

# Ozonização de águas: aspectos químicos e toxicológicos

**MARCO TADEU GRASSI**

*Professor do Instituto de Química da Unicamp-Universidade de Campinas*

**WILSON DE FIGUEIREDO JARDIM**

*Professor do Instituto de Química da Unicamp*

**Vários fatores apontam para uma necessidade crescente de aprimoramento nas pesquisas, tanto sob o ponto de vista químico, em particular analítico, quanto sob o ponto de vista da ecotoxicologia, para que se possa conhecer com mais segurança o comprometimento da qualidade de vida frente aos subprodutos gerados no tratamento de águas pela ozonização.**

A primeira suspeita de que algumas doenças poderiam ser transmitidas através do consumo de águas data de 1849, quando se suspeitou que a água poderia ser o agente transmissor do cólera. De fato, o rápido desenvolvimento da microbiologia durante a segunda metade do século XIX demonstrou que os principais vetores de doenças eram os microrganismos, principalmente bactérias e vírus (Ellis, 1991).

Nesta mesma época constatou-se que a filtração poderia eliminar a turbidez e coloração, assim como remover cerca de 99% das bactérias e vírus originalmente presentes em águas potáveis. Estudos epidemiológicos demonstraram que o processo de filtração possibilitou uma drástica redução na incidência de cólera e febre tifóide nos EUA. Até o ano de 1907, a filtração permaneceu como o método recomendado no tratamento de água potável (Fowle e Kopfler, 1986).

A partir de 1902, o cloro começou a ser empregado como agente desinfetante de águas destinadas ao abastecimento público e, desde então, vem sendo largamente utilizado, principalmente nos EUA, alguns países da Europa e na maioria dos países em desenvolvimento, como por exemplo o Brasil.

A possibilidade de riscos à saúde, devido à formação de haletos orgânicos, durante o tratamento de águas pela cloração, foi primeiramente discutida nos Estados Unidos por Bellar *et alii* (1974), sendo em seguida ratificada pela Agência de Proteção Ambiental norte-americana, a EPA (do inglês Environmental Protection Agency) (Symons *et alii*, 1975).

Aparentemente não existem riscos imediatos à saúde em função da presença de haletos orgânicos em água potável, mas existem fortes evidências de que estes compostos possam apresentar, após períodos

prolongados de ingestão, um aumento na incidência de câncer nos sistemas gastro-intestinal e urinário (Ellis, 1990).

Assim sendo, existem diversas regulamentações atuais no sentido de restringir a presença destas substâncias em águas potáveis. Por exemplo, a OMS estabelece a concentração máxima de clorofórmio nestas águas como sendo  $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ . A Comunidade Comum Européia recomenda o valor máximo de  $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$  de trihalometanos totais (TTHM), enquanto a EPA estabelece o valor de  $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$  para estas mesmas espécies. Em São Paulo, a Cetesb (Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental) recomenda que a concentração máxima de TTHM não ultrapasse  $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Desta forma, a descoberta e subsequente regulamentação de alguns subprodutos da cloração tem aumentado a popularidade de outros desinfetantes, entre eles o ozônio.

## **OZÔNIO: HISTÓRICO E PROPRIEDADES**

O ozônio ocorre na natureza como uma forma alotrópica do oxigênio, existindo como  $\text{O}_3$ . Trata-se de um gás instável, tóxico, com um ponto de ebulição de  $-112^\circ\text{C}$  (à pressão atmosférica) e uma densidade 1,5 vezes superior a do oxigênio. É o oxidante mais poderoso empregado como desinfetante no tratamento de águas, com um potencial de  $2,07 \text{ V}$  (a  $25^\circ\text{C}$  contra eletrodo padrão de hidrogênio) (Kinman, 1975).

O emprego do ozônio no tratamento de águas foi primeiramente demonstrado na França, em 1886. Em 1882, Ohlmüller evidenciou que o ozônio podia tomar inativas as bactérias do cólera e do tifo. Em 1891, a partir de resultados obtidos numa planta em escala piloto, em Martinikenfield, na Alemanha, Frölich mostrou as efetivas propriedades bactericidas do ozônio no tratamento de águas. Inúmeras outras descobertas permitiram que o ozônio fosse utilizado pela primeira vez em Nice, na França, em escola municipal, no tratamento de águas potáveis, em 1906 (Ellis, 1991).

Desde então, o uso do ozônio no tratamento de águas deve-se principalmente aos seus efeitos bactericida e virucida. O ozônio também tem sido empregado com outras finalidades, tais como na remoção de compostos orgânicos indesejáveis, como agente descomplexante e oxidante de sais solúveis de ferro e manganês, assim como no aumento da floculação.

No início dos anos 80 existiam aproximadamente 1040 plantas em todo o mundo empregando o ozônio, localizadas principalmente na Europa.

## **GERAÇÃO, TRANSFERÊNCIA E QUÍMICA AQUÁTICA DO OZÔNIO**

Por se tratar de um gás instável, o ozônio necessita ser gerado

no local onde deverá ser utilizado. A técnica mais comum, empregada na geração do ozônio, é a descarga em plasma frio, na qual o  $O_3$  é formado pela decomposição do oxigênio molecular.



Geradores de larga escala podem produzir até 600 kg/dia de ozônio quando a alimentação é feita com oxigênio. Quando se utiliza ar seco, a eficiência do processo diminui cerca de 50%. O ozônio também pode ser gerado por meio da luz ultravioleta (UV), praticamente de maneira semelhante àquela que ocorre na estratosfera. Embora de menor rendimento, estes geradores são vantajosos, em pequenas plantas, pelo baixo custo e facilidade de manutenção. Produzido pelo método de descarga em plasma frio, o ozônio gerado no ar atinge concentrações que variam entre 1 e 3%, e a partir do oxigênio, entre 3 e 7%.

Uma das maneiras mais comumente utilizadas na transferência do ozônio para a água é a da injeção contra-corrente por coluna difusora (Glaze, 1987).

Na ausência de reações químicas, a transferência de massa da fase gasosa pode ser descrita pela equação que segue:

$$dC/dt \quad k_L a (C^* - C); \quad K_L a (P/H - C) \quad (3)$$

Na equação apresentada,  $C$  é a concentração de ozônio na fase gasosa,  $C^*$  é a concentração de ozônio na fase líquida que está em equilíbrio com aquela na fase gasosa,  $P$  é a pressão parcial do ozônio na fase gasosa,  $H$  é a constante de Henry ( $0,082 \text{ atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ ) e  $k_L$  o coeficiente de transferência global.

Sob condições reais, entretanto, reações na fase líquida consomem ozônio. Desta forma, a equação (3) necessita ser modificada para

$$dC/dt \quad k_L a (P/H - C) - k_o (C)(OH) - ki(Si)(C) \quad (4)$$

onde  $k_o$  é a constante de velocidade para a decomposição do ozônio e o termo  $ki(Si)(C)$  representa a constante global de velocidade para todas as reações envolvendo substratos que possam consumir o ozônio.

A Figura 1 mostra um diagrama com as principais espécies presentes na decomposição do ozônio, um processo cíclico em cadeia. O processo pode ser iniciado pelo íon hidróxido (Hoigné e Bader, 1978; Staehelin e Hoigné, 1982)

Outras possibilidades podem ocorrer, por sua vez, via a adição direta de peróxido de hidrogênio ou produção *in situ* do mesmo através da fotólise do ozônio, como mostrado na figura 2.

A característica essencial do mecanismo de decomposição em cadeia é a formação do radical hidroxila ( $OH\cdot$ ), uma espécie altamente reativa que pode atacar praticamente qualquer substância orgânica. Embora não esteja claro até o presente momento como se dá a formação do radical hidroxila, a reação de compostos orgânicos com o ozônio necessita ser vista não apenas em termos da química do ozônio, mas também em termos da química do radical hidroxila.

O radical hidroxila é geralmente mais reativo que o ozônio, e, como resultado, pode estar mais sujeito a ação de substâncias presentes nas águas naturais. Íons bicarbonato, por exemplo, reagem prontamente com o radical hidroxila. Assim sendo, águas com alta alcalinidade podem não ser favoráveis ao uso eficiente deste radical (Glaze, 1986).

## REAÇÕES ENTRE O OZÔNIO E SUBSTÂNCIAS ORGÂNICAS E INORGÂNICAS: SUBPRODUTOS GERADOS

O ozônio pode reagir com substâncias presentes em águas naturais basicamente por dois mecanismos distintos: pela via direta, ou seja, como ozônio molecular, ou ainda de uma maneira que os principais agentes oxidantes sejam os radicais formados pela decomposição do  $O_3$ . Embora seja difícil estabelecer exatamente qual dos dois caminhos predomina, acredita-se que a oxidação via radicais tenha um papel determinante nestes processos. De fato, evidências recentes sugerem que mesmo em situações nas quais a oxidação inicial se dá pela via direta, isto é, através do ozônio molecular, radicais orgânicos e até mesmo inorgânicos são também formados. Assim sendo, reações subsequentes podem ocorrer através de mecanismos radicalares (Staehelin *et alii*, 1984; Buhler *et alii*, 1984; Staehelin e Hoigné, 1985).

Em muitos casos, os mecanismos de certas reações têm sido determinados e os subprodutos identificados e até mesmo quantificados. Na ozonização do fenol verifica-se a formação de vários subprodutos, dentre eles o resorcinol, catecol, hidroquinona, ácido glioxálico, ácido fórmico, glioxal e formaldeído.

No caso da matéria orgânica natural, ou seja, as substâncias húmicas, existem indícios de que a molécula de ozônio possa reagir diretamente com o material húmico de três maneiras distintas: através das duplas ligações carbono-carbono, dos anéis aromáticos ativados, ou ainda dos sítios contendo metais complexados. Além disso, as substâncias húmicas podem atuar como iniciadores na geração de radicais intermediários que participam de uma grande variedade de reações de oxidação não seletivas. O resultado seria a formação de subprodutos diferentes daqueles esperados pela reação de ataque direto do ozônio. Estes subprodutos devem ser formados principalmente em função de reações envolvendo o radical hidroxila e podem incluir reações de hidroxilação de anéis benzeno, que normalmente não se mostram reativos frente ao ozônio. Desta forma, tais anéis tornam-se mais susceptíveis a outras interações, ocorrendo até a clivagem dos mesmos, formando assim os produtos mencionados anteriormente, isto é, ácidos e aldeídos. Tudo indica, portanto, que as reações do ozônio com substâncias húmicas ocorram tanto pela via direta quanto indireta (Singer e Gurol, 1983).

Por serem a fração predominante entre os compostos orgânicos presentes em águas naturais, as reações entre o ozônio e contaminantes orgânicos são influenciadas principalmente pelas substâncias húmicas e seus produtos de oxidação. Também por sofrerem variações em sua composição, em função das diferentes procedências, espera-se que os subprodutos da ozonização sejam também diferentes. Mais que isto, outros componentes presentes em águas naturais, como carbonatos e bicarbonatos, e até mesmo metais a nível de traço, devem influenciar as reações de ozonização, de maneira que a participação dos mecanismos radicalares deverá variar dependendo da qualidade e das características das águas a serem tratadas.

Finalmente, levando-se em consideração que a maioria das reações de ozonização sob condições empregadas no tratamento de águas são limitadas quanto ao ozônio gerado, ou seja, são efetuadas a uma razão relativamente baixa entre  $O_3$ -COT (carbono orgânico total), normalmente  $1 \text{ mg } O_3/\text{mg C}$  a oxidação das substâncias húmicas muitas vezes não ocorre em extensões que atinjam a ruptura de anéis, por exemplo. Como consequência, acredita-se que o material húmico ionizado possa gerar substâncias mais hidroxiladas que as iniciais,

mais polares e de menor peso molecular, mas ainda assim com natureza macromolecular (Singer, 1990).

Alguns autores têm notado basicamente três classes de compostos que se formam durante a ozonização de águas naturais e que são de especial interesse no tratamento de águas devido ao seu potencial de risco à saúde. São os peróxidos orgânicos, os aldeídos e os epóxidos. Os peróxidos orgânicos podem ser formados quando o ozônio reage com espécies olefinicas e aromáticas. Embora sejam relativamente instáveis em água, podem persistir por um tempo determinado, dependendo da natureza das substâncias orgânicas presentes no meio. Espera-se que aldeídos se formem a partir da quebra de compostos aromáticos e alquil insaturados. Quanto aos epóxidos, embora não devam ser aqueles produtos formados em maior proporção, também podem ser gerados a partir de olefinas e substâncias aromáticas.

Estudos recentes têm detectado a presença de compostos carbonílicos de baixo e médio pesos moleculares, principalmente formaldeído, durante a ozonização de águas. Os níveis de formaldeído encontrados após o tratamento guardam, nestes casos, uma relação com os teores de COT presentes nestas águas. Desta maneira, a concentração de formaldeído tende a permanecer constante durante a continuidade do tratamento e subsequente distribuição, exceto nos casos onde filtros biologicamente ativos são empregados (Glaze *et alii*, 1989; Jacangelo *et alii*, 1989).

De acordo com Glaze (1986), um número razoável de substâncias foi identificado como subprodutos da ozonização (tabela 1). Neste caso, a identificação das substâncias foi feita por CG/EM, após uma etapa de pré-concentração em resinas XAD-4 e XAD-8. No entanto sabe-se que muitos epóxidos e peróxidos orgânicos são instáveis, podendo assim se decompor durante a etapa de pré-concentração. Desta forma, um dos requisitos básicos necessários à identificação dos subprodutos gerados pela ozonização é o desenvolvimento de métodos e procedimentos apropriados que possibilitem uma identificação fiel das substâncias presentes.

O ozônio é um oxidante muito eficiente frente à espécies inorgânicas reduzidas, como Fe(II), Mn(II) e  $S^{2-}$ . Um aspecto importante no tratamento de águas contendo manganês é que, em muitos casos, o Mn(II) é oxidado a permanganato, Mn(IV), pelo ozônio. Posteriormente, esta última espécie pode se reduzir formando o dióxido de manganês insolúvel, Mn(IV), que é então removido após sua precipitação.

Três espécies inorgânicas possuem um interesse especial durante o processo de ozonização. São elas os íons bicarbonato, carbonato e brometo. Tanto o bicarbonato quanto o carbonato são reconhecidamente sequestradores de radicais (Glaze, 1986). O radical hidroxila é consumido por carbonatos e bicarbonatos, produzindo os respectivos radicais. Estes radicais podem assim atuar como oxidantes terciários no processo, embora seu destino em águas naturais ozonizadas seja ainda desconhecido.

Como sequestradores de radicais, o bicarbonato e carbonato afetam o comportamento oxidativo do ozônio, uma vez que influenciam diretamente o mecanismo pelo qual o  $O_3$  reage com espécies orgânicas. Reckhow e colaboradores (1986) demonstraram que pequenas quantidades de bicarbonato aumentavam significativamente a destruição de precursores de haletos orgânicos (THM por exemplo), uma vez que estabilizavam o ozônio molecular, modificando assim o mecanismo de oxidação pela via direta. Tais resultados são atribuídos à seletividade com a qual o ozônio molecular reage com as substâncias húmicas, se comparada com o ataque não seletivo do radical hidroxila. Assim sendo, a alcalinidade pode influenciar o comportamento do ozônio e consequentemente os subprodutos gerados.

Considerações similares podem ser aplicadas ao potencial de desinfecção do ozônio. Para um dado pH, a desinfecção pode ser mais seletiva em águas com alta alcalinidade, nas quais o ozônio é estabilizado pela supressão de radicais pelo carbonato e bicarbonato. De maneira similar, em situações onde o ozônio ou ozônio/UV ou ainda ozônio/peróxido são empregados para destruir contaminantes orgânicos específicos, tais como o tricloroetileno e tetracloroetileno através da via radicalar, altos níveis de alcalinidade podem inibir o processo de maneira significativa (Glaze e Kang, 1988).

Em águas contendo brometo, o ozônio pode oxidar esta espécie para formar o ácido hipobromoso e bromato. Em meio com excesso de ozônio, o bromato é o principal produto. Na ausência de tal excesso, contudo, níveis razoáveis de ácido hipobromoso podem ser produzidos. Na presença de matéria orgânica, este ácido pode reagir de maneira semelhante ao cloro, produzindo assim espécies orgânicas halogenadas (Haag e Hoigné, 1983).

Embora a formação de espécies bromadas durante a ozonização de águas naturais tenha sido descrita, principalmente do bromofórmio, as razões específicas entre ozônio-brometo e brometo-COT sob as quais as possibilidades em questão são favorecidas ainda permanecem desconhecidas.

## **OZONIZAÇÃO: RISCOS DE EFEITOS À SAÚDE**

Existem basicamente duas estratégias distintas na investigação dos riscos de efeitos à saúde associados à ozonização. Um deles consiste em identificar os subprodutos específicos gerados durante a ozonização de águas para uma posterior avaliação destas substâncias quanto ao seu potencial tóxico, em bioensaios convencionais. Esta estratégia sofre algumas limitações, no entanto. Primeiramente é importante mencionar que a identificação dos subprodutos gerados tem sido difícil. Além disto, é necessário que se tenha em mente que muitas vezes o potencial tóxico destas substâncias está associado à composição total da matriz de água a ser ozonizada. Finalmente, interações sinérgicas ou antagônicas entre diferentes subprodutos tendem a ser ignoradas.

Uma segunda via consiste em conduzir estudos de toxicidade empregando a amostra de água antes e após a ozonização. Desta forma, os bioensaios avaliam o potencial tóxico da amostra de água como um todo, ou seja, da verdadeira matriz em estudo. A principal limitação deste método é que os resultados são aplicados apenas àquela matriz que está sendo estudada, não considerando, portanto, variações que ocorrem com a mesma, a não ser que os estudos sejam conduzidos por longos períodos de tempo. Além disto, os resultados também não podem ser extrapolados para amostras com características diferentes. Um último ponto a ser considerado é que estes estudos não fornecem indicações quanto ao potencial tóxico específico para uma dada substância, a menos que paralelamente os subprodutos sejam identificados.

Como mencionado anteriormente, muitos pesquisadores têm procurado a identificação de subprodutos gerados na ozonização e posterior avaliação de seu potencial tóxico. Contudo, um número pequeno de substâncias tem sido identificado, representando apenas uma pequena fração do COT presente em águas tratadas. Em virtude disto, o procedimento mais comum tem sido o emprego de testes de toxicidade aguda, especialmente o teste Ames, que consiste em testes de mutagenicidade utilizando a bactéria *Salmonella typhimurium* (Bitton e Dutka, 1986), na avaliação da toxicidade de amostras de água. Embora não possibilite avaliações de risco quantitativas, têm vasta utilidade como um estudo preliminar, especialmente na comparação de diferentes métodos de tratamento.

Testes de toxicidade aguda que avaliam desinfetantes de águas potáveis têm mostrado inequivocamente que a cloração é responsável por um aumento significativo na atividade mutagênica (Coleman *et alii*, 1984; Backlund *et alii*, 1985). Estudos envolvendo o potencial do ozônio na produção de efeitos mutagênicos, no entanto, têm gerado resultados antagônicos. Alguns autores relatam um aumento na mutagenicidade após o tratamento via ozonização (Kowbel *et alii*, 1984; Matsuda *et alii*, 1991a,b). Em outros trabalhos, não foram observados aumentos no efeito mutagênico, ou então este aumento se mostra muito dependente das condições e doses de ozônio empregadas durante o tratamento (Zoetman *et alii*, 1982; Cognet *et alii*, 1986; Bourbigot *et alii* 1986; Glaze *et alii*, 1989). Assim, nos casos onde a água apresentou inicialmente propriedades mutagênicas, o ozônio reduziu drasticamente este efeito. Por outro lado, aplicando-se o ozônio em doses equivalentes àquelas utilizadas em plantas de tratamento de águas, muitas vezes observou-se um aumento da mutagenicidade, aumento este que pode ser eliminado se após a ozonização a água for submetida a um processo de filtração, através de carbono ativado granular, por exemplo.

Discute-se hoje, portanto, uma provável fonte de erros no estudo dos efeitos mutagênicos oriundos da ozonização. Todos os tipos de bioensaios ou testes de toxicidade aguda envolvem algum tipo de pré-concentração durante a realização do experimento. Em muitos casos o pH da amostra é primeiramente ajustado para que a solubilidade de contaminantes seja alterada e para que os mesmos possam ser fracionados em diversos grupos. Em vista da instabilidade de alguns dos subprodutos formados, não se sabe ao certo se todo este espectro de substâncias pode ser recuperado quantitativamente no prosseguimento das análises. Etapas tais como manuseio, estocagem e métodos de pré-concentração tornam-se então fatores críticos na identificação de subprodutos específicos (Singer, 1990).

Um outro aspecto a ser considerado consiste nos parâmetros utilizados para que seja feita a avaliação de riscos. Frequentemente estas avaliações são extrapolações de resultados obtidos em testes *in vitro* e *in vivo*, realizados em laboratório. Testes *in vitro* são aqueles comumente empregados nos chamados testes de toxicidade aguda enquanto que os *in vivo* são aqueles realizados em animais, especialmente em roedores (Neal, 1990). Os estudos epidemiológicos constituem-se na forma mais segura e efetiva de se proceder uma avaliação de risco, mas muitas vezes demandam períodos muito prolongados (10-40 anos) até o aparecimento de indícios concretos de doenças em virtude da exposição a determinadas substâncias. Outro ponto diz respeito ao fato dos seres humanos estarem expostos a um grande número de compostos presentes no ar, águas e alimentação. Consequentemente, torna-se difícil a atribuição de um aumento na incidência de doenças, como por exemplo o câncer, em virtude do consumo de água potável, no caso.

Quanto aos testes de toxicidade aguda, embora sejam uma ferramenta útil nos estudos toxicológicos, possuem limitações principalmente por não poderem ser considerados seguros para uma extrapolação de seus resultados aos seres humanos. Basicamente estes mesmos aspectos devem ser considerados nos testes *in vivo*. Por exemplo, sabe-se que 30% das substâncias cancerígenas em ratos não o são para camundongos e vice-versa.

Um último ponto a ser abordado relaciona-se com os vários procedimentos utilizados na atribuição de riscos. É comum levar-se em consideração o nível máximo de risco para um nível de dosagem mínimo, o que aponta para uma superestimação do risco, podendo tornar-se uma estimativa pouco apropriada também no caso da desinfecção

de águas. A superestimativa dos riscos associados a um desinfetante, em particular, pode resultar na adoção de um desinfetante menos efetivo e conseqüentemente numa maior incidência de doenças infecciosas (Bull *et alii*, 1990).

Portanto, todos estes fatores apontam para uma necessidade crescente de aprimoramento nas pesquisas, tanto sob o ponto de vista químico, em particular analítico, quanto sob o ponto de vista da ecotoxicologia, para que se possa conhecer com mais segurança o comprometimento da qualidade de vida frente aos subprodutos gerados no tratamento de águas pela ozonização.

## REFERÊNCIAS

- 1 — Backlund, P.L.; Kronenberg, L.; Pensar, G. e Tikkanen, L. Mutagenic activity in humic water and alum-flocculated humic water treated with alternative disinfectants. *Sci. Total Environ.*, 47:257 (1985).
- 2 — Bellar, T.A.; Lichtemberg, J.J. e Kroner, R.C. The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water. *Jour. AWWA*, 66:703 (1974).
- 3 — Bitton, G. e Dutka, B.J. *Toxicity testing using microorganisms* (Bitton, G. e Dutka, B.J.), Vol. 1. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida (1986).
- 4 — Bourbigot, M.M.; Hascoet, M.C.; Levi, Y.; Erb, F. e Pommery, N. Role of Ozone and granular activated carbon in the removal of mutagenic compounds. *Environ. Health Perspec.* 69:159 (1986).
- 5 — Buhler, R.E.; Staehelin, J. e Hoigné, J. Ozone decomposition in water studies by pulse radiolysis: 1. HO<sub>2</sub>/O<sub>2</sub><sup>-</sup> and HO<sub>3</sub>/O<sub>3</sub><sup>-</sup> as intermediates. *Jour. Phys Chem.*, 88:2560 (1984).
- 6 — Bull, R.G.; Gerba, C. e Trussell, R.R. Evaluation of the health risks associated with disinfection. *Critical Reviews in Environmental Control*, 20:77 (1990).
- 7 — Cognet, L.; Courtois, Y e Mallevialle, J. Mutagenicity activity of disinfection by-products. *Environ. Health Perspec.*, 69:165 (1986).
- 8 — Coleman, W.E.; Munch, J.W.; Kaylor, H.H.; Streicher, R.P. Ringhand, H.P. e Meier, J.R. GC-MS analysis of mutagenic extract of aqueous chlorinated humic acids: a comparison of the products of drinking water contaminants. *environ. Sci. Technol.*, 18:674 (1984).
- 9 — Ellis, K.V. Water disinfection: A review with some considerations of the requirements of the third world. *Critical Reviews in Environmental Control*, 20:341 (1991).
- 10 — Fowle III, J.R. e Kopfler, F.C. Water disinfection: Microbes versus molecules - An introduction of issues. *Environ. Health Perspec.* 69:03 (1986).
- 11 — Glaze, W.H. Reaction products of ozone: a review. *Environ. Health Perspec.*, 69:151 (1986).
- 12 — Glaze, W.H. Drinking-water treatment with ozone. *Environ. Sci. Technol.*, 21:224 (1987).



**Tabela 1** Subprodutos da ozonização de uma amostra de água superficial

Fração neutra	Fração ácida
metilciclohexano	ác. 4-oxobutenóico
2-metil-3-pentanona	ác. 2-etilpropenóico
3,4-dimetiltetrahydrofurano	ác. 4-oxopentanóico
tolueno	ác. 5-metil 3-oxohexanóico
4-heptanona	ác. succínico
o-xileno	1,4-ác. 2-metilbutanodióico
acetofenona	ác. benzóico
benzoato de metila	ác. 3,5-dimetilbenzóico
1-metoxietilbenzeno	ác. ftálico
2-metilfenilacetaldeído	hexametilbenzeno
etilbenzaldeído	1,9-ác. nonanodióico
naftaleno	4-metóxi-6-metil-1,2-pirona
1-valerilpirrolidina	
4-fenil-2butanona	
hexametilbenzeno	