



DESARROLLOS DE NIVELES GUÍA NACIONALES DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE CORRESPONDIENTES A ANTIMONIO

Julio 2004

INDICE

	<i>pág.</i>
I) Aspectos generales	I.1
II) Niveles guía de calidad de agua ambiente para fuentes de provisión de agua para consumo humano correspondientes a antimonio	II.1
II.1) <i>Introducción</i>	II.1
II.2) <i>Cálculo del nivel guía de calidad de agua para consumo humano</i>	II.1
II.3) <i>Remoción esperable de las tecnologías de tratamiento</i>	II.2
II.4) <i>Especificación de niveles guía de calidad de agua para la fuente de provisión</i>	II.2
II.4.1) <i>Fuente superficial con tratamiento convencional</i>	II.2
II.4.2) <i>Fuente superficial con tratamientos especiales</i>	II.3
II.4.3) <i>Fuente subterránea sin tratamiento o cuando éste consiste en una cloración (tratamiento convencional) u otra técnica de desinfección</i>	II.3
II.4.4) <i>Fuente subterránea con tratamientos especiales</i>	II.3
II.5) <i>Categorización de las aguas superficiales y subterráneas en cuanto a su uso como fuente de provisión para consumo humano</i>	II.3
III) Nivel guía de calidad de agua ambiente para protección de la biota acuática correspondiente a antimonio (aplicable a agua dulce)	III.1
III.1) <i>Introducción</i>	III.1
III.2) <i>Derivación del nivel guía de calidad para protección de la biota acuática</i>	III.1
III.2.a) <i>Selección de especies</i>	III.2
III.2.b) <i>Cálculo del Valor Agudo Final</i>	III.3
III.2.c) <i>Cálculo del Valor Crónico Final</i>	III.4
III.3) <i>Establecimiento del nivel guía de calidad para antimonio correspondiente a protección de la biota acuática</i>	III.4
IX) Técnicas analíticas asociadas a la determinación de antimonio	IX.1
X) Referencias	X.1
XI) Historial del documento	XI.1



I) ASPECTOS GENERALES

En las condiciones usuales de las aguas aeróbicas el antimonio se encuentra presente en los estados de oxidación +3 y +5. En el primero de ellos origina sales complejas con ácidos inorgánicos y orgánicos. También forma antimonitos y antimoniatos, en estados de oxidación +3 y +5, respectivamente, que en las condiciones usuales de las aguas superficiales son relativamente estables en forma disuelta.

La afinidad del antimonio con arcillas y otros minerales es promotora de la remoción de aquél de la columna de agua por procesos de adsorción en material sedimentario. Esta remoción también puede darse por coprecipitación con óxidos hidratados de hierro, manganeso y aluminio (U.S. EPA, 1979).

En ambientes reductores puede darse la formación de estibina (estado de oxidación -3), que es una especie química volátil (U.S. EPA, 1979).

La ocurrencia de antimonio se manifiesta en aguas superficiales en pequeñas concentraciones, pudiendo atribuirse la misma a aportes naturales derivados de la meteorización de material rocoso y a aportes antropogénicos constituidos esencialmente por efluentes líquidos de la actividad minera y otros procesos industriales y por emisiones gaseosas de fuentes de producción diversas (U.S. EPA, 1980; Health and Welfare Canada, 1980). La información disponible refiere una concentración promedio de antimonio en aguas superficiales de E.E.U.U. igual a 1,1 mg/l (U.S. EPA, 1980). En aguas superficiales de Canadá las concentraciones de antimonio se ubican en el rango < 0,001 - 9,1 mg/l, comprendiendo este rango datos relativos a determinaciones en muestras filtradas y sin filtrar (NAQUADAT, 1985).

Si bien no se cuenta con información sobre ocurrencia de antimonio en el agua ambiente de la República Argentina, las vías de aporte antes mencionadas indican su potencial presencia en aquella.



II) NIVELES GUIA DE CALIDAD PARA FUENTES DE PROVISION DE AGUA PARA CONSUMO HUMANO CORRESPONDIENTES A ANTIMONIO

II.1) Introducción

El antimonio no es un elemento esencial para la vida humana, dependiendo su toxicidad la misma del estado de oxidación en que se encuentra. En general, las formas antimoniales que corresponden al estado de oxidación +3 manifiestan mayor toxicidad que las correspondientes al estado de oxidación +5.

Con respecto a la acción tóxica del antimonio por vía oral, no existe información abundante. Los datos disponibles, provenientes de estudios experimentales sobre mamíferos expuestos a formas antimoniales correspondientes al estado de oxidación +3, permiten definir un umbral de toxicidad para el estado antedicho, no habiendo evidencia de carcinogenicidad.

En virtud de lo expuesto precedentemente, se encuadra el cálculo del nivel guía de calidad de agua para consumo humano en la metodología definida para un tóxico con umbral. Teniendo en cuenta la ocurrencia del antimonio en ambos estados de oxidación, +3 y +5, y la apreciable estabilidad de los antimonitos y antimoniatos en las condiciones típicas de potenciales redox de las aguas superficiales, para el cálculo antedicho se asume un criterio conservador, considerando como la ingesta total admisible de antimonio la derivada de los estudios de exposición a antimonio (+3).

II.2) Cálculo del nivel guía de calidad de agua para consumo humano

De acuerdo a lo expuesto, para este cálculo se toma una ingesta diaria tolerable (IDT) de antimonio igual a $0,4 \mu\text{g}/(\text{kg masa corporal} * \text{d})$. Tal ingesta está basada en el menor nivel de exposición para el cual se observan efectos adversos (LOAEL) surgido del estudio de Schroeder et al. (1970): $0,35 \text{ mg}/(\text{kg masa corporal} * \text{d})$, valor relacionado con descenso de la longevidad y alteraciones de las concentraciones de glucosa y colesterol en sangre en ratas sometidas a exposición crónica oral a antimonio (+3), y en un factor de incertidumbre igual a 1000 (U.S. EPA, IRIS, 1992).

Asumiendo una masa corporal (MC) igual a 60 kg, un consumo diario de agua por persona (C) igual a 2 l/d y un factor de asignación de la ingesta diaria tolerable al agua de bebida (F) igual a 0,1 (OMS, 1995), se calcula el nivel guía de calidad para antimonio en agua de bebida (NGAB) según:

$$\text{NGAB} \leq \text{IDT} * \text{MC} * \text{F}/\text{C}$$

resultando:

$$\text{NGAB (Antimonio)} \leq 1,2 \mu\text{g/l}$$



II.3) *Remoción esperable de las tecnologías de tratamiento*

Si bien no se dispone de información específica sobre remoción de antimonio en sistemas de potabilización de aguas, su similitud química con el arsénico hace que pueda esperarse de los métodos de tratamiento aplicados para este último capacidades similares de remoción de antimonio (CCME, 1996).

En base a lo antedicho, se exponen en el Cuadro II.1 eficiencias esperables de algunas tecnologías de tratamiento aplicables a la remoción de antimonio.

CUADRO II.1 – REMOCION DE ANTIMONIO. EFICIENCIAS DE TECNOLOGIAS DE TRATAMIENTO

TRATAMIENTO	REMOCION ESPERABLE	OBSERVACIONES	REFERENCIAS
Coagulación/ floculación	20-80 %, para estado de oxidación +3	Eficiencia esperable basada en remoción de arsénico	U.S. EPA, 1990
	> 80 %, para estado de oxidación +5	Eficiencia esperable basada en remoción de arsénico	
Ablandamiento con cal	20-80 %, para estado de oxidación +3	Eficiencia esperable basada en remoción de arsénico	U.S. EPA, 1990
	> 80 %, para estado de oxidación +5	Eficiencia esperable basada en remoción de arsénico	
Osmosis inversa	20 – 80 %, para estado de oxidación +3	Eficiencia esperable basada en remoción de arsénico	U.S. EPA, 1990
	> 80 %, para estado de oxidación +5	Eficiencia esperable basada en remoción de arsénico	
Alumina activada	> 80 %, para estado de oxidación +3	Eficiencia esperable basada en remoción de arsénico	U.S. EPA, 1990

Nota:

Ha sido indicada, para el arsénico, la conveniencia de convertir la porción en estado de oxidación +3 a +5, lo cual puede lograrse mediante agentes oxidantes como Cl₂ o KMnO₄ (Shen, 1973; Sorg and Logsdon, 1978; U.S. EPA, 1978).

II.4) *Especificación de niveles guía de calidad de agua para la fuente de provisión*

Se especifican a continuación niveles guía para antimonio en la fuente de provisión (NGFP) corresponden a diversos escenarios.

II.4.1) *Fuente superficial con tratamiento convencional:*

Según lo expuesto en el Cuadro II.1, la remoción esperable de antimonio es dependiente de su estado de oxidación. Asumiendo la práctica del proceso de potabilización en su forma convencional, sin oxidación del estado de oxidación +3 al +5, con lo cual se considera que la



remoción de antimonio total es no menor que 20 %, se especifica el siguiente nivel guía de calidad para antimonio total en la fuente de provisión, referido a la muestra de agua filtrada:

$$\text{NGFP (Antimonio total)} \leq 1,5 \mu\text{g/l}$$

II.4.2) Fuente superficial con tratamientos especiales:

Para casos en que se apliquen tratamientos que puedan verificar remociones de antimonio total no menores que 80 %, se especifica el siguiente nivel guía de calidad para antimonio total en la fuente de provisión, referido a la muestra de agua filtrada:

$$\text{NGFP (Antimonio total)} \leq 6 \mu\text{g/l}$$

II.4.3) Fuente subterránea sin tratamiento o cuando éste consiste en una cloración (tratamiento convencional) u otra técnica de desinfección:

En el caso de aguas subterráneas con condiciones de aptitud microbiológica para consumo directo o que requieran un tratamiento de desinfección, se especifica el siguiente nivel guía de calidad para antimonio total en la fuente de provisión, referido a la muestra de agua sin filtrar:

$$\text{NGFP (Antimonio total)} \leq 1,2 \mu\text{g/l}$$

II.4.4) Fuente subterránea con tratamientos especiales:

Para casos en que se apliquen tratamientos que puedan verificar remociones de antimonio total no menores que 80 %, se especifica el siguiente nivel guía de calidad para antimonio total en la fuente de provisión, referido a la muestra de agua filtrada:

$$\text{NGFP (Antimonio total)} \leq 6 \mu\text{g/l}$$

II.5) Categorización de las aguas superficiales y subterráneas en cuanto a su uso como fuente de provisión para consumo humano

En el Cuadro II.2 se establece una categorización de las fuentes de provisión de agua para consumo humano en función de las concentraciones de antimonio total.



CUADRO II.2 – CATEGORIZACION DE LAS FUENTES DE PROVISION DE AGUA PARA CONSUMO HUMANO EN FUNCION DE LAS CONCENTRACIONES DE ANTIMONIO TOTAL ($C_{Sb\ total}$)

FUENTE	CATEGORIA	CONDICIONES DE CALIDAD
SUPERFICIAL	Calidad apropiada con tratamiento convencional	$C_{Sb\ total} \leq 1,5 \mu\text{g/l}$ (1)
SUPERFICIAL	Calidad condicionada a la aplicación de tratamientos especiales que verifiquen remociones de antimonio total no menores que 80 %	$1,5 \mu\text{g/l} < C_{Sb\ total} \leq 6 \mu\text{g/l}$ (1)
SUPERFICIAL	Calidad inapropiada. Requerimiento de acciones de restauración de calidad de la fuente	$C_{Sb\ total} > 6 \mu\text{g/l}$ (1)
SUBTERRANEA	Calidad apropiada para consumo directo o para cuando el uso esté condicionado a la aplicación de una técnica de desinfección	$C_{Sb\ total} \leq 1,2 \mu\text{g/l}$ (2)
SUBTERRANEA	Calidad condicionada a aplicación de tratamientos especiales que verifiquen remociones de antimonio total no menores que 80 %	$1,2 \mu\text{g/l} < C_{Sb\ total} \leq 6 \mu\text{g/l}$ (1)
SUBTERRANEA	Calidad inapropiada. Requerimiento de acciones de restauración de calidad de la fuente	$C_{Sb\ total} > 6 \mu\text{g/l}$ (1)

Notas:

(1): Referida a la muestra de agua filtrada

(2): Referida a la muestra de agua sin filtrar



III) NIVEL GUIA DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE PARA PROTECCION DE LA BIOTA ACUATICA CORRESPONDIENTE A ANTIMONIO (APLICABLE A AGUA DULCE)

III.1) *Introducción*

Los invertebrados bentónicos muestran diferentes reacciones ante el antimonio, debidas en parte a su comportamiento alimenticio y en parte a sus características morfológicas ya que, por ejemplo, la presencia de cutícula puede actuar como barrera física (Mori et al., 1999). Esto explicaría la ausencia en lugares muy contaminados por este metal de ciertas especies larvales cuyas branquias externas están altamente expuestas a la contaminación (Mori et al., 1999).

Con respecto a los efectos tóxicos agudos, entre los invertebrados, la especie más sensible resulta ser el crustáceo *Daphnia magna*, con una concentración letal para el 50% de los individuos expuestos (CL₅₀) igual a 5 mg/l (Doe et al., 1987). La especie más resistente es el oligoqueto *Tubifex tubifex*, con una concentración para la cual se observan efectos tóxicos adversos en el 50% de los individuos expuestos (CE₅₀) igual a 920 mg/l (Khangarot, 1991). Para vertebrados, la especie más sensible resultó ser el pez *Pimephales promelas*, con una CL₅₀ (96 hs) igual a 9 mg/l (Tarzwell and Henderson, 1960), siendo la especie más resistente otro pez, *Lepomis macrochirus*, con una CL₅₀ (96 hs) igual a 440 mg/l (Buccafusco et al., 1981).

Son pocos los trabajos existentes sobre toxicidad crónica, habiéndose reportado para *Daphnia magna* una CL₅₀ (30 d) igual a 2700 µg/l (Doe et al., 1987). Con respecto a los vertebrados, Kimball (1978) importó para *Pimephales promelas* una concentración para la cual no se observan efectos (NOEC) igual a 4500 µg/l.

En cuanto a algas y plantas acuáticas se seleccionaron sólo 2 datos de toxicidad correspondientes a dos especies de algas: *Microcystis aeruginosa*, para la que se ha reportado el valor 50 mg/l como menor concentración para la que se observan efectos (LOEC) (Bringmann y Kuhn, 1978) y *Scenedesmus quadricauda*, con un valor reportado como LOEC igual a 2120 mg/l (Bringmann y Kuhn, 1978).

Con respecto a la bioconcentración del único dato disponible es el informado por Doe et al. (1987) en referencia a la especie *Oncorhynchus mykiss*, para la que se ha reportado un factor de bioconcentración igual a 3,4.

III.2) *Derivación del nivel guía de calidad para protección de la biota acuática*

Dado que no se cuenta con suficientes datos de toxicidad crónica para calcular directamente el Valor Crónico Final para antimonio, se efectúa este cálculo a partir de datos de toxicidad aguda y de relaciones toxicidad aguda/crónica (ACR) estimables.



III.2.a) Selección de especies

En la Tabla III.1 se exponen 20 datos asociados a manifestaciones de toxicidad aguda del antimonio sobre animales acuáticos, que corresponden a CL₅₀ o CE₅₀. En la Tabla III.2 se presentan 2 datos asociados a efectos tóxicos inherentes a algas. Por otra parte, en la Tabla III.3 se exponen los datos para la estimación de las relaciones toxicidad aguda/crónica (ACR) correspondientes a una familia de invertebrados y dos familias de peces. El conjunto de datos seleccionados se considera apropiado en virtud de cubrir un rango razonable de grupos taxonómicos, a saber: cuatro familias de peces (*Cyprinidae*, *Salmonidae*, *Centrarchidae* y *Cichlidae*), una de crustáceos (*Daphnidae*), una de nematodos (*Rhabditidae*), una de anélidos (*Tubificidae*) y dos de algas (*Chocoococcaceae* y *Scenedesmaceae*).

TABLA III.1 - CONCENTRACIONES DE ANTIMONIO ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS AGUDOS SOBRE LAS ESPECIES DE ANIMALES ACUATICOS SELECCIONADAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL NIVEL GUIA CORRESPONDIENTE

Espece	Familia	Concentración asociada a toxicidad aguda [µg/l]	Valor Agudo Medio para cada especie (SMAV) [µg/l]	Referencia
<i>Caenorhabditis elegans</i>	<i>Rhabditidae</i>	20000	20000	Williams and Dusenbery, 1990
<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnidae</i>	5000		Doe et al., 1987
<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnidae</i>	6700		Doe et al., 1987
<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnidae</i>	10100		Kimball, 1978
<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnidae</i>	14000		Kimball, 1978
<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnidae</i>	20000		Anderson, 1948
<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnidae</i>	23500	11427	Kimball, 1978
<i>Lepomis macrochirus</i>	<i>Centrarchidae</i>	440000	440000	Buccafusco ET AL., 1981
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	37000	37000	Doe et al., 1987
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	9000		Tarzwel and Henderson, 1960
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	12000		Tarzwel and Henderson, 1960
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	17000		Tarzwel and Henderson, 1960
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	20000		Tarzwel and Henderson, 1960
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	21000		Kimball, 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	22700		Kimball, 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	80000	20258	Tarzwel and Henderson, 1960
<i>Tilapia mossambica</i>	<i>Cichlidae</i>	35500	35500	Lin and Hwang, 1998
<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Tubificidae</i>	108000		Khargarot, 1991
<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Tubificidae</i>	678000		Khargarot, 1991.
<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Tubificidae</i>	920000	406893	Khargarot, 1991



TABLA 2 - CONCENTRACIONES DE ANTIMONIO ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS SOBRE LAS ESPECIES DE PLANTAS Y ALGAS ACUATICAS SELECCIONADAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL NIVEL GUIA Y VALOR FINAL PARA PLANTAS (FPV)

<i>Especie</i>	Familia	Concentración asociada a efectos tóxicos [µg/l]	Referencia
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Chlorellaceae</i>	50000	Bringmann and Kuhn, 1978
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Scenedesmaceae</i>	2120000	Bringmann and Kuhn, 1978

TABLA III.3 - CONCENTRACIONES DE ANTIMONIO ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS AGUDOS Y CRONICOS SELECCIONADAS PARA EL CALCULO DE RELACIONES TOXICIDAD AGUDA/CRONICA

Especie	Concentración asociada a toxicidad aguda [µg/l]	Concentración asociada a toxicidad crónica [µg/l]	Relación Toxicidad Aguda/ Crónica para cada especie (SACR)	Referencia
<i>Daphnia magna</i>	5788 (1)	1449 (1)	4	Doe et al., 1987
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	37000	16000	2,3	Doe et al., 1987
<i>Pimephales promelas</i>	20258 (1)	3246 (1)	6,2	Kimball, 1978

Nota:

(1) Corresponde a la media geométrica de los valores reportados por el autor

III.2.b) Cálculo del Valor Crónico Final

El Valor Agudo Final se calcula de acuerdo al procedimiento descrito en la metodología cuando la toxicidad de una sustancia no está asociada a las características del agua, dado que no hay evidencia en sentido contrario para el antimonio. A partir de los datos que se exhiben en la Tabla III.1, se determinan los valores agudos medios para cada especie (SMAV), que se presentan en la tabla antedicha, y género (GMAV), que se exponen en la Tabla III.4 ordenados crecientemente, junto a su número de orden, R, y a las correspondientes probabilidades acumulativas, P_R , siendo $P_R = R/(N + 1)$.

TABLA III.4- ANTIMONIO: PROBABILIDAD ACUMULATIVA (P_R) Y VALOR AGUDO MEDIO PARA CADA GENERO (GMAV)

Género	GMAV [µg/l]	P_R	R
<i>Daphnia</i>	11427	0,14	1
<i>Caenorhabditis</i>	20000	0,29	2
<i>Pimephales</i>	20258	0,43	3
<i>Tilapia</i>	35500	0,57	4
<i>Tubifex</i>	406893	0,71	5
<i>Lepomis</i>	440000	0,86	6



De acuerdo al esquema metodológico establecido, el análisis de regresión de los GMAV correspondientes a los números de orden 1, 2, 3 y 4 arroja los siguientes resultados para la pendiente (b), la ordenada al origen (a) y la constante (k):

$$b = 2,84$$

$$a = 8,26$$

$$k = 8,89$$

Calculando el valor Agudo Final (FAV) según:

$$FAV = e^k$$

resulta:

$$FAV = 7290 \mu\text{g/l}$$

III.2.c.) Cálculo del Valor Crónico Final

Sobre la base de los datos de toxicidad aguda y crónica que se exhiben en la Tabla III.3, se determinan las relaciones toxicidad aguda/crónica para cada especie (SACR) para *Daphnia magna*, *Oncorhynchus mykiss* y *Pimephales promelas*. Las relaciones resultantes están comprendidas en el intervalo 2,3 – 6,2, correspondiendo los límites del mismo a *Oncorhynchus mykiss* y *Pimephales promelas*, respectivamente.

El cálculo de la media geométrica de las SACR determina una relación final toxicidad aguda/crónica (FACR) igual a 3,86.

Dividiendo el FAV calculado (7290 $\mu\text{g/l}$) por la FACR previamente determinada (3,85), se obtiene para antimonio el siguiente Valor Crónico Final (FCV):

$$FCV = 1,9 \text{ mg/l}$$

III.3) Establecimiento del nivel guía de calidad para antimonio correspondiente a protección de la biota acuática

En virtud de que el Valor Crónico Final (FCV) no supera al Valor Final para Plantas (FPV) que resulta de la Tabla III.2 (50000 $\mu\text{g/l}$) pero sí supera a la media geométrica de los valores de toxicidad crónica para *Daphnia magna* (1449 $\mu\text{g/l}$), se toma este último valor como base para especificar el nivel guía de calidad para antimonio a los efectos de protección de la biota acuática (NGPBA), referido a la muestra de agua filtrada, que resulta:

$$\text{NGPBA (Antimonio total)} \leq 1,45 \text{ mg/l}$$



IX) TECNICAS ANALITICAS ASOCIADAS A LA DETERMINACION DE ANTIMONIO

En la Base de Datos “Técnicas Analíticas” pueden ser seleccionados métodos analíticos validados para evaluar la cumplimentación de los niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente derivados para antimonio.



X) REFERENCIAS

Anderson, B.G. 1948. The Apparent Thresholds of Toxicity to *Daphnia magna* for Chlorides of Various Metals When Added to Lake Erie Water. *Trans.Am.Fish.Soc.* 78:96-113. . En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.

Bringmann, G., and R. Kuhn. 1978. Limiting Values for the Noxious Effects of Water Pollutant Material to Blue Algae (*Microcystis aeruginosa*) and Green Algae (*Scenedesmus quadricauda*) in Cell Propagation Inhibition Test. *Vom Wasser* 50:45-60. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.

Buccafusco, R.J., S.J. Ells and G.A. LeBlanc. 1981. Acute Toxicity of Priority Pollutants to Bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Bull.EnvIRON.Contam.Toxicol.* 26(4):446-452. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.

Doe, K.G., W.R. Parker, S.J. Ponsford and J.D.A. Vaughan. 1987. The acute and chronic toxicity of antimony to *Daphnia magna* and rainbow trout. Environmental Protection Service. Conservation and Protection, Environment Canada. 45 Alderney Drive, Dartmouth, Nova Scotia. B2Y 2N6.

Health and Welfare Canada. 1980. Antimony. In Guidelines for Canadian Drinking Water Quality 1978. Supporting Documentation. Supply and Services Canada, Ottawa. pp. 147-157. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.

Khangarot, B.S. 1991. Toxicity of metals to a Freshwater Tubificid Worm, *Tubifex tubifex* (Muller). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46:906-912. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.

Kimball, G. 1978. The effects of lesser known metals and one organic to fathead minnows (*Pimephales promelas*) and *Daphnia magna*. Manuscript, Dep. of Entomology, Fisheries and Wildlife, University of Minnesota, Minneapolis, M N:88. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.

Lin, H.C. and P.P. Hwang. 1998. Acute and Chronic Effects of Antimony Chloride (SbCl₃) on Tilapia (*Oreochromis mossambicus*) Larvae. *Bull.EnvIRON.Contam.Toxicol.* 61(1):129-134. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.

Migon, C., C. Mori, A. Orsini and R. Tian. 1995. Arsenic and antimony contamination in a riverine environment affected by an abandoned realgar mine. *Toxicol. Envir. Chem.* 52:221-230. En: Mori, Ch., A. Orsini and Ch. Migon. 1999. Impact of arsenic and antimony contamination on benthic invertebrates in a minor Corsican river. *Hydrobiologia* 392:73-80.

Mori, Ch., A. Orsini and Ch. Migon. 1999. Impact of arsenic and antimony contamination on benthic invertebrates in a minor Corsican river. *Hydrobiologia* 392:73-80.

NAQUADAT. 1985. National Water Quality Data Bank. 1985. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.

OMS (Organización Mundial de la Salud). 1995. Guías para la calidad del agua potable. Segunda Edición. Volumen I. Recomendaciones.

Schroeder, H.A., M. Mitchner and A.P. Nator. 1970. Zirconium, niobium, antimony, vanadium and lead in rats: Life term studies. *J. Nutrition.* 100: 59-66. En: U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). IRIS (Integrated Risk Information System). January 1, 1992. 0006. Antimony.

Shen, Y.S. 1973. Study of arsenic removal from drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.* 65: 543-548. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.



República Argentina
Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación

Sorg, T.J. and G.S. Logsdon. 1978. Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics: Part 2. J.Am. Water Works Assoc. 70: 379-393. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.

Tarzwel, C.M. and C. Henderson. 1960. Toxicity of Less Common Metals to Fishes. Ind. Wastes 5:12. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). IRIS (Integrated Risk Information System). January 1, 1992. 0006. Antimony.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). March 1990. Office of Drinking Water. Technologies for Upgrading Existing or Designing New Drinking Water Treatment Facilities. EPA/625/4-89/023.

U.S. EPA 1979. Antimony. In Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls, Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029 a. pp 5-1 to 5-8. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.

U.S. EPA 1980. Ambient Water Quality Criteria for Antimony. Office of Water Regulations and Standards Division. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-020. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.

U.S. EPA. 1978. Manual of Treatment for Meeting the Interim Primary Drinking Water Regulations. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA-600/8-77-005. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.

Williams, P.L. and D.B. Dusenbery. 1990. Aquatic Toxicity Testing Using the Nematode, *Caenorhabditis elegans*. Environ.Toxicol.Chem. 9(10):1285-1290. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.



XI) HISTORIAL DEL DOCUMENTO

Fecha de edición original	diciembre 2001
Actualización diciembre 2003	Incorporación de Sección IX
Actualización julio 2004	Incorporación de Sección III