

Revisión / Review

EFICIENCIA Y SOSTENIBILIDAD DEL EMPLEO DEL OZONO EN LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Mayra O. BATALLER, Lidia A. FERNÁNDEZ y Eliet VÉLIZ

Centro de Investigaciones del Ozono, Centro Nacional de Investigaciones Científicas. Avenida 15 y calle 230, Reparto Siboney, Playa, Apartado Postal 6412, La Habana, Cuba. Fax: 53 7 271 0233. Correo electrónico: mayra.bataller@cnic.edu.cu

(Recibido noviembre 2008, aceptado mayo 2009)

Palabras clave: ozonización, potabilización, desinfección, desarrollo sostenible

RESUMEN

Se analizan diferentes aspectos encaminados a evaluar el impacto del empleo del ozono en la eficiencia y sostenibilidad en la gestión de los recursos hídricos, en cuanto a su aplicación en el proceso de potabilización. En este sentido, se aprecia un incremento en la aplicación de la ozonización en el tratamiento de aguas en las últimas décadas, debido a varios factores entre los que destaca su capacidad de inactivar microorganismos patógenos resistentes al cloro, sin riesgo de generar compuestos tóxicos. Por otra parte, su elevado poder oxidante favorece la eficiencia de otras etapas del proceso. Se reporta a los iones bromato como único subproducto regulado de la ozonización, el cual se forma cuando las aguas de abasto tienen determinada concentración de iones bromuro, aunque su formación puede ser controlada. Actualmente se analizan los nuevos requerimientos del concepto CT, dado por el producto de la concentración de ozono disuelto (mg/L) (C) y el tiempo de contacto (min) (T), para el diseño de sistemas de ozonización de aguas considerando la inactivación del *Cryptosporidium*; esto tiene el objetivo de un mayor control de los iones bromato y la reducción de costos. Por otra parte, la concentración de iones bromato en aguas tratadas con ozono es baja según estudios realizados en varias plantas potabilizadoras en Europa y EUA, que revelaron que sólo un porcentaje bajo incumplía la norma de la USEPA (10 µg/L). Ha sido recomendado un estudio epidemiológico adecuado para comprobar el alcance real de la toxicidad de los iones bromato. Teniendo en cuenta todos estos aspectos se concluye que el empleo del ozono en la potabilización tiene un impacto favorable, dada su eficiencia y potencialidades, lo que a su vez contribuye al desarrollo sostenible.

Key words: ozonation, drinking water, disinfection, sustainable development

ABSTRACT

Different aspects on the evaluation of the impact of ozone drinking water treatment on efficiency and sustainability in water resources management are discussed. In the last decades, an increase in ozone applications is observed. This is due to several factors: ozone's powerful disinfection capacity that inactivates pathogenic microorganisms, including chlorine resistant ones, without producing toxic compounds. Ozone's high

oxidant power improves other stages of the drinking water treatment process. When bromide ions are present in raw water, the bromate ion can be generated, which is reported as the only ozonation by-product under standard control. However, the formation of the bromate ion can be controlled. Nowadays, considerations on the new requirements of CT (concentration and contact time), which is the product of the dissolved ozone concentration (mg/L) and the contact time (min), for designing ozone systems for *Cryptosporidium* inactivation are in progress. These improve the formation control of bromate ion and reduce costs. On the other hand, concentration of bromate ions in ozonated waters is fairly low. The results of studies at several water drinking treatment plants in Europe and the United States of America showed that only a low percentage did not fulfill USEPA's standard of 10 µg/L. An adequate epidemiological study has been recommended in order to provide new evidence on the toxicity of the bromate ion. Taking into account these aspects, ozone water drinking treatment has a favourable impact, due to its potentiality and efficiency, contributing to sustainable development.

INTRODUCCIÓN

El proceso de potabilización de agua, a partir de diferentes fuentes de abasto, permite obtener líquido con los requisitos físicos, químicos y microbiológicos establecidos para consumo humano. Al respecto, existen normas internacionales y específicas de cada país; Cuba dispone de una norma (Norma Cubana 1985). En la actualidad un problema ambiental, con un elevado impacto en la población mundial, es el deficiente acceso a agua potable y la carencia de un saneamiento adecuado, lo cual provoca enfermedades prevenibles transmitidas por el agua y la muerte de un gran número de personas. A esto se suma la creciente escasez del líquido, que obliga al empleo de fuentes de abasto deterioradas, las cuales requieren de la aplicación de un desinfectante poderoso que no cause riesgos a la salud y garantice un desarrollo sostenible (Malley 2005).

El incremento del empleo del ozono en el tratamiento de aguas en las últimas décadas está dado por varios factores: a) no se producen compuestos tóxicos con riesgo para la salud como los trihalometanos (THM) y permite el control de su formación (Morris *et al.* 1992, Koivusalo *et al.* 1994); b) el desarrollo de los equipos ozonizadores (Motret *et al.* 1998, Bohme 1999, Larocque 1999, Rakness 2007); c) la producción de materiales resistentes al ozono; d) la implementación de sistemas de contacto gas-líquido más eficientes (Martin *et al.* 1992, Do-Quang *et al.* 1995, 1999, Murrer *et al.* 1995, Mazzei *et al.* 1995, Meyer *et al.* 1999, Jackson 1999); e) se destaca que el ozono es un excelente desinfectante, capaz de inactivar microorganismos patógenos como quistes de *Giardia* y *Cryptosporidium*, resistentes a otros desinfectantes (Rennecker *et al.* 1999, Finch 2001,

von Gunten 2003). Por otra parte, dado su elevado poder oxidante, otras aplicaciones del ozono se han incrementado (Le Page 1991, Le Pauloué y Langlais 1999, Rice 1999).

A nivel internacional, en el proceso de potabilización de aguas, el problema de la formación de los subproductos se ha convertido en una gran preocupación. En este sentido, existe una estrategia general para incrementar la inactivación de patógenos emergentes y resistentes, así como para minimizar la formación de subproductos por diferentes vías (Malley 2005). Por lo tanto, la búsqueda de información y alternativas resulta importante. Respecto a la ozonización de aguas, los iones bromato son el único subproducto regulado; se forman cuando las aguas contienen determinada concentración de iones bromuro (USEPA 1998). Los iones bromato son considerados potencialmente carcinogénicos; no obstante, se han realizado estudios importantes para el control de su formación y se reportan alternativas aplicables en las plantas de tratamiento (Roustan 1996, Douville *et al.* 2000, von Gunten 2003, Berne *et al.* 2004). Por otra parte, se ha impuesto un análisis de los nuevos requerimientos de CT, dado por el producto de la concentración de ozono disuelto (mg/L) y el tiempo de contacto (min), para el diseño de sistemas de ozonización considerando la inactivación de *Cryptosporidium*, que permite un mayor control de los iones bromato y la reducción de costos (von Gunten 2003, Berne *et al.* 2004).

Teniendo en cuenta estas premisas, el presente trabajo tiene como objetivo analizar diferentes aspectos para valorar críticamente el impacto del empleo del ozono en el proceso de potabilización y su sostenibilidad dentro de la gestión de los recursos hídricos y su problemática actual.

Factores que han contribuido al incremento del empleo del ozono en la potabilización

Un factor importante ha sido la determinación de la toxicidad del cloroformo y otros THM a mediados de los años setenta, así como la comprobación de su formación por la adición de cloro en aguas con determinada carga de compuestos orgánicos (Lawrence y Capella 1977). Además, estos compuestos son indeseables pues imprimen al agua un color amarillento, así como un olor y sabor desagradables. En 1979, la United States Environmental Protection Agency (USEPA) estableció un nivel máximo de 100 µg de THM totales por litro de agua potable, lo que implicó la inmediata búsqueda de alternativas para su control. En la década de los ochenta se incrementaron las investigaciones en este sentido; destaca el estudio sobre el efecto de la preozonización en el control de los THM, aplicada en la planta potabilizadora de Los Angeles (Duane y Georgeson 1987).

Los resultados de las evaluaciones de mutagenicidad de aguas potabilizadas con ozono y otros desinfectantes han sido satisfactorios para la ozonización (Huck y Anderson 1987, De Marini *et al.* 1995). Otros estudios reportaron el efecto de la cloración en la incidencia de cáncer (Morris *et al.* 1992, Koivusalo *et al.* 1994).

Por otra parte, la escasez creciente de agua a nivel mundial ha obligado al empleo de fuentes de abasto de menor calidad, lo que ha requerido el empleo de un desinfectante poderoso que no cause riesgos a la salud. La capacidad del ozono para inactivar microorganismos resistentes al cloro, como los quistes de *Giardia* y *Cryptosporidium*, sin generar compuestos tóxicos ha sido demostrada y se reconoce internacionalmente (Roustan *et al.* 1991, Zhou y Smith 1994, Rennecker *et al.* 1999, Finch 2001). Al mismo tiempo, la oxidación del ozono de los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en las aguas ha permitido reducir costos de inversión y operación de otras etapas del proceso de potabilización (Bohme 1999, Rice 1999).

Se aprecia un acelerado desarrollo de equipos generadores de ozono, los cuales resultan más eficientes y permiten alcanzar concentraciones en el gas en el orden de 10 a 15 % en peso. Por otro lado, son más compactos, presentan un menor consumo de energía y un elevado grado de automatización, lo cual ha permitido producir ozono en condiciones de competencia con el cloro y otros agentes desinfectantes. Entre otros aspectos a destacar se tiene el mejoramiento del sistema de enfriamiento de los equipos y el uso de nuevos materiales dieléctricos —como la cerámica y el denominado no vidrio—, el incremento

del empleo del oxígeno como gas de alimentación a nivel industrial, la obtención de materiales muy resistentes al ozono debido al nivel alcanzado por la ciencia y la tecnología de los materiales (Ozonek *et al.* 1997, Motret *et al.* 1998, Bohme 1999, Larocque 1999, Rakness 2007), así como el empleo de sistemas de contacto gas-líquido que garantizan una adecuada transferencia de masa y un mayor aprovechamiento del ozono (Le Pauloue y Langlais 1999, Meyer *et al.* 1999). En general, los factores anteriormente expuestos han contribuido a incrementar el empleo de la ozonización en el tratamiento de aguas.

Se aprecia que a partir de las regulaciones de la USEPA para el control de los THM en la década de los ochenta, las plantas potabilizadoras que emplean ozono aumentaron en EUA (Fig. 1) (Rice 1999). En Los Ángeles se encuentra la mayor potabilizadora del mundo y fue la primera en emplear oxígeno criogénico (Duane y Georgeson 1987); recientemente se publicaron aspectos relacionados con su funcionamiento y desarrollo exitoso durante veinte años (Stolarik 2007). Un comportamiento similar se aprecia en Canadá, donde destaca la planta potabilizadora de Montreal. En Europa se ha observado la misma tendencia; sin embargo, hay que destacar que —a diferencia de Norteamérica— un mayor número de plantas emplean la ozonización desde principios del pasado siglo, fundamentalmente Francia, que en 1961 ya contaba con 500 instalaciones (Larocque 1999, Rice 1999). En países en vías de desarrollo, el incremento ha sido más discreto: México y Argentina disponen de plantas potabilizadoras con empleo del ozono (León 2002).

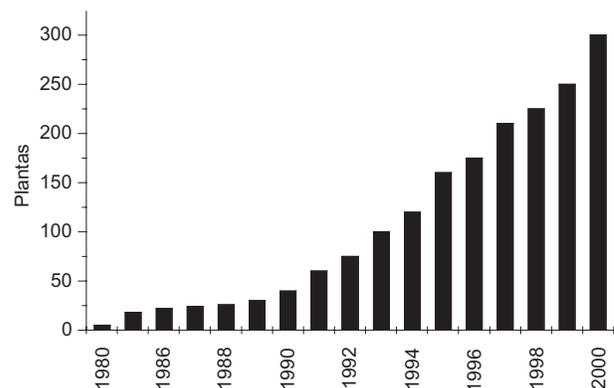


Fig. 1. Incremento de las plantas potabilizadoras con empleo del ozono en EUA

Aspectos sobre las aplicaciones del ozono en potabilización

La oxidación y la desinfección son los objetivos fundamentales del empleo de ozono en el proceso

de potabilización de aguas. Este gas presenta un elevado poder oxidante respecto a otros agentes (**Cuadro I**). El proceso de ozonización descrito por Hoigné y Staehelin (1983) involucra dos especies: el ozono y los radicales hidroxilo (OH^{\bullet}). Estos autores puntualizan que el ozono en agua puede reaccionar directamente con sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas (por vía molecular) a pH bajo y a través de una reacción muy selectiva, aunque también puede reaccionar indirectamente debido a su descomposición en radicales OH^{\bullet} (fundamentalmente a pH elevado), los cuales reaccionan inmediatamente con los solutos presentes (Hoigné y Bader 1983, Staehelin y Hoigné 1985). Esta segunda vía es precisamente la que ocurre en los llamados procesos de oxidación avanzada (POA).

CUADRO I. POTENCIAL DE OXIDACIÓN DE DIFERENTES AGENTES Y ESPECIES QUÍMICAS

Agente oxidante	Potencial de oxidación (V)
Flúor	3.06
Radical OH^{\bullet}	2.80
Oxígeno atómico	2.42
Ozono	2.07
Peróxido de hidrógeno	1.77
Iones de permanganato	1.55
Cloro	1.36

Estas dos vías de reacción conducen a diferentes productos de oxidación controlados por diferentes cinéticas. En la práctica de tratamiento de agua con ozono, el pH oscila entre 6.8 y 7.2, valor alrededor de la neutralidad, condiciones en que el mecanismo de acción del ozono es fundamentalmente molecular y la reacción se lleva a cabo entonces por vía directa. Por otra parte, se plantea que la oxidación ocurre por la acción de ambas especies, mientras que la desinfección tiene lugar fundamentalmente por acción del ozono (von Gunten 2003).

En los últimos años, los POA han tomado un gran auge a nivel internacional. Tales procesos involucran técnicas para la formación de radicales OH^{\bullet} , que –como se ha planteado anteriormente– son muy reactivos y de corta existencia, con un poder oxidante superior al del ozono (Beltrán 2004). Los procesos que emplean el ozono con un incremento del pH del medio, o en combinación con la radiación ultravioleta, peróxido de hidrógeno o ambos, son muy prometedores, pues garantizan la oxidación de compuestos que no se oxidan fácilmente por métodos convencionales.

Aunque los POA son relativamente nuevos, se reporta su aplicación en varias plantas de tratamiento de EUA y Europa (Rice 1999, Beltrán 2004). En el **cuadro II** se presentan los valores de las constantes de reacción de varios compuestos frente al ozono y los radicales OH^{\bullet} ; se observa que difieren en magnitud.

CUADRO II. CONSTANTES DE REACCIÓN DE COMPUESTOS FRENTE AL OZONO Y A LOS RADICALES OH^{\bullet} A TEMPERATURA AMBIENTE

Compuesto	k_{O_3} ($\text{M}^{-1}\text{s}^{-1}$)	$k_{\text{OH}^{\bullet}}$ ($\text{M}^{-1}\text{s}^{-1}$)	Referencia
Atrazina	6	3.0×10^9	Acero (2000)
Metil terbutil éter	0.14	1.9×10^9	
Endrin	< 0.02	1.0×10^9	
Cloroformo	< 0.1	5.0×10^7	Haag (1992)
Bromoformo	< 0.2	1.3×10^8	

Teniendo en cuenta las potencialidades de las aplicaciones de la ozonización, ésta ha sido introducida en diferentes etapas del proceso de potabilización, según el objetivo que se persiga o el problema que presente el agua de abasto en cuestión. La preozonización se ubica al inicio del proceso; el ozono, como agente oxidante, garantiza el control de la formación de THM, dada su eficiencia en la remoción de la materia orgánica y los precursores de los THM. Asimismo, oxida contaminantes orgánicos (fenoles, detergentes, pesticidas), cianuros, sulfuros y nitritos, así como el carbono orgánico disuelto. Por otro lado, incrementa la biodegradabilidad de la materia orgánica al posibilitar la conversión de los compuestos de alto peso molecular en otros de menor peso, más polares y oxigenados, a la vez que inocuos y biodegradables. También permite la remoción de hierro y manganeso; en este sentido, facilita el desacomplejamiento de estos metales con sus matrices respectivas.

En las etapas de coagulación-floculación, el ozono tiene un efecto especial, ya que actúa sobre la superficie de los coloides en suspensión (que están estabilizados), cambiando la carga de la superficie. Por lo tanto, favorece la atracción entre los coloides y el incremento del volumen de los flóculos, lo que permite que sean separados por filtración, acción que a su vez disminuye la turbidez y los sólidos en suspensión. Se consideran diferentes mecanismos de acción del ozono, entre los que se destaca la microfloculación (Jeckel 1994). En este sentido, se reporta un ahorro de 25 % de coagulante y la reducción del tamaño de los floculadores (Bohme 1999, Rice 1999).

Por otra parte, la interozonización se ubica antes de la filtración y permite mejorar su operación con la consiguiente reducción del tamaño de los filtros y el aumento de la velocidad de filtrado; esto se traduce en una disminución del costo de construcción civil. Dada su incidencia en el incremento de la biodegradabilidad, se favorece la etapa de filtración biológica.

La posozonización se sitúa generalmente después de la filtración; garantiza la desinfección y la eliminación del olor, sabor y color, por lo que incide en la calidad organoléptica del agua. Además, se reduce en 25 % la poscloración antes de la distribución del agua por la red (Bohme 1999, Rice 1999).

La tendencia actual es que la posozonización se incorpore a la interozonización, seguida de la filtración por carbón activado granular o biofiltración, con el objetivo de remover pesticidas, carbono orgánico disuelto biodegradable y subproductos de la ozonización. Además, como se ha planteado, el empleo de los POA ha aumentado, fundamentalmente los procesos que emplean ozono en combinación con peróxido de hidrógeno (Le Pauloue y Langlais 1999, Rice 1999, von Gunten 2003, Beltrán 2004).

En cuanto al poder desinfectante del ozono existe un consenso general de su amplio espectro de aplicación. Respecto a las cinéticas de inactivación, se dispone de un gran número de trabajos que refieren algunas discrepancias debido al procedimiento empleado en la determinación de las constantes y las condiciones experimentales utilizadas, tales como el medio acuoso, la dosis de ozono aplicada, la concentración de ozono disuelto, el tiempo de inactivación, entre otras (Langlais 1991, Zhou y Smith 1994, Finch *et al.* 2001). En el **cuadro III** se presentan valores de parámetros cinéticos para diferentes microorganismos (von Gunten 2003).

La energía de activación del proceso de inactivación de las bacterias con ozono es similar al intervalo de energía de activación correspondiente a las reac-

ciones químicas con ozono, en el orden de 35-50 kJ mol⁻¹; el proceso de inactivación de los protozoos arroja valores mayores, en el orden de 80 kJ mol⁻¹. Como la energía de activación de la descomposición de ozono en diferentes matrices está en el intervalo de 60 a 70 kJ mol⁻¹, para una misma dosis de ozono la inactivación de las bacterias y esporas bacterianas será mayor a menor temperatura, mientras que para los protozoos la efectividad de la inactivación será menor (Finch 2001, von Gunten 2003). Finch (2001) observó que para *Cryptosporidium* este efecto es más marcado en aguas naturales. Asimismo, el pH entre 6 y 8 no afecta la inactivación en estudios de laboratorio, mientras que en aguas naturales la inactivación incrementa a pH 6 (Finch 2001).

Se reconoce la existencia de una relación entre las características morfológicas de los microorganismos y su resistencia al ozono (Finch 2001). Se plantea el siguiente orden descendente de resistencia: hongos > bacterias esporuladas > bacterias no esporuladas > virus (Pérez-Rey *et al.* 1995). Los estudios realizados por Lezcano *et al.* (1999, 2001) en bacterias Gram positivas revelaron que presenta mayor resistencia *Staphylococcus aureus* respecto a *Candida albicans* y *Streptococcus faecali*; en el caso de las bacterias Gram negativas presenta mayor resistencia *Pseudomonas aeruginosa* respecto a *Shigella sonnei*, *Samonella thyphimurium* y *Escherichia coli*. Ambos estudios demostraron que la inactivación de las bacterias cumple con una ley cinética de segundo orden dependiendo de la concentración de ozono disuelto y de microorganismos.

Sin embargo, sobre los mecanismos de inactivación de los microorganismos por el ozono se han reportado pocos estudios. Existe evidencia de que el gas reacciona con los constituyentes de la membrana (Chevrier y Sarhan 1992, Finch 2001). Chevier *et al.* (1992) plantean la ocurrencia de un desbalance ener-

CUADRO III. PARÁMETROS CINÉTICOS DE INACTIVACIÓN DE MICROORGANISMOS CON OZONO (pH 7)

	k_{O_3} (L mg ⁻¹ min ⁻¹)	Energía de activación (kJ mol ⁻¹)	Referencia
Bacterias			
<i>Escherichia coli</i>	130	37	Hunt y Mariñas (1997)
<i>Bacillus subtilis</i> (esporas)	2.9	42	Drieger <i>et al.</i> (2001)
Virus			
Rotavirus	76	-	Langlais <i>et al.</i> (1991)
Protozoos			
<i>Cryptosporidium parvum</i> (quistes)	0.84	80	Rennecker (1999)
<i>Giardia muris</i> (quistes)	15	81	Wickramanayane (1984)
<i>Giardia lamblia</i> (quistes)	29	-	

gético en el microorganismo que acelera su muerte. Aunque los mecanismos de acción del ozono sobre los microorganismos no están aún completamente dilucidados, se reconoce que entre las ventajas con respecto al cloro destaca su acción rápida. Se plantea que en las bacterias inactivadas con ozono se produce la lisis celular y por lo tanto su muerte inmediata, mientras que el cloro y otros desinfectantes necesitan difundirse a través de la membrana para llevar a cabo la inactivación.

Las potencialidades analizadas del ozono como oxidante y desinfectante junto a su producción *in situ*, que excluye la transportación y almacenamiento, permiten asegurar que la ozonización compite con la cloración en todos los aspectos, inclusive cuando más deteriorada esté el agua de abasto.

Criterios de diseño de reactores para la desinfección

Para llevar a cabo el diseño adecuado de un reactor de ozonización de aguas se requiere conocer la velocidad de inactivación por el ozono de un microorganismo indicador o específico. Sin embargo, los diseños que actualmente se ejecutan en este sentido continúan siendo de cierta forma empíricos. A principios de la década de los setenta, el criterio de la inactivación del virus de la poliomielitis (Coin *et al.* 1967, Gevaudan *et al.* 1970) fue seleccionado como base para la desinfección con ozono y adoptado por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Se indicó entonces que una concentración de ozono residual disuelto de 0.4 mg/L, mantenida durante 4 min, era suficiente para inactivar más de 99.99 % de este virus. Este criterio de diseño llamado “virucida”, junto al concepto de “ozonización verdadera” (Block 1977) –que tiene en cuenta la demanda de ozono en el agua–, se convirtió

en la base de diseño de la práctica internacional. En este sentido, se propuso el empleo de dos cámaras de contacto como mínimo y la aplicación de cantidades proporcionales de ozono para mantener 0.4 mg/L durante 4 min (Richard 1985). Desde entonces se emplea como práctica internacional más de una etapa de contacto en las plantas potabilizadoras.

Otro criterio para el diseño de reactores de ozonización de aguas fue introducido por la USEPA (1989a y 1989b) con una nueva regulación para la desinfección de aguas superficiales denominada Surface Water Treatment Rule (SWTR), en lo referente a “nuevos” microorganismos a tener en cuenta en la calidad del agua de consumo, como enterovirus, *Legionella* y los quistes de *Giardia*. Este criterio corresponde con el llamado concepto CT y constituye una guía de esta regulación, que especifica la concentración de ozono disuelto (mg/L, C) y el tiempo de contacto efectivo (min, T) para cada microorganismo encontrado en la mayoría de las plantas de tratamiento. Por otra parte, involucra un determinado porcentaje de inactivación y considera el aspecto cinético, la hidrodinámica del reactor y del comportamiento del patrón de flujo de líquido en el reactor (Martin *et al.* 1992, Do-Quang *et al.* 1995, 1999).

Varios estudios que tienen en cuenta los valores de CT demuestran que el ozono es el desinfectante más efectivo respecto a otras alternativas (Finch *et al.* 1994, Overbeck 1999). En el **cuadro IV** se muestran valores de CT para diferentes microorganismos y desinfectantes; se observa que el ozono presenta valores de CT menores incluso para la inactivación de quistes de protozoos (von Gunten 2000). Liyanage *et al.* (1997), en un estudio sobre la inactivación de *Giardia* y *Cryptosporidium*, resaltan la ozonización como la alternativa más eficiente respecto a otros

CUADRO IV. VALORES DE CT PARA LA INACTIVACIÓN DE 2 log

Microorganismo	CT (mg/min/L)			
	pH			
	6-7	8-9	6-7	6-7
	Cloro libre	Cloramina	Dióxido de cloro	Ozono
<i>E. coli</i>	0.034-0.05	95-180	0.4-0.75	0.02
Polio virus	1.1-2.5	768-3740	0.2-6.7	0.1-0.2
Rotavirus	0.01-0.05	3800-6500	0.2-2.1	0.006-0.06
<i>Giardia lamblia</i> (quistes)	47-150	2200	26	0.5-0.6
<i>Giardia muris</i> (quistes)	30-630	1400	7.2-18.5	1.8-2.0
<i>Cryptosporidium parvum</i>	7200	7200*	78*	5-10*
<i>Cryptosporidium parvum</i> (1 °C)			200	10
<i>Cryptosporidium parvum</i> (22 °C)			120**	7**

Nota: temperatura: 25 °C; * 1 log; ** 3.5 log

desinfectantes, lo que fue de gran importancia debido a los intensos brotes de estos patógenos que acontecieron en EUA y Canadá (Larocque 1999, Rice 1999).

Aunque se reconoce que el concepto CT ha constituido una herramienta importante de diseño, han existido desde el principio algunas discrepancias respecto a su empleo, tanto para evaluar como para diseñar sistemas de ozonización. Roustan *et al.* (1991) afirmaron que el CT asegura una desinfección a un costo mínimo al evitar la aplicación de dosis innecesariamente elevadas y el sobrediseño de las instalaciones. Martin *et al.* (1992) y Do-Quang *et al.* (1995) compartieron este criterio al expresar que mejora la eficiencia de un reactor comercial y reduce costos. Sin embargo, Zhou y Smith (1994) consideraron que, aunque es útil en el diseño, no resulta así en la selección económica de la dosis de ozono, a pesar de que asegura la inactivación deseada.

Consideraciones recientes sobre el concepto CT

Finch (2001) realizó una extensa valoración y analizó la inactivación de *Cryptosporidium* con ozono durante la potabilización. Sus resultados destacan la importancia de considerar la calidad o naturaleza del agua, el uso correcto de los modelos cinéticos y la temperatura del agua. Por otra parte, plantea que existen reservas respecto al empleo del concepto CT, teniendo en cuenta los valores reportados por la SWTR. Por otro lado, Haas *et al.* (1994) mostraron que la inactivación con ozono de *Giardia* puede obtenerse bajo condiciones por debajo de los valores de CT reportados. En este sentido, se conoce que los valores de CT de la SWTR son multiplicados por un factor de seguridad, dependiendo del grado de incertidumbre de los datos. Por ejemplo, para *Giardia* los valores que se reportan se basaron en estudios realizados por Wickramanayane (1984, 1988) —que empleó solamente agua con disolución reguladora de pH— y se les aplicó un factor de dos (Finch 2001, Schulz *et al.* 2005).

Schulz *et al.* (2005) realizaron un análisis de los nuevos requerimientos de CT para el diseño de sistemas de ozonización considerando la inactivación de *Cryptosporidium*. Estos investigadores destacaron que en la Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT2ESWTR), propuesta por la USEPA en 2003, se incluye una nueva tabla de valores de CT para la inactivación de 0.5 a 3 log de *Cryptosporidium* (temperaturas del agua de 1 a 25 °C), los cuales resultan de 15 a 25 veces mayores que los publicados para la inactivación de *Giardia* en la SWTR en 1989. Además, son mayores que los recomendados en la década pasada para *Cryptosporidium*. Estos valores

de CT se revelan sobrediseñados, lo cual incrementa los costos de inversión y operación, así como el riesgo a la formación de iones bromato. Schulz *et al.* (2005) propusieron un procedimiento que plantea obtener durante un año datos experimentales de CT, teniendo en cuenta la calidad de la fuente de agua a ozonizar; con estos datos y el empleo de un programa de computación se recomienda realizar un análisis del valor de CT adecuado. Este procedimiento permite obtener la combinación óptima a varias temperaturas del agua a partir de diferentes dosis de ozono y tiempos de retención hidráulico con el objetivo de lograr el porcentaje de inactivación deseado. Además, se propone el método más adecuado según sus criterios para determinar la concentración de ozono disuelto y el tiempo de contacto efectivo para el tratamiento.

Formación de subproductos durante la ozonización de aguas

La ozonización de aguas está acompañada de la formación de ciertos subproductos derivados de la oxidación de la materia orgánica natural. Han sido reportados aldehídos, cetonas, acetaldehídos, ácidos carboxílicos, alcoholes y ésteres; la mayoría son biodegradables, por lo que muchas plantas de tratamiento emplean filtros biológicos después de la ozonización (Glaze 1993, Richardson *et al.* 1999).

Por otra parte, como se ha planteado, cuando hay presencia de iones bromuro en las aguas en concentraciones superiores a 100 µg/L, se forman subproductos organobromados, que normalmente están por debajo de los valores límite establecidos (von Gunten 2003). Actualmente, los iones bromato son el único subproducto de la ozonización, cuya concentración en agua potable es regulada (von Gunten 2003), debido a que han sido identificados como genotóxicos y potencialmente carcinogénicos (Kurokawa *et al.* 1990). A partir de estudios realizados con ratas, la OMS estableció un valor límite máximo de 25 µg/L, mientras que la Unión Europea y la USEPA lo fijaron en 10 µg/L (USEPA 1989a, WHO 1996, EU 1998). Este último valor es el aceptado por países desarrollados.

Sin embargo, se hace necesaria una profundización en la evaluación real de la toxicidad. En este sentido, en un estudio reciente realizado por Do-Quang y Legube (2005) se destaca la necesidad de analizar el alcance de la toxicidad de los iones bromato y se recomienda hacer un estricto estudio epidemiológico, ya que las evaluaciones reportadas en unos 150 artículos corresponden a ensayos con animales sometidos a elevadas dosis, las cuales son extrapoladas al ser humano, que en la práctica consume bajas dosis de iones bromato.

Por otra parte, los resultados de un estudio en varias plantas potabilizadoras de Europa y EUA (Douville *et al.* 2000, von Gunten 2003) reflejaron una baja presencia de iones bromato en las aguas tratadas con ozono. La mayoría cumplía con la norma de la USEPA (10 $\mu\text{g/L}$) y sólo 6 % de más de cien trabajos realizados sobrepasaron este valor. Por otro lado, una evaluación de 38 plantas potabilizadoras que emplean la ozonización en Europa indicó que sólo 20 % incumplía la norma de la USEPA, y que más de 20 % de las plantas que cumplían la norma arrojaron concentraciones de iones bromato por debajo de 2 $\mu\text{g/L}$ (Legube 1996).

Respecto a la formación de los iones bromato se plantea que ocurre por reacciones de los iones bromuro con el ozono molecular o con radicales OH^\bullet según las condiciones del medio acuoso. El ozono reacciona con los iones bromuro y se forma ácido hipobromoso (HOBr) e iones hipobromito (BrO^-) y se establece un equilibrio. En el intervalo de pH de 6 a 8, correspondiente al agua potable, HOBr (forma protonada) está presente en mayor proporción y no es oxidado por el ozono. BrO^- (forma no protonada) puede ser oxidado por el ozono y dar iones bromato (BrO_3^-). Sin embargo, BrO^- aparece en este proceso en concentraciones muy bajas y no contribuye significativamente a la formación de iones bromato. Las reacciones del ozono con el bromuro y BrO^- son relativamente lentas respecto a otras que se desarrollan durante el tratamiento. Por ejemplo, las constantes cinéticas de la reacción de HOBr con la materia orgánica y amoníaco están en el orden de 10^3 y $10^7 \text{M}^{-1}\text{s}^{-1}$, respectivamente. La reacción de HOBr con la materia orgánica conduce a la formación de compuestos organobromados (Douville *et al.* 2000, von Gunten 2003). Los aspectos relacionados con las reacciones de formación de los iones bromato se han tenido en cuenta por los investigadores para su control.

Alternativas para el control de la formación de iones bromato

Los iones bromato no son degradados por procesos de filtración biológica. Una vez formados, su remoción no resulta económica; sin embargo, existen alternativas para controlar su formación (Legube *et al.* 2002, von Gunten 2003, Berne *et al.* 2004). El control del pH y el CT están entre las alternativas más extendidas. Respecto al pH debe ser menor de 8 para garantizar que la presencia de iones hipobromito, precursores de los iones bromato, no predominen como especie (Legube *et al.* 2002, Berne *et al.* 2004). La disminución del tiempo de contacto y el control de la dosis aplicada de ozono se relacionan con la menor exposición al ozono y la evaluación

de valores de CT en el agua a tratar. En este sentido, el desarrollo y las modificaciones de los reactores que mejoran la configuración, la hidrodinámica, así como el acercamiento de la fase líquida al patrón de flujo pistón, permiten incrementar la transferencia de masa, disminuir el tiempo de tratamiento y la dosis aplicada de ozono (Do-Quang *et al.* 1995, Roustan 1996, Jackson 1999, Meyer *et al.* 1999). Por otra parte, se reporta que el control de la formación de iones bromato se favorece por el incremento del contenido de materia orgánica natural y de amoníaco (Douville y Amy 2000, Berne *et al.* 2004).

Aspectos sobre la experiencia en Cuba

Destaca un estudio realizado a escala piloto durante tres años, que compara la preozonización y precloración en la potabilización de aguas superficiales (Bataller *et al.* 1989a). Los resultados demostraron que la preozonización reduce la formación de THM, especialmente de THM totales. Se alcanzaron concentraciones de cloroformo por debajo del límite admisible (30 $\mu\text{g/L}$) en las dos estaciones del año. La precloración produjo aguas que incumplieron la norma y presentaron un contenido de estos compuestos tóxicos tres veces mayor respecto a las aguas tratadas con ozono. Por lo anterior, resultó más efectivo el esquema propuesto con el empleo de la preozonización (Bataller *et al.* 1989b). Por otra parte, la primera introducción en Cuba de la desinfección de aguas de abasto con ozono se realizó en el acueducto del Centro Nacional Investigaciones Científicas (CNIC) que abastece a unas mil personas. El agua subterránea procedente de pozos presentaba una importante contaminación microbiológica. Los resultados mostraron que el sistema de ozonización instalado logró una elevada calidad microbiológica del agua, así como el control de otros indicadores (Bataller *et al.* 1989b).

Aunque en el país se cuenta con experiencia profesional y técnica, las dificultades con las inversiones han limitado la aplicación a gran escala de la ozonización para agua de consumo. Sin embargo, la implementación de sistemas de ozonización en objetivos económicos y sociales a menor escala ha tenido un desarrollo importante. Los resultados del impacto económico y la calidad microbiológica de aguas tratadas con ozono ha sido demostrado en embotelladoras de agua, industria farmacéutica, instalaciones para la cría de animales libres de patógenos en el Centro Nacional de Producción de Animales de Laboratorio, así como en las salas blancas del Centro de Ingeniería Genética y Biotecnología (Bataller *et al.* 2004, 2006). Hay que

destacar el desarrollo y producción de equipos generadores de ozono en el Centro de Investigaciones del Ozono, tanto con fines industriales como domésticos (Veliz *et al.* 2006).

CONCLUSIONES

El empleo del ozono en la potabilización tiene un impacto favorable, dada su eficiencia y potencialidades, por lo que contribuye al desarrollo sostenible. El acelerado incremento de la aplicación de la ozonización en el tratamiento de aguas, junto a las consideraciones sobre los nuevos requerimientos de CT para el diseño de los sistemas de ozonización, el control adecuado de la formación de iones bromato, la baja incidencia de este subproducto en las plantas potabilizadoras y la posibilidad de evaluar el alcance real de su toxicidad, consolidan ese criterio.

REFERENCIAS

- Acero J.L., Stemmler K. y von Gunten U. (2000). Degradation of kinetic atrazine and its degradation products with ozone and OH radicals: a predictive tool for drinking water treatment. *Environ. Sci. Technol.* 34, 591-597.
- Acero J.L., Haderlein S.H., Schmidt T, Suter M.J. y von Gunten U. (2001). MTBE oxidation by conventional ozonation and the combination of ozone/hydrogen peroxide: efficiency of the process and bromate formation. *Environ. Sci. Technol.* 35, 4252-4259.
- Bataller M., Pérez-Rey R., Fernández L.A., Molerio J., Gómez M. y González L. (1989a). Control de la formación de THM por preozonización en aguas superficiales. *Rev. CENIC Ciencias Químicas* 20, 29-33.
- Bataller M., Pérez Rey R., Molerio J., Fernández L.A., Amador A., Pérez G. y Novoa M.C. (1989b). Introducción en Cuba de la desinfección con ozono de aguas de abasto. Experiencias del acueducto CNIC. *Rev. CENIC Ciencias Químicas* 20, 19-22.
- Bataller M. (2004). Development and perspectives of ozone applications in water and wastewater treatment in Cuba. *Memorias. IV Simposio Internacional de Aplicaciones del Ozono. La Habana. 4 al 8 de marzo, 2004. CD-ROM.*
- Bataller M., Fernández L.A., Veliz E. y Álvarez C. (2006). Impacto económico y calidad microbiológica de aguas tratadas con ozono. *Rev. CENIC Ciencias Químicas* 37, 227-231.
- Beltrán F. (2004). *Ozone reaction kinetics for water and wastewater systems.* Lewis Publishers. Washington, EUA. 232 pp.
- Berne F. Chasson G. y Legube B. (2004). Effect of addition of ammonia on the bromate formation during ozonation. *Ozone Sci. Eng.* 26, 267-276.
- Block, J.C. (1977). Contribution to the study of disinfection of drinking water by ozone. Tesis doctoral. Universidad de Nancy. Nancy, Francia.
- Bohme A. (1999). Ozone technology of German industrial enterprises. *Ozone Sci. Eng.* 21, 163-176.
- Chevrier N. y Sarhan F. (1992). Effect of ozone on energy metabolism and its relation to carbon dioxide fixation in *Euglena gracilis*. *J. Plant. Physiol.* 140, 521-527.
- Coin L., Gomella C., Hannoun C. y Trimoreau J.C. (1967). Ozone inactivation of poliomyelitis virus present in water. *La Presse Médicale* 38aa, 1883-1884.
- De Marini D.M., Abu-Shakra A. y Felton C.F. (1995). Mutation spectra in *Salmonella* of chlorinated, chloraminated or ozonated drinking water extracts: comparison to MX. *Environ. Molecular Mutag.* 26, 270-276.
- Do-Quang Z., Ramírez C. y Roustan M. (1995). Modeling of the flow pattern in ozonation chambers contactor by residence time distribution studies and by computational fluid dynamics approach. *Memorias. 12th Ozone World Congress. Lille, mayo 15-18, 1995. Vol. 2, 215-226.*
- Do-Quang Z., Roustan M., Lainé J.M. y Duguet J.P. (1999). Deep u-tube reactor: results from full-scale plants. *Memorias. 14th Ozone World Congress. Michigan, agosto 23-26, 1999. Vol. 1, 539-542.*
- Do Quang Z. (2005). Bromate toxicity study: overview. *Memorias. 17th World Ozone Congress. Estrasburgo, agosto 22-25, 2005. CD-ROM.*
- Douville C. y Amy G. (2000). Influence of natural organic matter on bromate formation during ozonation of low-bromide drinking waters: a multi-level assessment of bromate. En: *Natural organic matter and disinfection by-products* (S.E. Barrett, S.W. Krasner, G.L. Amy, Eds). ACC Symposium Series 761, American Chemical Association. Washington DC, pp. 282-298.
- Douville C. y Amy G. (2000). Survey of bromate ion in drinking waters. *Memorias. American Water Works Association Annual Conference, Water quality. Denver. 2000. pp. 62-69.*
- Drieger A., Rennecker J.L. y Mariñas B. (2000). Sequential inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with ozone and free chlorine. *Water Res.* 34, 3591-3597.
- Duane, L. y Georgeson K. (1987) Preozonization effect on THMs and turbidity at the Los Angeles water treatment plant. *Memorias. 8th Ozone World Congress. Zurich, agosto 27-30, 1987. Vol. 1, 28-32.*
- EU (1998). Council of the European Union: council directive 98/83/EG. The quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Community L 330: 32. December 5, 1998.*

- Finch G.R., Black E.K., Gyürek L. y Belosevic M. (1993). Ozone Inactivation of *Cryptosporidium parvum* in demand-free phosphate buffer determined by *in vitro* excystation and animal infectivity. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 4203-4210.
- Finch G.R., Black E.K. y Gyürek L. (1994). Ozone disinfection of *Giardia* and *Cryptosporidium*. En: *AWWA Research Foundation and American Water Works Association*, Denver, EUA. pp. 212-220.
- Finch G.R., Haas C.N., Oppenheimer J.A., Gordon G., Trussell R.R. (2001). Design criteria for inactivation of *Cryptosporidium* by ozone in drinking water, *Ozone Sci. Eng.* 23, 259-284.
- Gevaudan P., Bossy G., Gullian G. *et al.* (1970). Action of ozone on poliomyelitis virus present in water. Centre de Perfectionnement Techniques En: Journées de l'Eau, Paris.
- Glaze W. H. y Weinberg H. (1993). Identification and occurrence of ozonation by-products in drinking water. En: *American Water Works Association Research Foundation*, Denver, CO, pp.215-221.
- Haas C., Heath M, Jacangelo J. *et. al.* (1994). Development and validation of rational design methods of disinfection. En: *American Water Works Association Research Foundation*, Denver, CO, pp. 43-51
- Haag W.R., Yao C.C.D. (1992). Rate constants for reaction of hydroxyl radicals with several drinking water contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 26, 1005-1013.
- Hoigné J. y Bader H. (1983). Rate constants of direct reaction with organic and inorganic compounds in water. Dissociating organic compounds. *Water Res.* 17, 184-191.
- Huck P. y Anderson W.B. (1987). Pilot scale evaluation of ozone and other drinking water disinfection using mutagenity testing. En: *8th Ozone World Congress*, Zurich, Vol. 1, pp. 29-34.
- Hunt N.K. y Mariñas B.J. (1997). Kinetics of *E. coli* inactivation with ozone. *Water Res.* 31, 1335-1342.
- Jackson J.R., Overbeck P.K. y Overby J.M. (1999). Dissolved oxygen control by pressurized side stream ozone contacting and degassing. En: *14th Ozone World Congress*, Michigan, Vol. 1, pp. 561-566.
- Jeckel M.R. (1994). Flocculation Effects of Ozone. *Ozone Sci. Eng.* 16, 55-59.
- Koivusalo M., Jaakkola J.J., Vartiainen T. *et al.* (1994). Drinking water mutagenicity and gastrointestinal and urinary tract cancer: An ecological study in Finland. *Am. J. Public Health.* 84, 1223-1231.
- Kurokawa Y. Maerkawa A., Takahashi M. y Hayashi Y. (1990). Toxicity and carcinogenicity of potassium bromate – A new renal carcinogen. *Environ. Health Persp.* 87, 309-335.
- Langlais B., Reckhow D.A. y Brind D.R. (1991). *Ozone in water treatment: application and engineering*. Lewis Publishers, Washington DC, 569 p.
- Larocque R. (1999). Ozone applications in Canada: A state of the art review. *Ozone Sci. Eng.* 21, 119-126.
- Lawrence J. y Capelli F.P. (1977). Ozone in drinking water treatment: A review. *Sci. Total Environ.* 7, 99-110.
- Le Page W.L. (1991). The economics of ozonation at Monroe, Michigan. II. Ten year profile. *Ozone Sci. Eng.* 13, 161-170.
- Le Pauloue J. y Langlais B. (1999) State of the art of ozonation in France. *Ozone Sci. Eng.* 21, 153-162.
- Legube B. (1996) A survey of bromate ion in European drinking water. *Ozone Sci. Eng.* 18, 325-348.
- Legube B., Geliné J.P., Croué B. *et al.* (2002). Les Bromates: Mécanismes et conditions de formation. *Vecteur Environ.* 35, 34-41.
- León E. (2002). Autosuficiencia en abasto y saneamiento de agua con ozono. En: *International Ozone Association Regional Conference*, C. de México, CD-ROM, pp. Session E-19.
- Lezcano I., Pérez Rey, R., Baluja C. y Sánchez E. (1999). Ozone inactivation of *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia coli*, *Shigella sonnei* and *Salmonella thyphimurium* in water. *Ozone Sci. Eng.* 21, 293-299.
- Lezcano I., Pérez Rey, R., Baluja C. y Sánchez E. (2001). Ozone inactivation of microorganisms in water. Gram positive bacteria and yeast. *Ozone Sci. Eng.* 23, 183-187.
- Liyanage L.R., Finch G.R. y Belosevic M. (1997). Sequential disinfection of *Cryptosporidium parvum* by ozone and chlorine dioxide. *Ozone Sci. Eng.* 19, 409-411.
- Malley J. P. (2005). A new paradigm for drinking water disinfection. En: *17th Ozone World Congress*, Strasbourg, CD-ROM, pp. Session 1-Part 1.
- Martin N, Benent-Tousle M. y Laplanche C. (1992). Design and efficiency of ozone contactor of disinfection. *Ozone Sci. Eng.* 14, 391-399.
- Mazzei A.L., Meyer R.M. y Bollyky L.J. (1995). Mass transfer of high concentration ozone with efficiency injectors and degassing separators. En: *International Ozone Association Pan American Group*, Cambridge MA, Vol.1, pp. 230-235.
- Meyer R.M., Mazzei A.L. y Bollyky L.J. (1999) Side stream ozone injection with high efficiency venturi and radial mixing nozzle. En: *14th Ozone World Congress*, Michigan, Vol. 1, pp. 527-531.
- Morris R.D., Audet A.M., Angelillo I.F. *et al.* (1992). Chlorination, chlorination by-products and cancer: A meta-analysis. *Am. J. Public Health.* 82, 955-966.
- Motret O., Hibert C., Nikravech M., Gaurand I., Viladrosa R. y Pouvesle J.M. (1998). The dependence of ozone generation efficiency on parameter adjustment in a

- triggered dielectric barrier discharge. *Ozone Sci. Eng.* 20, 51-58.
- Murrer J., Gunstead J. y Lo S. (1995). The development of an ozone contact tank simulation model. *Ozone Sci. Eng.* 17, 607-611.
- NC (1985). Norma Cubana NC-93-02-1985. Agua Potable. Requisitos sanitarios y muestreos. Comité Estatal de Normalización. Gaceta Oficial de la República de Cuba. Octubre de 1985.
- Overbeck P.K. (1999). Regulatory environment impact on small systems. En: *14th Ozone World Congress*, Michigan, Vol. 1, pp. 259-263.
- Ozonek J., Fijalkowski S. y Pollo I. (1997). Energy identification of energy utilization efficiency in an industrial process of ozone generation. *Ozone Sci. Eng.* 19, 202-206.
- Pérez Rey R., Sánchez H. y Baluja C. (1995). Ozone inactivation of biologically-risky wastewaters. *Ozone Sci. Eng.* 17, 409-512.
- Rakness, K.L. (2007). Twenty year of advances in ozone operation and performance a drinking water treatment plants. *Ozone News.* 35, 17-25.
- Rennecker JL, Mariñas B., Owens JH y Rice E.W. (1999). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with ozone. *Water Res.* 33, 2418-2423.
- Rice R.G. (1999). Ozone in the United States of America- State of the art. *Ozone Sci. Eng.* 21, 99-118.
- Richard Y. (1985). Principles of ozone oxidation and disinfection design. *Ozone Sci. Eng.* 7, 163-171.
- Richardson S.D., Thurston A.D., Caughtran T.V. *et al.* (1999). Identification of new by products in drinking water. *Environ Sci. Technol.* 33, 3368-3377.
- Roustan M., Stambolieva Z., Duguet J.P., Wable O. y Mallevalle J. (1991) Research note: Influence of hydrodynamics on *Giardia* cyst inactivation by ozone. Study by kinetics and by "CT" approach. *Ozone Sci. Eng.* 13, 45-50.
- Roustan M. (1996). Modelling hydraulics of ozone contactors. *Ozone Sci. Eng.* 18, 99-108.
- Schulz C. Clarkson C., Bonacquisti T. y Navratil R. (2005). The impact of new CT requirements for design ozone systems for *Cryptosporidium* inactivation. *Ozone Sci. Eng.* 27, 129-138.
- Stahelin J. y Hoigné J. (1985). Decomposition of ozone in water in the presence of organic solutes acting as promoters and inhibitors of radical chain reactions. *Environ. Sci. Technol.* 19, 1206-1211.
- Stolarik G. F. (2007). Twenty years of ozone in Los Angeles. *Ozone News.* 35, 17-19.
- USEPA (1989a). Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water source. Office of Drinking Water, United States Environmental Agency. Manual. Washington, DC. 120 pp.
- USEPA (1989b). National primary drinking water regulations, filtration, disinfection, turbidity, *Giardia lamblia*, viruses, *Legionella*, and heterotrophic bacteria; final rule. *Federal Register* 54, 27485-27541.
- USEPA (1998). *Federal Register* 63 (2 4 1), pp. 69390-69476.
- Véliz E., Fernández L.A., Bataller M. y Amador A. (2006). Evaluación de equipo ozonizador doméstico para tratamiento de agua. *Rev. Agua Latinoamericana.* 7, 22-25.
- von Gunten U. y Oliveras Y. (1998). Advanced Oxidation of bromide containing waters: bromate formation mechanisms. *Environ Sci. Technol.* 32, 32-41.
- von Gunten U. y Laplanche A. (2000). Oxidation and disinfection with ozone, an overview. En: *Proceeding Fundamental and Engineering Concepts for Ozone Reactor Design*. IOA, Toulouse, Vol. 1, 39-45.
- von Gunten U. (2003). Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. *Water Res.* 37, 1469-1484.
- WHO (1996). Guidelines for drinking water quality. 2^a ed. World Health Organization. Ginebra. 195 pp.0
- Wickramanayake G.B., Rubin A.J. y Sproul O.J. (1984). Inactivation of *Giardia lamblia* cysts with ozone. *Appl. Environ. Microbiol.* 48, 671-673.
- Wickramanayake G.B. y Sproul O.J. (1988). Ozone concentration and temperature effects on disinfection kinetics. *Ozone Sci. Eng.* 10, 123-130.
- Zhou H. y Smith D. (1994). Kinetics of ozone disinfection in completely mixed system. *J. Environ. Eng.* 120, 841-846.