradicionalmente usados

para medir la inactivación por UV de quistes/oocitos de protozoarios pueden estar subestimando significativamente la reducción posible. Asimismo, las lámparas de arco de mercurio de mediana presión pueden tener una ventaja sobre las de baja presión respecto a la inactivación de protozoarios. Dada la importancia de este trabajo, futuras investigaciones adicionales probablemente resolverán este tema.

#### **4.5 Dosis de UV requeridas**

No se ha llegado a un acuerdo general acerca de la dosis mínima de UV requerida para la reducción de patógenos ni tampoco se pretende que lo haya. Hay muchas características específicas del lugar que se deben considerar cuando se escoge la dosis de UV suficiente para desinfectar un suministro de agua potable a un nivel considerado aceptable. (Regli et al. 1991). Los factores por considerar incluyen la calidad de agua de la fuente y el nivel de contaminación microbiana, el impacto que tienen sobre la contaminación microbiana los procesos de tratamiento de agua localizados antes de la unidad de desinfección UV, la información epidemiológica que correlaciona las poblaciones microbianas con la ocurrencia de enfermedades, y el nivel de riesgo considerado aceptable para proteger al público de enfermedades transmitidas por el agua.

Los requerimientos de dosis UV pueden determinarse usando ya sea un dispositivo de haz colimado en un laboratorio o una unidad piloto de desinfección UV *in situ*. En un estudio de haz colimado, se irradia de manera controlada un plato de Petri con una muestra de agua, para lo que se usa una fuente UV de intensidad conocida. Se puede establecer relaciones dosis-respuesta mediante la variación del tiempo de exposición con el dispositivo de haz colimado o mediante la variación del caudal a través de la unidad piloto de desinfección. La curva dosis-respuesta brindará información acerca de la sensibilidad de los microbios a la UV y acerca del impacto de los microbios asociados con partículas en el nivel de desinfección alcanzable. Idealmente, la curva dosis-respuesta se obtiene para la menor calidad de agua esperada – niveles altos de sólidos en suspensión o turbiedad, recuentos altos de microbios y niveles altos de compuestos particulados y solubles capaces de absorber UV. Una curva dosis-respuesta puede servir no sólo para identificar la dosis de UV requerida para alcanzar un nivel de desinfección sino también para identificar si el pretratamiento del agua puede conducir a una solución de desinfección más económica.

Varias jurisdicciones en todo el mundo especifican diferentes requisitos de dosis (USEPA, 1996). El Departamento de Salud, Educación y Bienestar de los Estados Unidos (DHEW, por su sigla en inglés) propuso en 1966 como una guía para la desinfección con UV en barcos una dosis UV de 16 mWs/cm<sup>2</sup> en todos los puntos dentro de la cámara de desinfección. Se especificó también el pretratamiento del agua para cumplir con los estándares de agua potable con énfasis en la turbiedad y la remoción del color.

La norma 55-1991 de la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF) ANSI/NSF define dos estándares para sistemas UV en el punto de uso (POU, por su sigla en

inglés) y en el punto de entrada (POE, por su sigla en inglés). El primer estándar define una unidad de desinfección UV de Clase A diseñada para desinfectar virus y bacteria hasta niveles seguros. Las unidades de Clase A deben proveer una dosis de 38 mWs/cm<sup>2</sup>. El segundo estándar define una unidad UV de Clase B diseñada para desinfección complementaria de agua pública tratada y desinfectada. Las unidades de Clase B deben proveer una dosis de 16 mWs/cm<sup>2</sup>. La NSF estableció que una dosis de 16 mWs/cm<sup>2</sup> suministraría una reducción mayor de 2 logaritmos de una bacteria heterotrófica no formadora de esporas y una dosis de 38 mWs/cm<sup>2</sup> proveería 4 log de remoción de virus. Este estándar requiere también que la dosis administrada por un reactor UV sea validada mediante la comparación de la desinfección alcanzada en el reactor usando un microbio de prueba (*Saccharomyces cerevisiae* o *Bacillus subtilis*) con la curva dosis-respuesta obtenida usando un dispositivo de haz colimado a escala de laboratorio. Al igual que la guía DHEW, la norma NSF 55 no está diseñada para aguas de fuentes contaminadas, por ejemplo con aguas residuales. Además, si se va a tratar aguas superficiales, se debe usar un prefiltro para la reducción de quistes.

La Regla de Tratamiento de Aguas Superficiales de la EPA (Agencia de Protección del Medio Ambiente) de los Estados Unidos requiere una dosis UV de 21 a 36 mWs/cm<sup>2</sup> para brindar una reducción de 2 a 3 log, respectivamente, del virus de la hepatitis A. La regla señala que este requisito de dosis incluye un factor de seguridad de 3. La AWW recomienda una dosis de 40 mWs/cm<sup>2</sup> para sistemas municipales pequeños. Mientras que los estados de Utah, New Jersey y Pennsylvania exigen una dosis de 16 mWs/cm<sup>2</sup>, Arizona, Delaware, Massachusetts, Carolina del Norte y Wisconsin exigen el cumplimiento de la Norma ANSI/NSF 55 Clase A. Wisconsin y Pennsylvania especifican UV para el tratamiento de aguas de pozo y el requisito de Wisconsin especifica la necesidad de filtración antes de la aplicación de UV para la remoción de sedimentos y quistes. En Europa, Noruega, Austria y Francia exigen dosis de 16, 30 y 25 mWs/cm<sup>2</sup>, respectivamente.

## **5. Diseño del reactor UV**

Los diseños de reactores UV pueden clasificarse ya sea como sistemas de canal abierto, sistemas de canal cerrado sin contacto, o sistemas de canal cerrado con contacto. Los sistemas de canal abierto son comunes en la desinfección de aguas residuales y consisten de grupos de lámparas UV orientadas horizontalmente o paralelas al flujo de agua residual. El flujo es por gravedad y está expuesto a la atmósfera. Los sistemas de canal cerrado sin contacto se usan para aguas o aguas residuales que fluyen a través de tubos transmisores de UV, generalmente Teflón. Las lámparas están fuera de los tubos y el flujo puede ser a presión o por gravedad. Los sistemas de canal cerrado con contacto consisten de lámparas UV colocadas dentro de fundas de cuarzo transmisoras de UV, sumergidas dentro de un flujo de agua o agua residual. Los sistemas de canal cerrado con contacto para

tratar un flujo a presión son los diseños de reactor más comunes y preferidos para la desinfección UV de agua potable.

Los componentes de un reactor UV cerrado con contacto para la desinfección de agua potable pueden incluir lámparas, balastos, fundas de cuarzo, mecanismo de limpieza de las fundas de cuarzo, compartimento del reactor, medidores de intensidad UV, sensores de caudal, mando y control electrónicos, alarmas y válvulas de control. También se pueden incluir dispositivos de pretratamiento como parte del paquete completo de desinfección.

Las fundas de cristal de cuarzo protegen a las lámparas contra daños y, en el caso de las lámparas de baja presión, aíslan térmicamente a las lámparas del agua, con lo que permiten su operación a una temperatura óptima independientemente de la temperatura del agua. La transmitancia UV de la funda de cuarzo depende del tipo de cuarzo usado y es típicamente 90% a 254nm. Durante la desinfección del agua, se acumulan adherencias inorgánicas sobre las fundas de cuarzo, lo que reduce la transmisión de la luz UV de las lámparas hacia el agua a su alrededor. Se utilizan variados sistemas de limpieza automáticos y manuales, por ejemplo ultrasonido, limpiadores con anillo de Teflón, chorros a alta presión y escobillas de alambre, con diversos grados de éxito en la remoción de las incrustaciones acumuladas sobre las fundas de cuarzo (Kreft et al, 1986). Sin embargo, la experiencia ha enseñado que se requiere siempre la limpieza química para remover completamente las incrustaciones. La limpieza química usando lavados ácidos puede aplicarse mediante sistemas de recirculación, limpieza mecánica, o limpiadores automáticos con soluciones químicas.

La cámara del reactor UV debe estar hecha de materiales que no transmitan UV ni se corroan. Tanto la guía DHEW como la norma NSF especifican reactores UV fabricados con materiales que no añadan sabor, olor, color ni materiales tóxicos al agua. La norma NSF 55 también especifica el rendimiento a presión hidrostática para asegurar que los reactores no tengan fugas ni se revienten. El diseño del reactor UV debe asegurar también un acceso fácil para el remplazo de las lámparas, la limpieza de las fundas de cuarzo y otras labores de mantenimiento.

Los sistemas de monitoreo pueden incluir orificios para la verificación visual de la operación de las lámparas, medidores electrónicos de intensidad UV para medir la intensidad UV en la pared del reactor, dispositivos para supervisar las temperaturas del agua y de los balastos, sensores para detectar fallas en las lámparas y sensores de flujo. Los sistemas electrónicos de monitoreo deben accionar alarmas audibles y visibles para advertir de situaciones de intensidad UV baja, flujo excesivo o sobrecalentamiento. El equipo de monitoreo puede interrumpir o desviar el caudal en condiciones de dosis baja o regular el flujo a través del sistema UV mediante válvulas de control de flujo.

El reactor UV ideal es un reactor de flujo tipo pistón turbulento con mezcla completa transversal. Con un flujo tipo pistón no se produce dispersión en la dirección del flujo ni corto circuito. En consecuencia, todos los elementos del

fluido dejan el reactor con un tiempo de residencia igual al tiempo de residencia teórico. Gracias a la mezcla transversal completa, todos los elementos del fluido están expuestos a la misma intensidad promedio dentro de una sección transversal perpendicular al flujo. Sin esa mezcla, los elementos del fluido próximos a la lámpara experimentarían una intensidad UV alta y una sobredosis de UV mientras que los elementos del fluido lejos de la lámpara experimentarían una intensidad baja y estarían dosis por debajo de la requerida.

Si bien el concepto de un reactor UV ideal incorpora dos principios contradictorios -carencia de mezcla longitudinal pero mezcla transversal completa- los reactores UV pueden y deben diseñarse de manera que se aproximen a estas condiciones. Las condiciones de entrada del reactor pueden diseñarse mediante el uso de deflectores para minimizar las zonas muertas y de corto circuito. Se puede mantener caudales altos a través del reactor para promover la turbulencia y la mezcla transversal. La relación entre la longitud y el radio hidráulico del reactor puede mantenerse alta para minimizar la dispersión longitudinal.

Cuando un reactor UV tiene un diseño hidráulico aproximado al de un reactor UV ideal, la dosis UV administrada por el reactor puede calcularse mediante la siguiente fórmula:

$$Dosis = I_{promedio}^{reactor} \times t_{residencia} = I_{promedio}^{reactor} \times Vol / Q$$

Donde el  $t_{residencia}$  es el tiempo de residencia del reactor con un volumen efectivo, Vol, que pasa mediante un flujo de agua Q. El volumen efectivo dentro de un reactor UV es el volumen de agua expuesta a la luz UV. La intensidad promedio dentro del reactor se calcula para el volumen efectivo. Nótese que la dosis UV calculada usando la intensidad promedio es a menudo mayor que la dosis calculada usando la intensidad medida en la pared del reactor.

La intensidad UV dentro del reactor UV depende de la energía UV de salida de la lámpara, la reflectancia, la refracción y la absorción de luz UV cuando pasa a través de la funda de cuarzo, así como la absorción de luz UV por compuestos químicos orgánicos e inorgánicos cuando pasa a través del agua. La transmisión de la luz UV a través del cuarzo y del agua se puede calcular usando la ley de Lambert. La intensidad UV en un punto dentro del agua es la suma de la contribución de luz desde cada punto a lo largo del arco de cada lámpara UV sumergida en el agua. Si bien la determinación de la intensidad UV dentro del agua es compleja, se han desarrollado modelos para perfiles de intensidad UV alrededor de una lámpara de arco de mercurio (Jacob and Dranoff, 1970) y dichos modelos constituyen la base para el programa de computadora Point Source Summation (PSS) desarrollado por la EPA de Estados Unidos para calcular las intensidades UV promedio dentro de los reactores de desinfección UV (USEPA, 1996).



## **6. Factores que afectan la administración de la dosis UV**

Los factores operativos que afectan la administración de dosis UV a los microbios por parte de un reactor incluyen el suministro eléctrico, el tiempo de uso de la lámpara, las incrustaciones en la funda de cuarzo, los aspectos hidráulicos del reactor, la absorbencia de UV por el agua, la temperatura del agua y la localización de los microbios dentro de la materia particulada.

Los sistemas de desinfección UV requieren una fuente confiable de electricidad para operar los sensores, válvulas, mandos y controles electrónicos, así como las lámparas. En la eventualidad de una falla de energía, los sistemas UV deben estar diseñados para cortar el flujo de agua a través de la unidad.

La potencia de la lámpara UV decaerá con el tiempo debido al desgaste de la lámpara. El desgaste de la lámpara se puede atribuir a tres mecanismos: falla de los electrodos, solarización de la cubierta de la lámpara e impregnación de mercurio dentro de la cubierta de la lámpara (Phillips, 1983). La falla de los electrodos está relacionada directamente al número de ciclos de encendido/apagado experimentados por la lámpara y es por lo tanto un mecanismo de falla controlable. Puede esperarse que las lámparas UV usadas en la desinfección de agua permanezcan encendidas 24 horas al día, lo que reducirá el potencial de falla de los electrodos. La solarización y la impregnación de mercurio conducen a una pérdida gradual de la transmitancia UV de la cubierta de la lámpara con el tiempo. Se espera que, con una operación normal, las lámparas de arco de mercurio de baja presión tengan una vida útil entre 7.000 y 14.000 horas.

La funda de cuarzo se ensucia debido a la acumulación de incrustaciones inorgánicas y biopelículas orgánicas y ello reduce la dosis de UV entregada al agua. Cuando las lámparas no están en operación, se forman biopelículas sobre ellas a un ritmo que depende de la presencia de nutrientes orgánicos e inorgánicos en el agua. La acumulación de incrustaciones inorgánicas sobre las fundas de cuarzo ocurre mientras las lámparas están operando. El ritmo de acumulación de incrustaciones dependerá de la temperatura de la superficie de la funda de cuarzo y de las concentraciones de hierro catiónico, magnesio, calcio, aluminio, manganeso, sodio, carbonato aniónico, fosfatos y sulfatos en el agua (Blatchley et al., 1993). Con sistemas de lámparas de baja presión y una calidad típica del agua potable, la frecuencia de limpieza de las fundas puede variar de una vez al mes a dos veces al año.

Los aspectos hidráulicos del reactor serán una función del diseño del reactor y del caudal que pasa a través del mismo. Para un diseño de reactor no ideal, el impacto que tendrán los cortocircuitos, los espacios muertos, la excesiva dispersión longitudinal y la falta de mezcla transversal sobre la dosis UV administrada variará según el caudal que pase a través del reactor.

Un incremento en la absorbencia de UV del agua reducirá la dosis entregada por un reactor UV. La absorbencia de UV en el agua potable puede atribuirse a la presencia de hierro, ácidos humicos y taninos dentro del agua y puede esperarse que varíe estacional y temporalmente. La absorbencia de UV puede medirse usando un espectrofotómetro. En el caso de sistemas de desinfección con UV que usan lámparas de arco de mercurio de baja presión, la absorbencia a 254nm es importante. En el caso de sistemas de mediana presión, la absorbencia de UV en todas las longitudes de onda germicida tiene un impacto en la dosis UV entregada. En el caso de aguas potables tratadas, los compuestos que absorben UV frecuentemente dan como resultado una transmitancia de UV de 70 a 98% a 254nm a lo largo de 1 cm.

Si bien la temperatura del agua no tiene un impacto sobre la tasa de inactivación microbiana por UV, sí puede tener un impacto directo sobre la potencia de salida de una lámpara de arco de mercurio de baja presión. El impacto dependerá de la transferencia de calor de la lámpara al agua circundante y dependerá por lo tanto de cuan bien el diseño de la funda de cuarzo mantiene a la lámpara dentro de su temperatura óptima de operación. Dado que las lámparas de arco de mercurio de mediana presión operan a temperaturas muy por encima de la del agua, la potencia de la lámpara de mediana presión no se ve afectada por cambios en la temperatura del agua.

La dosis administrada a los microbios en el agua variará dependiendo de si los microbios están presentes como células individuales o si están encerrados dentro de materia particulada. Los microbios individuales serán más susceptibles de ser desinfectados que los asociados con partículas. La inactivación de los microbios dentro de partículas dependerá del tamaño, estructura, y composición de la partícula. La presencia de materiales absorbentes de UV (hierro y ácidos húmicos) dentro de las partículas protegerá a los microbios de ser alcanzados por la radiación UV. Las partículas más grandes serán más difíciles de desinfectar que las pequeñas. Se pueden usar contadores de partículas para cuantificar la presencia de material particulado en el agua potable. Las mediciones de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y turbiedad pueden usarse también para evaluar la presencia de material particulado. La concentración de partículas en el agua así como la absorbencia UV pueden variar estacional y temporalmente.

## **7. Práctica de desinfección UV**

### ***7.1 Estrategias para la desinfección de agua potable***

Se han reportado reducciones en las tasas de crecimiento bacteriano en el agua potable luego de la desinfección con UV (Lund y Omerod, 1995), pero la luz UV no produce un desinfectante residual que pueda ofrecer protección contra el crecimiento microbiano y la formación de biopelículas en las líneas de distribución de los sistemas municipales. Si bien se ha usado este hecho como apoyo al uso de cloro en vez de UV, existe evidencia científica de que si el agua contiene

suficientes nutrientes para promover el desarrollo de microbios, la presencia de 1 ppm de cloro libre residual en una línea de distribución municipal no garantiza que no se formen biopelículas en las superficies de las tuberías y que no se encuentren coliformes fecales en los grifos (Rice et al. 1991; Herson et al. 1991). En realidad, el cloro puede reaccionar demasiado rápido con las moléculas superficiales de la biopelícula y no penetrar en ella para inactivar microbios más profundos. La cloramina por otro lado, es menos reactiva y provee mejor control de biopelículas y heterotrófitos dentro de una línea de distribución (Neden et al, 1992). Dado que la cloramina no es un buen desinfectante primario, una estrategia apropiada sería usar UV como desinfectante primario y cloramina como residual para controlar el crecimiento microbiano en las líneas de distribución.

Si bien la cloramina produce menos trihalometanos que el cloro, la cloramina, al igual que cloro, promueve la formación de compuestos orgánicos clorados de mayor peso molecular. Una estrategia alternativa para el control del crecimiento microbiano dentro de una línea de distribución puede ser tratar el agua para remover los nutrientes que podrían promover tarde el crecimiento microbiano. Se pueden usar filtros biológicamente activos antes de una unidad de desinfección UV para reducir la concentración de carbono orgánico asimilable (COA) y de compuestos orgánicos de menor peso que los microbios pueden ingerir fácilmente para promover su crecimiento. Esta estrategia se ha empleado con éxito en Europa, donde el agua desinfectada con UV y con bajos niveles de COA se bombea hacia un sistema de distribución muy bien mantenido y el recuento de placas heterotróficas se mantienen por debajo de 500 colonias/ml.

En el caso de aguas de pozo, la tierra actúa como un filtro biológico masivo que reduce la concentración de COA y filtra quistes de protozoarios, bacterias y virus. En el caso de agua subterránea que no esté bajo la influencia de agua superficial, la desinfección UV puede usarse directamente sobre el agua con un pretratamiento mínimo. Una posible preocupación es la presencia de iones inorgánicos que podrían contribuir a la formación de incrustaciones sobre las fundas de las lámparas. En el caso de aguas superficiales, tiene que tomarse en consideración la presencia de quistes de protozoarios, SST, y niveles mayores de COA. Se puede usar dosis más elevadas de cloro para inactivar quistes de *Giardia*, pero el cloro no es efectivo contra el *Cryptosporidium*. A menos que la investigación actual sobre la capacidad de las lámparas de mediana presión para inactivar quistes y oocitos pruebe lo contrario, la filtración ofrece la solución más práctica para la remoción de quistes de protozoarios. En consecuencia, una estrategia de desinfección adecuada para aguas superficiales sería filtrar el agua para remover SST y quistes de protozoarios, aplicar UV para inactivar bacterias patógenas y virus, y usar cloraminas o control de COA para proteger el sistema de distribución contra el crecimiento microbiano.

Los sistemas de desinfección UV se pueden usar ya sea en una planta de tratamiento municipal o más cerca al grifo. Unidades de UV para el punto de uso o para el punto de entrada se pueden instalar en una casa, negocio o institución para suministrar agua potable desinfectada. El ubicar una unidad UV más cerca al

grifo da como resultado un sistema de distribución más corto. Se puede lavar las tuberías domiciliarias con desinfectante químico para asegurarse que el agua desinfectada con UV llegue al grifo sin residuos químicos ni bacterias heterotróficas.

## **7.2 Validación del rendimiento**

Muchos fabricantes de equipos UV para desinfección se jactan del rendimiento de sus equipos en cuanto a la dosis administrada, la vida útil de las lámparas, y el rendimiento de los mecanismos de limpieza. La validación del rendimiento garantiza que el sistema de desinfección UV funcione de acuerdo a lo declarado.

Una manera simple de verificación de la dosis administrada de un reactor UV es el uso de ensayos biológicos, donde se compara la aniquilación de un determinado microbio alcanzada por un reactor UV con el nivel de aniquilación obtenido con un dispositivo de haz colimado (Qualis y Johnson, 1983). La norma NSF 55 describe un protocolo de ensayo biológico usando ya sea *Sacharomyces cerevisiae* o *Bacillus subtilis* como microbio de prueba. Wilson et al.(1993) sugirieron el uso del virus MS-2 como microbio de prueba para sistemas UV de desinfección. Cualquiera de esos organismos sirve bien como microbio de prueba debido a su requisito de una dosis UV relativamente alta para inactivarlos, facilidad de preparación, bajo costo de enumeración, y naturaleza no patógena. Los ensayos biológicos deben efectuarse a los caudales de diseño (alto y bajo) y bajo las peores condiciones de agua que se puedan esperar para la aplicación de agua potable en consideración.

El tiempo de residencia dentro del reactor UV puede verificarse mediante estudios con trazadores. En un estudio con trazador, se inyecta un trazador químico conservador como la sal dentro del flujo de agua antes del reactor UV. La presencia del trazador químico se monitorea corriente abajo del reactor UV. Se puede usar un análisis del cambio en la concentración del trazador en función del tiempo para estimar la distribución del tiempo de residencia real y obtener información sobre las condiciones hidráulicas dentro del reactor. Si bien las distribuciones del tiempo de residencia pueden usarse para obtener conocimiento sobre la dispersión axial a lo largo del reactor, no pueden brindar información sobre la mezcla transversal y en consecuencia no brindan la misma información que los ensayos biológicos sobre el rendimiento del reactor.

Los mecanismos de limpieza pueden verificarse usando pruebas piloto *in-situ* o recopilando información sobre experiencias con equipos de desinfección UV del fabricante bajo condiciones similares.

## **7.3 Operación y mantenimiento**

Las unidades de desinfección UV deben estar ubicadas de manera que permitan un acceso fácil para fines de mantenimiento. Los operarios deben poder calibrar los sensores de supervisión, revisar los dispositivos contra fallas, limpiar las

fundas de las lámparas, inspeccionar y limpiar las superficies internas de reactor, examinar los sellos, reemplazar las lámparas viejas y monitorear la calidad del agua. Se debe limpiar la unidad UV de desinfección y el sistema de distribución usando un desinfectante químico antes del poner en funcionamiento el sistema y cada vez que se necesite en el futuro. Generalmente, debe brindarse un mantenimiento semanal de 3 a 5 horas para un sistema UV que provee agua potable a una población de 3.300 con un caudal máximo de 250 gpm. Se debe tener un suministro adecuado de piezas de repuesto incluyendo por lo menos una lámpara, funda y balasto para facilitar el mantenimiento. Debe existir un sistema adecuado de disposición de las lámparas de mercurio usadas.

La puesta en funcionamiento de un sistema UV así como la capacitación adecuada de los operarios puede efectuarse en un día. Los operarios deben tener acceso a los manuales del equipo que incluyen instrucciones de operación y mantenimiento, planos del sistema e información de cómo ordenar y obtener piezas de repuesto. Los fabricantes deben proporcionar información sobre el caudal máximo a través del sistema, limitaciones en la calidad del agua (turbiedad, SST y absorbencia de UV), vida útil esperada de las lámpara y la dosis de UV al final de la vida útil de las lámparas.

Durante el mantenimiento, se interrumpe el flujo a través de la unidad UV y se vacía el agua del sistema. Para proveer una desinfección continua, se pueden usar unidades UV adicionales ya sea en serie o en paralelo. Se puede considerar el uso de generadores para garantizar la desinfección UV durante interrupciones locales en el suministro eléctrico. Las válvulas de corte instaladas corriente arriba y abajo de la unidad UV deben estar normalmente en posición cerrada cuando se corte el suministro de energía a la unidad. Se deben establecer planes de contingencia en el caso de cortes de energía. Se puede considerar el monitoreo telemétrico de la operación del sistema y condiciones de alarma en el caso de múltiples unidades UV en distintas ubicaciones.

#### ***7.4 Sub productos de desinfección***

La habilidad de la luz UV de promover reacciones fotoquímicas sirve de base a dos tecnologías ambientales con UV: desinfección UV y oxidación avanzada. La oxidación avanzada usa la energía de la luz UV sola o en combinación con oxidantes que se agregan para promover la destrucción de compuestos químicos orgánicos peligrosos. Sin embargo, la oxidación avanzada usa una dosis mayor que la utilizada para la desinfección UV para obtener resultados prácticos de oxidación con una amplia variedad de compuestos orgánicos.

Varios estudios han identificado y caracterizado los subproductos de desinfección UV derivados de reacciones fotoquímicas aparte de las de dimerización del ADN. Awad et al.(1993) observaron la formación de formaldehído, glioxal y acetaldehídos así como la reducción de 8 a 12 hidrocarburos de carbono cuando se irradiaba aguas residuales recuperadas con luz UV procedente de lámparas de mercurio de baja presión. Los formaldehídos se incrementaron de un nivel de 3,54

$\mu\text{g/l}$  a 5,9 y 9,62  $\mu\text{g/l}$  después de la aplicación de una dosis de 45 y 147  $\text{mWs/cm}^2$ . Estos niveles de formaldehído estaban muy por debajo de los indicados por la recomendación de salud de la EPA de 1  $\text{mg/l}$  para toda la vida de un adulto de 70 Kg. En consecuencia, se concluyó que el riesgo para la salud presentado por los niveles observados de formaldehído resultaba insignificante (USEPA, 1996). Oppenheimer et al. (1996) compararon la formación de subproductos de la desinfección de agua reciclada usando una dosis UV de 300  $\text{mWs/cm}^2$  con los obtenidos después de desinfectarla con cloro. Mientras que en la desinfección con cloro se produjo un incremento significativo en los trihalometanos, en el caso de la desinfección con UV no se formaron subproductos. Usando una dosis de 120  $\text{mWs/cm}^2$  para desinfectar agua del río Rin, Zoeteman et al. (1982) reportaron la formación de algunos subproductos de desinfección y cierta destrucción de compuestos. No se observó un incremento en la mutagenicidad del agua. Trabajos posteriores de Kool et al. (1985) y Kruithof y van der Leer (1990) confirman que de la desinfección con UV no produce subproductos mutagénicos ni cancerígenos, ni causa la descomposición por oxidación de polímeros microbianos con base de azúcar. A diferencia del cloro y el ozono (Rice et al. 1991; Akhlaq et al. 1990), la UV no genera COA que puede promover el crecimiento microbiano en las líneas de distribución.

La radiación UV por debajo de 240nm puede promover la conversión de nitrato a nitrito. Grocock (1984) reportó una conversión de 1% de nitrato a nitrito durante la desinfección de agua potable usando UV. La formación de nitritos no constituye una preocupación con sistemas que usan lámparas monocromáticas de arco de mercurio de baja presión (Sonntag y Schuchmann, 1992). La conversión de nitrato a nitrito con lámparas policromáticas de arco de mercurio de mediana presión puede prevenirse usando fundas de lámparas que absorban longitudes de onda por debajo de 240nm.

En síntesis la formación de subproductos durante la desinfección de agua potable es insignificante y no se ha podido determinar un nivel medible de incremento en la toxicidad del agua atribuible a subproductos de la desinfección con UV.

## **8. Costos de la desinfección con UV**

La industria de desinfección con UV está ganando participación en el mercado de la industria de desinfección a costa del cloro, gracias a la ausencia de subproductos de la desinfección con UV y a la capacidad de la UV para cumplir con las regulaciones relativas al agua y al medio ambiente. Se pronostica que aproximadamente 56% de las instalaciones alternativas al cloro usarán tecnologías UV, de las cuales 20% corresponden al área de suministro municipal de agua. En general, el mercado de Estados Unidos para equipos y sistemas de desinfección UV crecerá de \$20 millones a \$100 millones entre 1995 y el 2000 (Miller et al, 1995). Los equipos de desinfección UV tenían alrededor de 2.4% del mercado total americano de equipos para tratamiento de agua en 1994 y se pronostica que la tasa de crecimiento del mercado estará entre 12.8 y 14% (Frost

& Sullivan, 1995). En Europa occidental, se espera que el mercado de agua potable crezca entre 20 y 25% al año. El mercado de tratamiento de agua en el resto del mundo es igualmente enorme. El Banco Mundial estima que las necesidades de agua y saneamiento excederán los \$150.000 millones en la próxima década (USEPA, 1997).

El rango de precios de los equipos de desinfección UV varía ampliamente, de menos de US\$1.000 a más de US\$400.000, según el caudal. Aproximadamente dos tercios de los equipos UV son adquiridos a través de contratistas; 19% directamente del fabricante y 14% a través de distribuidores o terceros. Dado que el costo del equipo es una parte importante del costo de capital, se estima que el costo de capital es equivalente al costo del equipo más 20%. Los costos promedio de capital van de 1,08 centavos de dólar/m<sup>3</sup> a 2,07 centavos de dólar/m<sup>3</sup> para una dosis de 40 mWs/cm<sup>2</sup> para tratar un caudal entre 91 y 6,814 m<sup>3</sup>/día (USEPA, 1996).

Los mayores costos de operación y mantenimiento incluyen costo de repuestos, costo de energía y mano de obra. Para un caudal entre 91 y 6.814 m<sup>3</sup>/día y una dosis de 40 mWs/cm<sup>2</sup>, los costos se estiman entre 0,19 centavos de dólar/m<sup>3</sup> y 0,53 centavos de dólar/m<sup>3</sup> para las piezas de repuesto, entre 0,17 centavos de dólar/m<sup>3</sup> y 0,45 centavos de dólar/m<sup>3</sup> por energía, y entre 0,026 centavos de dólar/kgal y 0,11 centavos de dólar/kgal por mano de obra. En general, los costos promedio de tres fabricantes de equipos UV varían entre 0,39 centavos de dólar/m<sup>3</sup> y 1,09 centavos de dólar/m<sup>3</sup> para una dosis de 40 mWs/cm<sup>2</sup> (USEPA, 1996). Nótese que los costos de mano de obra y energía varían de un lugar a otro.

Se han comparado los costos del uso de UV para desinfección primaria con los costos de usar cloro u ozono. Dado que se requiere un desinfectante residual para los sistemas de distribución en América del Norte, los costos se basaron en la complementación de la desinfección ultravioleta con cloro como desinfectante secundario. Se asumió una concentración residual de 1 mg/l basada en las reglamentaciones. Los costos de ozonización se basan en una dosis de 1 mg/l y un tiempo de contacto de 10 minutos. Los costos de cloración se basan en una dosis de 5 mg/L con una concentración residual por encima de 0,5 mg/l y un requerimiento de mano de obra de 7 a 10 horas por semana. A una dosis de 40 mWs/cm<sup>2</sup> sobre un rango de 64 LPM a 6.813 m<sup>3</sup> / día los costos totales de UV más cloro residual fueron de 44,9 centavos de dólar / m<sup>3</sup> a 2,6 centavos de dólar / m<sup>3</sup> y nunca excedieron los del ozono o cloro solos (USEPA, 1996). La EPA concluyó que los costos de usar UV a una dosis de 40 mWs/cm<sup>2</sup> eran mucho menores que los correspondientes al uso de ozono o cloro para caudales comprendidos entre 64 LPM y 6.913 m<sup>3</sup>/día. Cuando no se requiere un desinfectante residual, los costos totales son menores. La EPA de los Estados Unidos (1996) concluye que la desinfección con luz ultravioleta es una tecnología económicamente viable y adecuada especialmente para sistemas pequeños abastecimiento de agua. Basados en los costos de energía y de capital en diferentes países y regiones del mundo, se estima que el promedio anualizado de sistemas semejantes comparables puede hasta en 50%.

## 9. Resumen y conclusiones

La desinfección con UV de agua potable ofrece muchas ventajas únicas y significativas. A diferencia de los desinfectantes químicos, la UV no le agrega compuestos químicos tóxicos al agua potable ni promueve la formación de subproductos mutagénicos ni cancerígenos. La UV no promueve la descomposición por oxidación de polímeros microbianos que da como resultado la formación de CAO que puede ocasionar la formación de crecimiento de películas biológicas en los sistemas de distribución. La UV no deja sabores ni olores desagradables en el agua potable tratada. Mientras que un incremento en la dosis de desinfectantes químicos genera subproductos de desinfección adicionales e impactos estéticos, ningún impacto negativo en la calidad del agua puede ser asociado con una sobredosis de UV.

El uso de UV elimina la necesidad de transportar, almacenar y manipular productos químicos peligrosos. Los costos asociados con tales prácticas pueden agregar 30% al costo de desinfección cuando tales actividades son reguladas por normas como las del Uniform Fire Code (Código Uniforme de Incendios) de los Estados Unidos. Este código exige seguro contra accidentes, ventilación y almacenamiento, así como instalaciones capaces de combatir una liberación accidental de gas de cloro o un derrame de líquido cáustico.

La desinfección UV es efectiva para una amplia variedad de virus y bacterias con un rango de dosis menor que en el caso del cloro o el ozono. A diferencia de los desinfectantes químicos, las tasas de inactivación microbiana por UV no dependen del pH ni de la temperatura. Si bien los quistes de protozoarios son resistentes a la desinfección UV usando lámparas de arco de mercurio de baja presión, los oocitos de *Cryptosporidium* no pueden ser inactivados con una dosis normal de cloro u ozono. En consecuencia, a menos que la investigación actual sobre inactivación de protozoarios por medio de lámparas de arco de mercurio de mediana presión pruebe lo contrario, la filtración continuará siendo la solución más práctica para la remoción de quistes.

Dado que la desinfección UV sólo requiere tiempos de residencia cortos, los sistemas UV ocupan un área menor que los de desinfección química. Los sistemas de desinfección UV son modulares, facilitando por lo tanto su expansión y mejoras. Los sistemas UV pueden diseñarse fácilmente para caudales pequeños y grandes, lo que los hace adecuados para su uso en casas así como en grandes plantas de tratamiento municipales. Los sistemas UV son de operación y mantenimiento simple, con mínimo peligro de exposición para los trabajadores.

Los sistemas de desinfección UV incorporan sensores de monitoreo, controles electrónicos y sistemas de alarma, por lo que garantizan una entrega confiable de dosis al agua y garantizan la remoción de patógenos.



## 10. Referencias

Antopol S.C. Susceptibility of *Legionella pneumophila* to ultraviolet radiation. *Applied and Environmental Microbiology*, 1979; vol. 38:347-348.

Akhlaq, M.S., Schuchmann, H.-P. and Sonntag, C. von. Degradation of the polysaccharide alginic acid: A comparison of the effects of UV light and ozone. *Env. Sc. Technol.*, 1990; vol. 24:379-383.

Awad, J., Gerba, C. and Magnuson, G. Ultraviolet disinfection for water reuse. En: *Planning, Design & Operations of Effluent Disinfection Systems*, Whippany, NJ, mayo 23-25,1993. WEF, 1993: 1-12.

Battigelli, D.A., Sobsey, M.D. and Lobe, D.C. The inactivation of hepatitis A virus and other model viruses by UV irradiation. *Water Science and Technology*, 1993; vol. 27(3-4):339-338.

Blatchley, E.R., Bastian, K.C., Duggirala, R., Hunt, B.A., Alleman, J.E., and Wood, W.L. Large-scale pilot investigation of ultraviolet disinfection. En: *Planning, Design & Operations of Effluent Disinfection Systems*, Whippany, NJ, mayo 23-25,1993. WEF, 1993: 417-432.

Bukhari, Z., Hargy, T.M., Bolton, J.R., Dussert, B. and Clancy, J.L. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts using medium-pressure ultraviolet light, 1998. En: *AWWA AC/E*, Dallas, Texas, junio 1998.

Chang, J.C.H., Ossoff, S.F., Lobe, D.C., Dorfman, M.H., Dumais, C.M., Qualls, R.G. and Johnson, J.D. UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1985; vol. 49(6):1361-1365.

Craun, G.F. Causes of waterborne outbreaks in the United States. En: *AWWA Water Quality Technology Conference*, San Diego, California, noviembre 11-15, 1990.

DIN 5031-10. Strahlungsphysik im optischen bereich und lichttechnik. Deutsches Institut fur Normung, 1996.

Engelbrecht, R.S. et al. Virus sensitivity to chlorine disinfection of water supplies. US EPA600/2-78-123. Washington, DC, 1978.

Frost and Sullivan. US Water Treatment Equipment Markets. Mountain View, California: Frost & Sullivan, 1995.

Greiner, A.D., Obolensky, A. and Singer, P.C. Technical Note: Comparing predicted and observed concentrations of DBPs. *J. AWWA*, 1992, noviembre:99-102.

Grocock, N.H. Disinfection of drinking water by ultraviolet light. *J. of the Institute of Water Engineers and Scientists*, 1984; vol. 38 (20): 163-172.

Harris, G.D., Adams, V.D., Sorensen, D.L. and Curtis, M.S. Ultraviolet inactivation of selected bacteria and virus with photoreactivation of the bacteria. *Water Research*, 1987; vol. 21(6):687-692.

Herson, D.S., Marshall, D.R., Baker, K.H. and Victoreen, H.T. Association of microorganisms with surfaces in distribution systems. *J. AWWA*, 1991; vol. 83(7): 103-106.

IAWPRC Study Group on Health Related Water Microbiology. Bacteriophage as model viruses in water quality control. *Water Research*, 1991; vol. 25(5):529-545.

Jacob, S.M. and Dranoff, J.S. Light intensity profiles in a perfectly mixed photoreactor. *AIChE Journal*, 1970; vol. 16(3): 359-363.

Jagger, J. Introduction to research in ultraviolet photobiology. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall Inc., 1967.

Jevons, C. Ultraviolet systems in water treatment. *Effluent and Water Treatment Journal*, 1982; J22: 161-162.

Kool, H.J., van Kreijl, C.F. and Hubrec, J. Mutagenic and carcinogenic properties of drinking water. In: Jolley, R.L., Bull, R.J., Davis, W.P., Katz, S., Roberts, M.H. and Jacobs, V.A. *Water Chlorination – Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*. Chelsea, MI: Lewis Publishers;1985; vol. 5:187-205.

Kreft, P., Scheible, O.K. and Venosa, A. Hydraulic studies and cleaning evaluations of ultraviolet disinfection units. *J. WPCF*, 1986; vol. 58(12):1129-1137.

Kruithof, J.C. and van der Leer, R.C. Practical experiences with UV-disinfection in the Netherlands. In: *AWWA Seminar on Emerging Technologies*, Cincinnati, Ohio, junio. 17-21, 1990. AWWA, 1990:177-190.

Legan, R.W. UV disinfection chambers. *Water & Sewage Works*, 1980; R56 - R61.

Lindenauer, K.G. and Darby, J.L. Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of dose on subsequent photoreactivation. *Water Research*, 1994; vol. 28(4):805-817.

Lund, V. and Ormerod, K. The influence of disinfection process on biofilm formation in water distribution systems. *Wat. Res.*, 1995; vol. 29(4):1013-1021.

Malley, J.P., Shaw, J.P. and Ropp, J.R. Evaluation of by-products produced by treatment of groundwaters with ultraviolet irradiation. Denver, Colorado: AWWA Research Foundation and the American Water Works Association, 1995.

Meulemans, C.C.E. The basic principles of UV-sterilization of water. En: *Ozone + Ultraviolet Water Treatment, Aquatec Amsterdam*, 1986. Paris: International Ozone Association, 1986: B.1.1-B.1.13.

Miller, R.K., Little, L.A., and Moore, K.L. Ultraviolet disinfection in municipal water and wastewater, Market Survey Report #280, Future Technology Surveys, Inc., Georgia, 1995.

Munakata, N., Daito, M. and Hieda, K. Inactivation spectra of *Bacillus subtilis* spores in extended ultraviolet wavelengths (50-300nm) obtained with synchrotron radiation. *Photochemistry and Photobiology*, 1991; vol. 54(5):761-768.

Neden, D.G., Jones, R.J., Smith, J.R., Kirmeyer, G.J. and Foust, G.W. Comparing chlorination and chloramination for controlling bacterial regrowth. *J. AWWA*, 1992; vol. 84(7):80-88.

O'Brian, W.J., Hunter, G.L., Rosson, J.J., Hulsey, R.A. and Carns, K.E. Ultraviolet system design: past, present and future. En: *Proceedings Water Quality Technology Conference*, New Orleans, LA., noviembre: 12-16, 1995. AWWA; 1995: 271-305.

Oppenheimer, J.A., Hoagland, J.E., Laine, J.-M., Jacangelo, J.G. and Bhamrah, A. Microbial inactivation and characterization of toxicity and by-products occurring in reclaimed wastewater disinfected with UV radiation. En: *Planning, Design & Operation of Effluent Disinfection Systems*, Whippany, New Jersey, mayo 23-25, 1993. Water Environment Federation, 1993: 13-24.

Parker, J.A. and Darby, J.L. Particle-associated coliform in secondary effluents: shielding from ultraviolet light disinfection. *Water Environment Research*, 1995; vol. 67(7):1065-1075.

Phillips, R. Sources and applications of ultraviolet radiation. New York, New York: Academic Press Inc., 1983.

Qualls, R.G. and Johnson, J.D. Bioassay and dose measurement in UV disinfection. *Applied and Environmental Microbiology*, 1983; vol. 45(3):872-877.

Ransome, M.E., Whitmore, T.N., and Carrington, E.G. Effect of disinfectants on the viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts. *Water Supply*, 1993; vol. 11:103-117.

Regli, S., Rose, J.B., Haas, C.N. and Gerba, C.P. Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *Journal AWWA*, 1991; vol. 83(11):76-84.

Rice, E.W., Scarpino, P.V., Reasoner, D.J., Logsdon, G.S. and Wild, D.K. Correlation of coliform growth response with other water quality parameters. *Journal AWWA*, julio, 1991: 98-102.

Rice, E.W. and Hoff, J.C. Inactivation of *Giardia lamblia* cysts by UV irradiation. *Applied and Environmental Microbiology*, 1981; vol. 42:546-547.

Scarpino, P.V. et al. Effectiveness of hypochlorous acid and hypochlorite ion in destruction of viruses and bacteria. En: A.J. Rubin. *Chemistry of Water Supply, Treatment and Distribution*. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science; 1974: 359.

Schenck, G.O. Ultraviolet Sterilization. En: W. Lorch. *Handbook of Water Purification*. Chichester: Ellis Horwood Ltd.; 1981: 530-595.

Severin, B.F., Suidan, M.T. and Engelbrecht, R.S. Mixing effects in UV disinfection. *Journal WPCF*, 1984; vol. 56(7):881-888.

Sonntag, C. von and Schuchmann, H-P. UV disinfection of drinking water and by-product formation-some basic considerations. *J Water SRT-Aqua*, 1992; vol. 41(2):67-74.

USEPA. Ultraviolet light disinfection technology in drinking water application – an overview. EPA 811-R-96-002 Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Ground Water and Drinking Water, 1996.

USEPA. Community water systems survey, Volume I: Overview. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, enero. 1997.

Wilson, B.R., Roessler, P.F., van Dellen, E., Abbaszadegan, M. and Gerba, C.P. Coliphage MS-2 as a UV water disinfection efficacy test surrogate for bacterial and viral pathogens. En: *Proceedings Water Quality Technology Conference*, Toronto, Ontario, Canada, noviembre: 15-19, 1992. AWWA: 1993:219-235.

Wolfe, R.L. Ultraviolet disinfection of potable water, current technical and research needs. *Envir. Sci. Technol.*, 1990; vol. 24(6):768-773.

Zoeteman, B.C.J., Hrubec, J., de Greef, E. and Kool, H.J. Mutagenic activity associated with by-products of drinking water disinfection by chlorine, chlorine dioxide, ozone, and UV-irradiation. *Environmental Health Perspectives*, 1982; vol. 46:197-205.