

Determinación cinética de consumo de ozono disuelto en agua

Mayra Bataller, Rafael Pérez Rey, Lidia A. Fernández y Christa Baluja

Centro de Investigaciones del Ozono, Apartado Postal 6880, Ciudad de La Habana, Cuba

Recibido: 2 de noviembre de 1999

Aceptado: 30 de marzo del 2000

Palabras clave: ozono, consumo de ozono disuelto, constante efectiva de velocidad

Key words: ozone, dissolved ozone consumption, apparent rate constant

RESUMEN. Se propone un método basado en el consumo de ozono disuelto por espectrofotometría UV, el cual permite determinar el valor de la constante efectiva de velocidad (k_T) para un agua de interés, con alta precisión y relativa facilidad respecto a otros métodos. Se comparan los valores de k_T obtenidos por el método de la decoloración del índigo y por relaciones empíricas (reportados en la literatura) que estiman el valor de k_T a partir del valor de parámetros de calidad del agua, el pH, la alcalinidad total y el carbono orgánico total disuelto en el agua a analizar, se verifica la diferencia de los resultados y las limitaciones de estos métodos. Los bajos valores de k_T obtenidos para el agua de acueducto filtrada por carbón activado, se corresponden con la buena calidad del agua y con la alta alcalinidad total que posee; los valores están dentro del intervalo de 1,69 a 6,12 h^{-1} (con un error estándar menor del 10 %) y se corresponden con el criterio reportado por otros autores de que para aguas limpias el valor de la constante efectiva resulta menor de 5 h^{-1} . Se determina el valor de k_T para aguas de diferentes fuentes lo que permite analizar la efectividad del método propuesto, así como la relación estrecha entre la calidad del agua, consumo de ozono y el tiempo de vida media del ozono residual. Estos parámetros son necesarios para el diseño de los sistemas de ozonización de aguas, así como en el mejoramiento de la eficiencia de los existentes.

ABSTRACT. A method based on residual ozone decay by UV spectrophotometry (256 nm) is proposed. This method allows the determination of the apparent rate constant (k_T) for a given water, with high accuracy and relative easiness respect other methods. A comparison of different methods was carried out, the decolorization of indigo by ozone method (600 nm) and empirical relationships, where overall kinetic of ozone decay is a function of surrogate water quality parameters as pH, total alkalinity and total organic carbon (these are reported on the literature); different results were confirmed and disadvantages of these methods were pointed out. The low k_T values of the drinking filtrated (by activated carbon) water correspond to the high water quality and high alkalinity value. The k_T values are between 1,69 and 6,12 h^{-1} (with a standard error less to 10 %) and these correspond with the criterion that clean waters have values less than 5 h^{-1} . Besides, overall kinetic of ozone decay was determined for ground waters from different sources, this permitted to analyze the effectiveness of the new method and the relationship between water quality, dissolved ozone consumption and half-life of the value of the residual ozone concentration. The knowledge of these parameters is useful to design ozone water treatment systems, and it permits the improvement of ozone process efficiency of systems in service.

INTRODUCCION

Generalmente, cuando el ozono es utilizado en el tratamiento de aguas,

un gran número de reacciones ocurre en el sistema, dependiendo de la composición del agua. El conocimiento de la cinética de reacción con el ozono de

cada compuesto presente en el agua es muy difícil, dado que las aguas naturales e incluso después de recibir algún tratamiento constituyen una matriz compleja.

Por otra parte, después de la adición del ozono en el agua, el consumo del mismo puede ser descrito por dos fenómenos.¹⁻³ El primero corresponde al período en que cierta cantidad de ozono es consumida rápidamente: la llamada demanda "inicial" (reacciones rápidas que transcurren en menos de 20 s). El segundo corresponde al final de este período, cuando la concentración de ozono disuelto puede ser fácilmente medida en el agua, puesto que va decreciendo a menor velocidad (reacciones moderadas o lentas). Esta disminución depende de las características del agua, pH, alcalinidad, naturaleza y concentración de materia orgánica, iones bromuro, hierro y manganeso entre otros, así como de la temperatura. Por lo que el tiempo de vida media del ozono residual está en correspondencia con la calidad del agua a tratar y con las condiciones de ozonización.²

El conocimiento del consumo de ozono y del tiempo de vida media es esencial para el diseño de un sistema de ozonización, así como para determinar la dosis de ozono a aplicar (bajo determinadas condiciones de operación) y mantener un residual de ozono en el agua durante cierto período,² que garantice la desinfección. Es bien conocido, que la eficiencia de la ozonización depende a su vez de la eficiencia de la transferencia de masa y de la demanda de ozono del agua. Por tanto, es importante el desarrollo de técnicas analíticas que permitan estimar la calidad del agua a tratar.

Recientemente, Richard² ha publicado un trabajo que describe dos métodos para determinar la demanda de ozono de un agua, conocido por Solution Ozone Test (SOT) propuesto por Hoigné y Bader¹ y el Gas Ozone Test (GOT) propuesto por Roche y colaboradores.⁴ Estas pruebas de laboratorio se diferencian en la forma de introducir el ozono en el agua que se va a analizar. En el primero se introduce como ozono disuelto y en el segundo como ozono gaseoso. Los dos métodos tienen la ventaja de utilizar pequeñas cantidades de muestra de agua y permiten trabajar a la temperatura deseada. Como inconvenientes están la dilución del agua en el SOT y la transferencia del ozono en el GOT, así como también que requieren de un equipamiento especial.²

Otros investigadores, Yurteri y Gurol,⁵ demostraron que la cinética global de consumo de ozono disuelto puede ser caracterizada por un parámetro que ellos denominaron "velocidad de utilización específica del ozono", w [tiempo⁻¹], que se puede considerar como una constante efectiva de velocidad. Estos autores analizaron la dependencia de w con respecto a parámetros de calidad del agua como el pH, la alcalinidad total (AT) y el carbono orgánico total (TOC). Realizaron experimentos a partir de muestras de aguas modelo (pH = 6,8-9,0, TOC = 0,3-5,3 mg/L, AT = 10-500 mg/L, temperatura = 20 °C) para poder cuantificar el efecto de la composición del agua en la velocidad de consumo de ozono. De esta forma desarrollaron una relación que permite estimar la w para muestras de aguas naturales y por lo tanto el tiempo de vida media del ozono. Posteriormente Roustan⁶ también plantea una relación similar, que tiene en cuenta los mismos parámetros (pH = 7,5-8,1, TOC = 0,8-6,0 mg/L) para 15 °C y considerando un intervalo de alcalinidad total más estrecho de 75 a 150 mg/L, lo cual debe constituir una limitación ya que el valor de la alcalinidad total de las aguas en Cuba es mucho mayor.

El empleo de estas relaciones empíricas elimina costos de laboratorio y dificultades en cuanto a la medición del ozono; la predicción de w se realiza con facilidad y cierta precisión. Como desventaja tiene, que han sido determinadas para una temperatura dada y este parámetro es determinante en el consumo de ozono; debe señalarse que la temperatura de tra-

bajo de las instalaciones en Cuba es mucho mayor (entre 25 y 30 °C).

Es nuestro criterio, que coincide con la recomendación de Staehelin y Hoigné,⁷ de determinar experimentalmente la cinética de consumo de ozono en el agua de interés, por lo tanto el objetivo de este trabajo es proponer un método basado en el consumo de ozono disuelto, que permita determinar la constante efectiva de velocidad k_T de consumo de ozono en un agua con alta precisión y relativa facilidad.

MATERIALES Y METODOS

Determinación del consumo de ozono disuelto por el método UV directo

Las aguas naturales contienen un amplio espectro de sustancias orgánicas e inorgánicas. Una expresión modificada de la velocidad de reacción puede describirse como una expresión de primer orden con respecto a la concentración de ozono disuelto, con una constante efectiva de velocidad de consumo de ozono (k_T) [tiempo⁻¹].^{5,6} Esta expresión puede ser escrita como:

$$-dC_{O_3}/dt = k_T C_{O_3} \quad (1)$$

La expresión describe una cinética de pseudoprimer orden y es la base del desarrollo de la técnica para la determinación de ozono disuelto, que nos ocupa en este trabajo. Si se considera que:

$$-dC_{O_3}/dt = k_T C_{O_3}(\text{promedio}) \quad (2)$$

$$-dC_{O_3}/dt = 1/\epsilon b (A_i - A_f)/t \quad (3)$$

$$C_{O_3}(\text{promedio}) = 1/\epsilon b (A_i + A_f)/2 \quad (4)$$

Entonces igualando términos y organizando queda la expresión siguiente:

$$k_T = 2 (A_i - A_f)/t (A_i + A_f) \quad (5)$$

donde:

A_i : absorbancia inicial

A_f : absorbancia final

ϵ : coeficiente de extinción del ozono en agua (L/mol · cm)

b : ancho de la cubeta (cm)

Partiendo de la expresión (5) y teniendo en cuenta los ajustes de la técnica que se propone la determinación de k_T está dada por la expresión siguiente:

$$k_T = 2 \omega [(A_i - A_f) / (A_i + A_f)] \quad (6)$$

donde:

ω : factor, que depende de la relación de volúmenes de solución concentrada de ozono y de la muestra de agua, además del tiempo de la medición.

Se preparó una solución con una concentración de ozono disuelto en agua de alrededor de 3,25 mg/L, burbujeando una corriente gaseosa de ozono-oxígeno en un reactor termostataado de vidrio con una capacidad de 100 mL, el cual está provisto de un difusor de vidrio poroso y una toma de muestras. Volúmenes conocidos de esta solución y de diferentes muestras de agua a analizar son transferidos a una cubeta termostataada y rápidamente mezclados. En ese momento se comienza la medición. La velocidad de consumo del ozono disuelto en las muestras de agua fue medida a 256 nm de manera continua durante 2 min, empleando un espectrofotómetro modelo Unicam 8500.

Las mediciones de la concentración de ozono disuelto fueron realizadas en una cubeta de 12 mL de capacidad con 4 cm de paso óptico. La temperatura dentro de la cubeta fue controlada por el aditamento termostataado del espectrofotómetro. Se trabajó con las temperaturas siguientes: 15, 20, 25 y 30 °C \pm 0,5 °C. La mezcla ozono-oxígeno fue producida por un generador de ozono modelo Labo-Trailigaz. Para la obtención del valor de la constante efectiva se realizaron repeticiones (siempre más de cinco) y a las muestras así obtenidas se les determinó la media, la varianza y la desviación estándar,⁸ los valores reportados ofrecen los intervalos de confianza para un 95 %.

Determinación del consumo de ozono disuelto por el método de decoloración del índigo⁹

Volúmenes conocidos de una solución concentrada de ozono en agua y de muestras del agua a analizar, se añaden en un balón de 500 mL, colocado en un baño termostataado. El balón posee dos entradas esmeriladas, una permite colocar el agitador para garantizar la homogeneidad de la mezcla y la otra permite tomar muestras para determinar la concentración de ozono disuelto.

Se toman muestras de 1 mL, cada 2 min durante los primeros 10 min, posteriormente cada 5 min hasta completar 30 min. Las muestras se añaden en matraces aforados de 10 mL que contienen 1 mL de solución de índigo y se completa el volumen con agua bidestilada, la cual también se emplea como blanco. Las mediciones de la concentración de ozono disuelto se

basan en la decoloración del índigo, método propuesto por Bader y Hoigné.⁹ Las mediciones de absorbancia se realizaron a 600 nm en un espectrofotómetro modelo Unicam-8700. La concentración de ozono disuelto (CO_{3L}) puede calcularse por la expresión siguiente:

$$CO_{3L} = (A_B - A_M) V / \epsilon \cdot b \cdot V_M \quad (7)$$

donde:

A_B y A_M : absorbancia del blanco y de la muestra respectivamente.

V y V_M : volumen total y de la muestra respectivamente (mL).

ϵ : coeficiente de extinción molar del índigo en el agua (L/mol · cm).

b : paso óptico de la cubeta (cm).

La temperatura se controló a $20 \pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C}$, tanto en la preparación de la solución concentrada de la muestra de agua a analizar como durante el seguimiento de la reacción. Este método es similar al utilizado por Yurteri y Gurol⁵ a igual temperatura.

Los resultados experimentales de concentración de ozono disuelto contra tiempo obtenidos, se grafican (en escala semilogarítmica) y se verifica, que la reacción es de primer orden respecto a la concentración de ozono disuelto, siendo la pendiente de la línea recta igual al valor de k_T .

Estimación del tiempo de vida media del ozono en el agua ($t_{1/2}$)

Se utiliza la expresión:¹

$$t_{1/2} = \ln 2 / k_T [\text{tiempo}] \quad (8)$$

Determinación del consumo de ozono disuelto aplicando relaciones o modelos empíricos

Yurteri y Gurol⁵ y Roustan y col.⁶ propusieron relaciones empíricas para la predicción de k_T representadas por las ecuaciones (9) y (10) respectivamente, que dependen de parámetros de calidad del agua, tales como el pH, la AT y el TOC. Las ecuaciones son las siguientes:

$$\log k_T = -3,98 + 0,66 \text{ pH} + 0,61 \log \text{TOC} - 0,42 \log (\text{AT}/10) \quad (9)^5$$

$$\log k_T = -4,0 + 0,29 \text{ pH} + 1,19 \log \text{TOC} + 0,41 \log \text{AT} \quad (10)^6$$

Calidades o fuentes de agua utilizadas

Se utilizó en este estudio agua calidad potable (acueducto) proveniente de una fuente subterránea; la misma se filtra por carbón activado para eliminar el cloro libre residual. Esta agua por lo tanto es un agua de muy buena calidad en cuanto a parámetros físico-químicos y microbiológicos. Las principales características del agua utilizada se presentan en la Tabla 1. El estudio se centró en el análisis de esta agua, ya que la calidad de las aguas a tratar en los diferentes sistemas de tratamiento instalados es buena. Se pueden citar las aguas minerales provenientes de manantiales y pozos como en las embotelladoras, agua de acueducto desionizada o no, posteriormente filtrada por carbón activado en el Centro de Ingeniería Genética y Biotecnología (CIGB), así como agua de pozo filtrada por carbón

activado en el Centro Nacional de Producción de Animales de Laboratorio (CENPALAB). Por otra parte, muestras de agua del pozo del Centro de Investigaciones del Ozono (Pozo Ozono) y del pozo del Centro Nacional de Investigaciones Científicas (Pozo CNIC) fueron también analizadas.

RESULTADOS Y DISCUSION

Consumo de ozono disuelto por el método UV directo

En la Tabla 2 son presentados los valores de la constante de velocidad efectiva (k_T) y el tiempo de vida media a diferentes temperaturas para el agua de acueducto filtrada por carbón activado. Se puede apreciar el efecto de la temperatura, ya que el valor de k_T aumenta y correspondientemente el tiempo de vida media disminuye al incrementar la temperatura del agua, por lo que hay un incremento del consumo de ozono. Debe señalarse que la constante efectiva k_T involucra el efecto global de la reacción del ozono con los sustratos disueltos y la reacción de descomposición del ozono en agua (reacción con los OH^-), ambas reacciones (con sus respectivas constantes) se aceleran con el incremento de la temperatura.

Los valores k_T están en el intervalo de $1,69$ a $6,12 \text{ h}^{-1}$ y el error estándar de las mediciones fue menor del 10 %. Se han reportado⁵ para $20 \text{ }^\circ\text{C}$ valores de k_T para aguas limpias (por ejemplo aguas subterráneas) que están en el orden de 5 h^{-1} o menor, mientras que valores de k_T de aguas superficiales contaminadas pueden exceder 50 h^{-1} .

Tabla 1. Principales características del agua potable filtrada por carbón activado

Temperatura ($^\circ\text{C}$)	27 ± 1	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	80 ± 1
Dureza total (g/m^3 como CaCO_3)	478 ± 10	Color (unidades Pt-Co)	< 5
Alcalinidad total (g/m^3 como CaCO_3)	259 ± 5	Turbiedad (unidades NF)	< 5
TOC (g/m^3)	$3,8 \pm 0,1$	pH	6,9-7,1

Tabla 2. Variación de la constante efectiva k_T como una función de la temperatura del agua

Temperatura ($^\circ\text{C}$)	k_T (h^{-1})	Error (%)	Repeticiones (número)	Tiempo de vida media (min)
15	$1,69 \pm 0,14$	7,6	21	25
20	$2,74 \pm 0,11$	4,0	35	15
25	$4,00 \pm 0,18$	4,3	20	10
30	$6,12 \pm 0,36$	6,5	40	7

Tabla 3. Valores de k_T para agua de diferentes fuentes a la temperatura de 25 °C

Tipo de agua	k_T (h^{-1})	Error (%)	Repeticiones (número)	Tiempo de vida media (min)
Pozo CNIC	$3,96 \pm 0,36$	9,0	12	10,5
Pozo CIO	$6,84 \pm 0,36$	6,82	13	6,0
Agua de acueducto contaminada	$6,66 \pm 0,54$	8,21	10	6,2
Agua acueducto filtrada por CA	$4,00 \pm 0,18$	4,3	20	10

Yurteri y Gurol⁵ reportan que la velocidad de desaparición del ozono es marcadamente menor en soluciones con alcalinidades de 10 a 500 mg/L (expresada como $CaCO_3$), cuando fueron comparadas con soluciones con buffer de fosfato al mismo pH. De igual manera lo reporta Sotelo¹⁰ indicando que la velocidad de desaparición del ozono disuelto en presencia de iones carbonato es menor que en presencia de iones fosfato y sulfato. Queda claro, junto a los estudios realizados por Staehelin y Hoigné,⁷ que los iones carbonato y bicarbonato tienen la capacidad de estabilizar el ozono molecular y representan captos o trampas de radicales (OH^\cdot), los cuales aceleran el consumo de ozono.

En este estudio, junto a la alta calidad del agua, se puede apreciar el efecto de la alta alcalinidad total del agua empleada (con un valor promedio de 259 mg/L) sobre los valores de k_T , al obtener bajos valores para esta constante. Por otra parte, el valor de la energía de activación calculada fue de $62,76 \text{ kJoule} \cdot \text{mol}^{-1}$, el cual se corresponde con los valores de la constante efectiva de velocidad. La ecuación de Arrhenius queda expresada de la forma siguiente:

$$\ln k_T = 18,36 - 7495/T \quad (11)$$

donde:

k_T : (s^{-1}) y T: (K)

$r = 0,96$; DE = 0,1253; n = 116

Este procedimiento permite determinar experimentalmente con una alta precisión los valores de k_T , además es una herramienta útil y relativamente fácil de usar para realizar la medición de este importante parámetro.

En la Tabla 3 se presentan los valores de k_T y el tiempo de vida media para aguas de diferentes fuentes a la temperatura de 25 °C hallados por el método UV directo. Se puede apreciar que el método es sensible al cambio de la calidad del agua. Los análisis se realizaron en el mismo período, para evitar cambios en la composición del agua debido a la estación del año.

Los resultados demuestran, que el agua de acueducto filtrada por carbón activado ($k_T = 4,0 \text{ h}^{-1}$) y del pozo CENIC ($k_T = 3,96 \text{ h}^{-1}$) son las de mejor calidad, con un mayor tiempo de vida media del ozono residual, indicando un menor consumo de ozono en estas aguas, respecto a la del pozo CIO sin ningún tratamiento previo y prácticamente en desuso y al agua de acueducto contaminada en el momento del experimento con *Pseudomonas aeruginosa* a una concentración de 10^2 UFC/mL .

Consumo de ozono disuelto por el método del índigo

Por este método sólo se evaluó el agua de acueducto filtrada por carbón activado. Los resultados experimentales de concentración de ozono disuelto contra tiempo obtenidos se graficaron y se verificó que la reacción es de primer orden respecto a la concentración de ozono disuelto. En la Figura 1 se presenta un ejemplo a modo de ilustración.

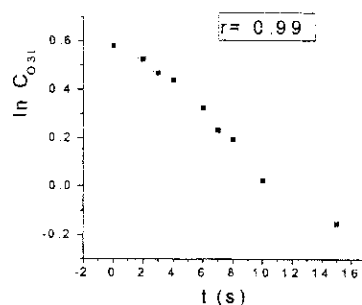


Fig. 1. Variación de la concentración de ozono disuelta con el tiempo

Se obtuvo un valor de k_T igual a $2,48 \pm 0,4 \text{ h}^{-1}$ (17 % de error y 11 repeticiones) para el agua analizada, a partir del método del índigo a 20 °C. El valor de k_T estimado por este método es menor que el obtenido por el método UV directo, el cual fue de $2,74 \text{ h}^{-1}$ a igual temperatura. Esta diferencia debe ser atribuida a la manera en que se realiza la determinación de k_T por ambos métodos. Los dos mé-

todos requieren de la disolución del ozono pero el método UV directo propuesto en este estudio presenta varias ventajas ya que es más rápido, requiere de menor manipulación durante la determinación, no necesita de la solución de índigo, la instalación experimental es mucho más sencilla, se trabaja con un menor volumen de muestra y permite realizar un gran número de repeticiones respecto al método de índigo, además cuando se extrae la muestra de agua con ozono disuelto para ser añadida en los matraces aforados que contienen la solución de índigo puede haber pérdida de ozono, por lo que se mide un valor de ozono disuelto menor. Por lo antes expuesto se recomienda realizar la determinación por el método que se propone en este trabajo.

Consumo de ozono disuelto aplicando relaciones o modelos empíricos

Teniendo en cuenta los valores promedios de los parámetros pH, AT y TOC del agua de acueducto y filtrada por carbón activado, que se corresponden con los valores: 7,0, 259 g/m^3 como $CaCO_3$ y 2,5 g/m^3 respectivamente, los valores k_T fueron estimados a partir de las relaciones propuestas por Yurteri y Gurol,⁵ así como la de Roustan y col.,⁶ que resultaron 1,95 y $0,31 \text{ h}^{-1}$, respectivamente, por lo que, un valor mucho menor fue obtenido por la relación de Roustan ($0,31 \text{ h}^{-1}$) respecto al valor de $1,69 \text{ h}^{-1}$ obtenido por el método que se propone a igual temperatura (15 °C). Hay que tener en cuenta que esta relación empírica fue obtenida para un intervalo de AT de 75 a 150 mg/L, es decir para un agua menos alcalina que las aguas que nos ocupan, este hecho marca una limitación para su uso y se evidencia en la diferencia del valor de k_T obtenido. Otro aspecto que debe influir es la presencia de un signo positivo delante del coeficiente de AT, los iones carbonato y bicarbonato responsables de la alcalinidad de un agua

actúan como captosres de radicales OH⁻, por lo que retardan la reacción del ozono en agua, por lo que el signo negativo del coeficiente de la AT como aparece en la relación de los otros autores es más adecuada a nuestro criterio. Por otra parte también fue obtenido un valor de k_T menor a partir de la relación de Yurteri y Guro⁵ (1,95 h⁻¹) respecto al valor de 2,74 h⁻¹, el cual resultó del método que se propone a igual temperatura (20 °C).

Estos resultados en general indican que estas relaciones tienen que ser utilizadas con cuidado para estimar el valor de k_T a las temperaturas señaladas. Además ambas relaciones sólo consideran la influencia de los parámetros señalados; sin embargo se conoce que hay muchos efectos sinérgicos que hay que tener en cuenta; este aspecto junto al hecho de que el valor de la temperatura del agua en los sistemas de tratamiento en Cuba es superior al valor en que fueron obtenidas las relaciones, permite plantear, que es mejor realizar la determinación experimental de la cinética de con-

sumo de ozono en el agua de interés por el método propuesto.

CONCLUSIONES

Se propone un método para la determinación con alta precisión y relativa facilidad de la constante efectiva de velocidad k_T basado en la medición directa del ozono disuelto por espectrofotometría UV.

Los bajos valores de k_T obtenidos para el agua de acueducto filtrada por carbón activado, se corresponden con la buena calidad del agua y con la alta alcalinidad total que posee.

La relación estrecha entre calidad del agua, el consumo de ozono (dado por la k_T) y el tiempo de vida media del ozono residual quedó corroborada en correspondencia con lo planteado por otros autores.

REFERENCIAS

1. Hoigné J. and Bader H. Characterization of water quality criteria for ozonation processes. Part II: lifetime of added ozone. *Ozone Science & Engineering*, 16, 121, 1994.

2. Richard Y. Ozone water demand test. *Ozone Science & Engineering*, 16, 355, 1994.

3. Roustan M., Debellefontaine H. and Do-Quang Z. Development of a method of ozone Demand of a water. *Ozone Science & Engineering*, 20, 513, 1998.

4. Roche P., Wolk C., Carbone F. and Paillard H. Water oxidation by ozone or ozone/hydrogen peroxide using the OZO-TEST or PEROXTEXT methods. *Ozone Science & Engineering*, 16, 135, 1988.

5. Yurteri C. and Guro⁵ M. Ozone consumption in natural waters; effects of background organic matter, pH and carbonate species. *Ozone Science & Engineering*, 10, 277, 1988.

6. Roustan M. Wang Y. and Wolber D. Modeling hydrodynamics and mass transfer parameters in a continuous ozone bubble column. *Ozone Science & Engineering*, 18, 99, 1996.

7. Staehelin J. and Hoigné J. Decomposition of ozone in water in the presence of organic solutes acting as promoters and inhibitors of radical chain reactions. *Environmental Science & Technology*, 19, 1206, 1985.

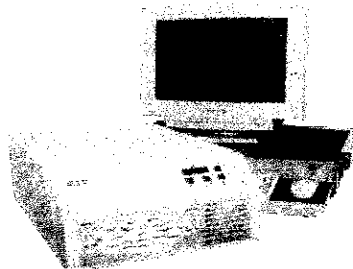
8. Ostle B. Estadística Aplicada. Ed. Científico Técnica, Ciudad de La Habana, 43-45, 1984.

9. Bader H. and Hoigni J. Determination of ozone in water by the indigo method. *Water Research* 15, 449, 1981.

10. Sotelo J., Beltrán F. and González M. Effect of high salt concentrations on ozone decomposition in water. *J. Envir. Sci. Hlth Part A Envir. Sci. Engng A24*, 823, 1989.

EQUIPOS PARA ELECTROENCEFALOGRAFIA DIGITAL

Medicid



POTENCIA Y FLEXIBILIDAD

- ⇒ EEG CUANTITATIVO Y MAPEO CEREBRAL
- ⇒ VIDEO EEG
- ⇒ CLASIFICACION AUTOMATICA DE ETAPAS DEL SUEÑO
- ⇒ MONITOREO INTRAOPERATORIO Y DE CUIDADOS INTENSIVOS
- ⇒ POTENCIALES PROVOCADOS SENSORIALES Y COGNITIVOS



Teléfonos: (537) 33 6568; 21 7442; 21 7390 Fax: (537) 33 6707
 E-mail: neuronica@cneuro.edu.cu Apartado postal 180041 Ave. 25 y 158 Playa, Ciudad de La Habana, Cuba.