



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

Diciembre 2005

INDICE

	<i>pág.</i>
I) Aspectos generales	I.1
II) Niveles guía de calidad para fuentes de provision de agua para consumo humano correspondientes a cobre	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 para la fuente de provisión</i>	II.2
III) Nivel guía de calidad de agua ambiente para protección de la biota acuática correspondiente a cobre (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.2
III.2.a) <i>Selección de especies</i>	III.2
III.2.b) <i>Cálculo del Valor Crónico Final</i>	III.6
III.2.b.1) <i>Cálculo de la pendiente combinada a utilizar en el ajuste de datos de concentraciones tóxicas (L)</i>	III.6
III.2.b.2) <i>Especificación de la ecuación de cálculo del Valor Crónico Final (FCV) en función de la dureza</i>	III.6
III.3) <i>Establecimiento del nivel guía de calidad para cobre correspondiente a protección de la biota acuática</i>	III.8
IV) Nivel guía de calidad de agua ambiente para protección de la biota acuática correspondiente a cobre (aplicable a agua marina)	IV.1
IV.1) <i>Introducción</i>	IV.1
IV.2) <i>Derivación del nivel guía de calidad para protección de la biota acuática</i>	IV.1
IV.2.a) <i>Selección de especies</i>	IV.2
IV.2.b) <i>Cálculo del Valor Agudo Final</i>	IV.4
IV.2.c) <i>Cálculo del Valor Crónico Final</i>	IV.6
IV.3) <i>Establecimiento del nivel guía de calidad para cobre correspondiente a protección de la biota acuática</i>	IV.6
V) Nivel guía de calidad de agua ambiente para riego correspondiente a cobre	V.1
V.1) <i>Introducción</i>	V.1
V.2) <i>Cálculo de la concentración máxima aceptable de cobre en el agua de riego</i>	V.3
V.3) <i>Especificación de niveles guía para cobre total en agua de riego</i>	V.4
V.4) <i>Verificación de la ausencia de riesgos sobre el suelo y el acuífero freático asociados al agua de riego</i>	V.5
VI) Niveles guía de calidad de agua ambiente para bebida de especies de producción animal correspondientes a cobre	VI.1
VI.1) <i>Introducción</i>	VI.1
VI.2) <i>Cálculo de ingestas diarias tolerables y concentraciones máximas tolerables de cobre en el agua de bebida para especies de producción animal conformada por especies mamíferas</i>	VI.2



VI.3) <i>Cálculo de ingestas diarias tolerables de cobre y concentraciones máximas tolerables de cobre en el agua de bebida para especies de producción animal conformada por especies aviarias</i>	VI.3
VI.4) <i>Establecimiento de niveles guía de agua ambiente para bebida de especies de producción animal</i>	VI.4
VI.4.1) <i>Producción animal conformada por mamíferos</i>	VI.4
VI.4.2) <i>Producción animal conformada por aves</i>	VI.5
VI.4.3) <i>Producción animal conformada por mamíferos y aves</i>	VI.5
VIII) <i>Contrastación de los niveles guía de calidad de agua ambiente correspondientes a cobre</i>	VIII.1
VIII.1) <i>Contrastación de los niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente para bebida de especies de producción animal</i>	VIII.1
IX) <i>Técnicas analíticas asociadas a la determinación de cobre</i>	IX.1
X) <i>Referencias</i>	X.1



D) ASPECTOS GENERALES

El cobre se encuentra en la corteza terrestre en diversas formas minerales, siendo las más importantes la calcopirita (CuFeS_2), la calcocita (Cu_2S) y la bornita (Cu_5FeS_4) (Weaut, 1985). También es encontrado naturalmente en su forma elemental.

La meteorización de las formaciones rocosas y la actividad volcánica son originadoras de una presencia basal en las aguas naturales, habiendo sido referidas para las mismas concentraciones comprendidas en el rango 1-20 $\mu\text{g/l}$, para aguas dulces superficiales, y del orden de 0,15 $\mu\text{g/l}$, para aguas marinas (Nriagu, 1979). Tal presencia es incrementada por aportes antropogénicos, los que incluyen las emisiones de la actividad minera, de las fundiciones que producen o utilizan cobre y de otras industrias. El cobre es asimismo incorporado en algunos cuerpos de agua para control de algas (Sloof et al., 1989; ATSDR, 1990).

En el Cuadro I.1 se exhiben datos provenientes del programa GEMS (Global Environment Monitoring System)/WATER que aportan información sobre la ocurrencia de cobre a nivel mundial en agua dulce superficial correspondiente al período 1982-84 (WHO/UNEP, 1990).

CUADRO I.1 - OCURRENCIA MUNDIAL DE COBRE EN AGUA DULCE SUPERFICIAL. DATOS DE GEMS/WATER, PERIODO 1982-84

N° DE DATOS		MEDIANA [$\mu\text{g/l}$]		PERCENTILO 10-90 [$\mu\text{g/l}$]		VALOR MAXIMO [$\mu\text{g/l}$]	
Cobre en muestras sin filtrar	Cobre en muestras filtradas	Cobre en muestras sin filtrar	Cobre en muestras filtradas	Cobre en muestras sin filtrar	Cobre en muestras filtradas	Cobre en muestras sin filtrar	Cobre en muestras filtradas
66	55	10	5	4 - 18	< 1 - 20	80 (a)	2510 (b)

Notas:

(a): Lago Huron, Canadá

(b): Río Mapocho, Los Almendros, Chile

La información disponible sobre ocurrencia de cobre en agua superficial en el territorio argentino es expuesta en el Cuadro I.2.

CUADRO I.2 – OCURRENCIA DE COBRE EN AGUAS DULCES SUPERFICIALES DEL TERRITORIO ARGENTINO

N° DE DATOS	RANGO [$\mu\text{g/l}$]	MEDIANA [$\mu\text{g/l}$]	PERCENTILO 10-90 [$\mu\text{g/l}$]	OBSERVACIONES	REFERENCIA
40	< 3 - 27	6	4 - 10	Datos correspondientes a muestras sin filtrar de ríos Paraná, Uruguay, Iguazú y Paraguay, Período 1988-94	Agua Superficial, 2001
89	< 2 - 55	6,7	< 2 - 23	Datos correspondientes a muestras filtradas de ríos Paraná y Uruguay, Período 1987-94	Agua Superficial, 2001

En ambientes oxigenados el cobre se encuentra en estado de oxidación + 2, siendo éste el predominante en las aguas naturales superficiales. El estado de oxidación + 1 del cobre tiene existencia en ambientes acuáticos reductores.



El ión libre en estado de oxidación +1 (Cu^+) es inestable en soluciones acuosas, tendiendo a desproporcionarse a cobre (+2) y cobre elemental, salvo que esté estabilizado por un agente ligante. En medio acuoso el cobre (+1) es estable en formas muy poco solubles tales como cianuro, sulfuro y fluoruro (IPCS, 1998).

En su estado de oxidación (+2), además del ión libre (Cu^{2+}), el cobre se acompleja con ligandos inorgánicos tales como H_2O , OH^- , CO_3^{2-} , Cl^- y SO_4^{2-} ; asimismo, se acompleja con ligandos orgánicos a través de grupos fenólicos y carboxílicos (Cotton and Wilkinson, 1989). Estudios de especiación del cobre determinaron que la forma iónica libre prevalece a valores de pH menores que 6,5. A valores mayores de pH el cobre tiende a adsorberse sobre el material particulado y a asomplejarse con ligandos inorgánicos y orgánicos (Mills et al., 1985). De tal manera, en las aguas naturales superficiales sólo pequeñas cantidades de cobre están presentes como Cu^{2+} ; la mayor parte está acomplejada con diversos ligandos o adsorbido a óxidos y arcillas y a material particulado orgánico.



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

II.1) *Introducción*

El cobre es un metal esencial ya que se incorpora específicamente a diversas enzimas (cobre metaloenzimas) y a varias proteínas estructurales. Desde este punto de vista, se considera que el requerimiento de cobre de un ser humano adulto está comprendido entre 1 y 5 mg/d (WHO, 1996).

No obstante lo antedicho, cuando se excede la capacidad de control homeostático del cobre por parte del organismo, la exposición crónica oral a determinadas concentraciones de aquél provoca efectos tóxicos. En personas adultas que padecen el mal de Wilson (degeneración hepatolenticular), que es causada por una reducida excreción del cobre en la bilis, la ingesta normal de cobre puede provocar al cabo de varios años cirrosis hepática y acumulación excesiva de cobre en muchos órganos. La sensibilidad frente al cobre de adultos con la deficiencia antedicha es comparable a la de los neonatos saludables en sus primeros meses de vida, en los cuales el metabolismo del cobre no está bien desarrollado (WHO, 1996).

Aun cuando la información toxicológica sobre el cobre no es considerada lo suficientemente amplia, varios trabajos con mamíferos de laboratorio aportan cierta evidencia sobre umbrales de toxicidad (WHO, 1996). Tomando como base un estudio de 1 año relacionado con cambios funcionales en el hígado de perros expuestos oralmente al cobre, que permitió determinar el valor 5 mg Cu/(kg masa corporal * d) como nivel de exposición para el cual no se observan efectos adversos (NOAEL), el Comité Mixto FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación)/OMS (Organización Mundial de la Salud) de Expertos en Aditivos Alimentarios estableció con carácter provisional una ingesta diaria tolerable igual a 0,5 mg Cu/(kg masa corporal * d).

Desde el punto de vista de la carcinogenicidad, la Agencia de Protección Ambiental de los E.E.U.U. ubica al cobre en la Categoría D (no clasificable como carcinógeno humano) en razón de la no disponibilidad de datos inherentes al ser humano y de que la evidencia sobre carcinogenicidad animal se considera inadecuada (U.S. EPA/IRIS, 1998).

De acuerdo a lo expuesto precedentemente, la derivación del nivel de calidad de agua para consumo humano correspondiente a cobre se asienta en el procedimiento establecido para parámetros tóxicos con umbral, teniéndose para ello en consideración la ingesta diaria tolerable antes mencionada. Dada la condición provisional de ésta, el nivel guía para cobre es derivado con carácter interino.

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

Considerando para el cálculo la ingesta diaria tolerable (IDT) antes mencionada, 0,5 mg Cu/(kg masa corporal * d) y asumiendo una masa corporal (MC) igual a 60 kg, un consumo diario 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 establece con carácter interino, por las razones ya apuntadas, el nivel guía de calidad para agua de bebida (NGAB) según la siguiente expresión:

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

resultando:

$$\text{NGAB (Cobre)} \leq 1,5 \text{ mg/l}$$

Las bases de derivación del nivel guía antedicho son coincidentes con las asumidas por la Organización Mundial de la Salud para elaborar su recomendación para cobre en agua de bebida, consistente en una concentración igual a 2 mg/l, la cual es considerada como aceptable para el consumo de lactantes alimentados con biberón en razón de que la exposición a otras fuentes de ingesta de cobre es en general baja (OMS, 1995).

En adición a las restricciones sanitarias sobre la presencia de cobre en el agua de consumo humano, debe tenerse en cuenta que tal presencia puede generar situaciones determinantes de rechazo por parte de los consumidores por razones estéticas. Así, concentraciones de cobre por encima de 1 mg/l, pueden provocar manchas en la ropa lavada y en artefactos sanitarios (OMS, 1995). Lo expuesto determina la especificación del siguiente nivel guía de aplicación efectiva para agua de bebida (NGAB_e):

$$\text{NGAB}_e \text{ (Cobre)} \leq 1 \text{ mg/l}$$

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

El cobre puede ser removido del agua mediante varios tratamientos, con eficiencias que se exponen en el Cuadro II.3.

CUADRO II.3 – REMOCION DE COBRE, EFICIENCIAS DE TECNOLOGIAS DE TRATAMIENTO

TRATAMIENTO	REMOCION ESPERABLE	OBSERVACIONES	REFERENCIAS
Coagulación	60 – 90 %	Experiencias de laboratorio con sulfato de aluminio	NAS, 1977
	hasta 98 %	Eficiencia estimada con sales de aluminio o de hierro (+3), a pH = 8	Trace Inorganic Substances Research Committee, 1988
Precipitación con cal	99 %	Concentración influente: 0,1 mg/l	Stover and Kincannon, 1983

En adición a lo expuesto cabe mencionar a la ósmosis inversa como una de las tecnologías de mayor eficiencia para la remoción de cobre (Copper, 1992; Copper, Fact Sheet, 2001).



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

La información disponible sobre ocurrencia de cobre en aguas dulces superficiales de la Argentina ofrece, tanto para muestras filtradas como para muestras sin filtrar, concentraciones medianas y máximas marcadamente inferiores a la máxima indicada por el nivel guía de calidad para agua de consumo humano (1 mg/l), según puede observarse en el Cuadro I.1. Tal situación indica que no parece ser en principio necesaria la provisión de tratamiento del agua dulce superficial en cuanto a la remoción de cobre.

En lo concerniente a fuentes de agua subterránea, si bien no se dispone de datos sobre ocurrencia de cobre en el territorio argentino, puede tomarse como información referencial la resultante de relevamientos de fuentes subterráneas utilizadas para sistemas de abastecimiento humano en Canadá, que se inscribe en el rango $< 5 \mu\text{g/l} - 110 \mu\text{g/l}$ (Méranger et al., 1979). Este rango de ocurrencia indicaría también como innecesaria la provisión de tratamiento del agua subterránea en lo que concierne a la remoción de cobre.

Tanto desde el punto de vista sanitario como desde el punto de vista estético, la eventual superación de las correspondientes restricciones a la presencia de cobre en el agua de consumo humano es esencialmente determinada por la incorporación de aquél como consecuencia de la acción corrosiva del agua sobre conductos y accesorios fabricados con cobre o aleaciones del mismo. Esto es apreciable en los relevamientos antes mencionados efectuados en Canadá, donde se verifican diferencias apreciables entre el contenido de cobre en el agua de salida de las plantas de tratamiento y el agua en el grifo del consumidor, según se expone en el Cuadro II.4.

CUADRO II.4 – CONCENTRACIONES DE COBRE EN SISTEMAS DE ABASTECIMIENTO DE AGUA PARA CONSUMO HUMANO EN CANADA (Sobre datos de Meranger et al., 1979)

Fuente de provisión	Rango [$\mu\text{g/l}$]		
	Agua Cruda	Agua Tratada	
		Salida planta tratamiento	En el grifo del consumidor
Superficial (ríos)	$< 5 - 530$	$< 5 - 100$	$< 5 - 220$
Superficial (lagos)	$< 5 - 80$	$< 5 - 100$	$< 5 - 560$
Subterránea	$< 5 - 110$	$< 5 - 70$	$10 - 260$

Lo expuesto precedentemente señala la importancia de las acciones de control de corrosión del sistema de distribución del agua en términos de evitar la superación del umbral de concentración de cobre ya mencionado en relación con problemas estéticos.

En función de lo antedicho, no se especifican niveles guía de calidad para cobre correspondientes a fuentes de provisión, tanto superficiales como subterráneas, de agua para consumo humano. No obstante, se establece como premisa de calidad para tales fuentes la preservación de la condición típica de ocurrencia de cobre para cada cuerpo de agua.



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

III.1) *Introducción*

Si bien el cobre es un micronutriente esencial para los vertebrados e invertebrados, a concentraciones relativamente bajas este metal puede ser tóxico para la biota acuática. La biodisponibilidad del cobre para los organismos acuáticos depende de la concentración total y de la especiación, estando la toxicidad del cobre sobre tales organismos principalmente asociada a su forma iónica (Cu^{2+}). Existen varios estudios que sugieren la existencia de una relación directa entre la toxicidad del cobre y determinadas variables ambientales. Al igual que para otros metales, se observó que la toxicidad del cobre aumenta cuando disminuye la dureza del agua y el oxígeno disuelto, decreciendo en presencia de agentes quelantes, ácidos húmicos, aminoácidos y sólidos en suspensión (Alabaster y Lloyd, 1992). Sorensen (1991) observó que en los peces la toxicidad también varía inversamente respecto a la salinidad, la alcalinidad, el pH y el tamaño de los mismos. A su vez, estudios realizados con varias especies de animales indican que la toxicidad del cobre también disminuye cuando aumenta el carbono orgánico total (Spear and Pierce, 1979). Lind et al. (1985) examinaron los efectos tóxicos asociados al cobre sobre *Daphnia pulex* en diversas aguas superficiales y encontraron que la influencia del carbono orgánico total es más importante que la dureza del agua; similares resultados se obtuvieron con *Pimephales promelas*. Ensayos de toxicidad aguda efectuados con la especie de alga *Selenastrum capricornutum* también demostraron que la toxicidad del cobre disminuye cuando aumenta el pH (Michnowicz and Weaks, 1984). En lo que respecta a su interacción con otros metales presentes en el agua, Demayo y Taylor (1981) observaron que concentraciones de cobre consideradas como no tóxicas pueden ser tóxicas en presencia de otros metales.

Con respecto a la manera en que el cobre ejerce su toxicidad, se observó que altas concentraciones del mismo pueden dañar las branquias de los invertebrados acuáticos e interferir con los mecanismos de osmoregulación de los peces (Hodson et al. 1979). Esto resulta de su interferencia con el transporte de oxígeno y el metabolismo, que provoca hipoxia tisular, con la correspondiente alteración de las rutas de síntesis de ATP, lo cual puede conducir a la muerte de los vertebrados e invertebrados acuáticos (Hansen et al. 1992). En las algas de agua dulce el cobre ingresa a través de las paredes celulares dando lugar a la pérdida de potasio y otros iones intracelulares (Stokes 1979).

Las concentraciones de cobre asociadas a toxicidad aguda para una dureza igual a 50 mg CaCO_3/l en vertebrados e invertebrados varían dentro de un amplio rango: 16,74 - 10240 $\mu\text{g}/\text{l}$ (U.S. EPA, 1985).

La información seleccionada señala para los invertebrados concentraciones asociadas a toxicidad crónica comprendidas entre 3,2 y 163 $\mu\text{g}/\text{l}$, correspondiendo dichos valores a bioensayos realizados con *Ceriodaphnia dubia* en aguas blandas y duras, respectivamente (Suedel et al., 1996). En cuanto a los peces, el rango de tales concentraciones es similar ya que las mismas varían entre 3,9 y 70 $\mu\text{g}/\text{l}$, valores que corresponden a bioensayos realizados, respectivamente, con *Salvelinus fontinalis*, en aguas blandas, y *Oncorhynchus mykiss*, en aguas duras, respectivamente (McKim et al., 1978; Birge, 1993).



Concentraciones de cobre que se encuentran en el rango 5 - 56 µg/l, valores que corresponden, respectivamente, a *Chlamydomonas reinhardtii*-*Nitzschia palea* y *Scenedesmus subspicatus*, inhiben el crecimiento de las algas acuáticas (Schafer et al., 1994). Las plantas vasculares son más resistentes al cobre, ya que sus efectos tóxicos se manifiestan a concentraciones comprendidas entre 119 y 150 µg/l, que corresponden a *Elodea canadensis* y *Lemna minor*, respectivamente. Stokes y Hutchinson (1976) y posteriormente Foster (1982) identificaron especies de algas resistentes al cobre en ambientes contaminados por éste y otros metales. Probablemente esta resistencia se deba en parte a un mecanismo de excreción de quelatos, como lo demostraron McKnight y Morel (1979); tal mecanismo puede servir también como protección para otros organismos acuáticos en aguas eutróficas.

En situaciones de alta contaminación tanto el fitoplancton como el zooplancton tienen distintas respuestas a la toxicidad del cobre. El fitoplancton responde con un reemplazo de especies dominantes por otras más resistentes mientras que la producción algal no es afectada de manera significativa. Los géneros *Scenedesmus* y *Oocystis* (Foster, 1982) y las especies *Nitzschia frustulum* (Moore, 1981), *Gomphonema parvulum* y *Acanthos minutissima* (Foster, 1982; Oliveira, 1985) son típicamente resistentes al cobre. De acuerdo a Demayo y Taylor (1981), la adición de 5 µg de cobre por litro cambia la estructura de la comunidad de algas azules a verdes y diatomeas. En cuanto al zooplancton, se producen cambios tanto en abundancia como en riqueza y diversidad específica, con unos pocos taxa resistentes (Monteiro et al., 1995). Dentro del zooplancton el rotífero *Philodina* es considerado altamente resistente (Leland and Kent, 1981). Estudios hechos en microcosmos demostraron que las concentraciones más bajas de cobre con producción de efectos observables en la estructura de la comunidad van de 20,2 a 42,8 µg/l (Balczon and Pratt, 1994).

Existe una marcada diferencia en la acumulación de las distintas formas químicas del cobre, no habiéndose relacionado hasta el momento, probablemente como consecuencia de una bioacumulación diferencial, la mortandad de peces con un nivel específico de cobre en tejidos (Sorensen, 1991). En los ambientes de agua dulce el cobre no se biomagnifica significativamente a través de la cadena alimentaria (Stokes 1979). No se cuenta con información que indique que el cobre sea significativamente bioconcentrado por especies de peces comestibles (U.S. EPA, 1985).

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

El Valor Crónico Final (FCV) se calcula directamente a partir de los datos de toxicidad crónica disponibles.

III.2.a) Selección de especies

En la Tabla III.1 se exponen 56 datos asociados a manifestaciones de toxicidad crónica del cobre sobre animales que corresponden a concentraciones para las cuales no se registran efectos adversos (NOEC) o a las menores concentraciones para las cuales se registran efectos adversos (LOEC). En la Tabla III.2 se presentan 15 datos asociados a efectos tóxicos inherentes a algas y plantas acuáticas. El conjunto de datos seleccionados se considera apropiado en virtud de cubrir un amplio rango de grupos taxonómicos, a saber: dos familias



de peces (*Cyprinidae* y *Salmonidae*), una de insectos (*Chironomidae*), tres de crustáceos (*Daphnidae*, *Gammaridae* y *Hyaellidae*), una de moluscos (*Physacea*), una de rotíferos (*Brachionidae*), una de protozoos (no especificada), cinco de algas (*Bacillariophyceae*, *Chlamydomonadaceae*, *Chroococacceae*, *Nostocaceae* y *Scenedesmaceae*) y dos de plantas vasculares (*Hydrocharitaceae* y *Lemnaceae*).

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

Especie	Familia	Concentración asociada a toxicidad crónica [µg/l]	Dureza [mg/l CaCO ₃]	Concentración asociada a toxicidad crónica ajustada a 50 mg CaCO ₃ /l [µg/l]	Valor Crónico Medio Ajustado para cada especie (ASMCV) [µg/l]	Referencia
<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Brachionidae</i>	23	152	9,9		Versteeg et al., 1997
<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Brachionidae</i>	12	100	7,1		Janssen et al., 1994
<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Brachionidae</i>	12	152	5,1		Versteeg et al., 1997
<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Brachionidae</i>	6	100	3,5	6	Janssen et al., 1994
<i>Brachionus rubens</i>	<i>Brachionidae</i>	9,4	90	6,0	6	Snell and Persoone, 1989
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	3,2	8	13		Suedel et al., 1996
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	132	64	109 (1)		Suedel et al., 1996
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	3,7	8	15		Suedel et al., 1996
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	10	85	6,7		Cerda and Olive, 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	20	85	13		Cerda and Olive 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	40	85	27		Cerda and Olive, 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	48,9	64	41(1)		Suedel et al., 1996
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	30	85	20		Cerda and Olive, 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	50	85	34 (1)		Cerda and Olive, 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	9,6	8	39 (1)		Suedel et al., 1996
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	163	64	135 (1)		Suedel et al., 1996
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	14,1	8	57 (1)		Suedel et al., 1996
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	3,7	8	15		Suedel et al., 1996
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	79,9	64	66 (1)		Suedel et al., 1996
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Daphnidae</i>	5	85	3,3	12	Cerda and Olive 1993



TABLA III.1 - CONCENTRACIONES DE COBRE ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS CRONICOS SOBRE LAS ESPECIES DE ANIMALES ACUATICOS SELECCIONADAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL NIVEL GUIA CORRESPONDIENTE (Cont.)

Especie	Familia	Concentración asociada a toxicidad crónica [µg/l]	Dureza [mg/l CaCO ₃]	Concentración asociada a toxicidad crónica ajustada a 50 mg CaCO ₃ /l [µg/l]	Valor Crónico Medio Ajustado para cada especie (ASMCV) [µg/l]	Referencia
<i>Chironomus tentans</i>	<i>Chironomidae</i>	22,9	8	93		Suedel et al., 1996
<i>Chironomus tentans</i>	<i>Chironomidae</i>	36,1	64	30	53	Suedel et al., 1996
<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnidae</i>	9,5	211	3,2		Chapman et al., Manuscript
<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnidae</i>	29,3	104	17		Chapman et al., Manuscript
<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnidae</i>	13,6	51	13	8,9	Chapman et al., Manuscript
<i>Daphnia pulex</i>	<i>Daphnidae</i>	5	106	2,8	2,8	Ingersoll and Winner, 1982
<i>Gammarus pulex</i>	<i>Gammaridae</i>	14,6	103	8,4		Maund et al., 1992
<i>Gammarus pulex</i>	<i>Gammaridae</i>	11	103	6,3		Maund et al., 1992
<i>Gammarus pulex</i>	<i>Gammaridae</i>	10,8	108	6,0	6,8	Kedwards et al., 1996
<i>Hyaella azteca</i>	<i>Hyaellidae</i>	16	36	21		Deaver and Rodgers, 1996
<i>Hyaella azteca</i>	<i>Hyaellidae</i>	23	64	19		Deaver and Rodgers, 1996
<i>Hyaella azteca</i>	<i>Hyaellidae</i>	82	64	68		Deaver and Rodgers, 1996
<i>Hyaella azteca</i>	<i>Hyaellidae</i>	16	50	16		Deaver and Rodgers, 1996
<i>Hyaella azteca</i>	<i>Hyaellidae</i>	50	50	50		Deaver and Rodgers, 1996
<i>Hyaella azteca</i>	<i>Hyaellidae</i>	50	36	64		Deaver and Rodgers, 1996
<i>Hyaella azteca</i>	<i>Hyaellidae</i>	17	22	32		Deaver and Rodgers, 1996
<i>Hyaella azteca</i>	<i>Hyaellidae</i>	82	22	153	30	Deaver and Rodgers, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	19,01	45,4	21		McKim et al., 1978
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	48	135	23		Neville, 1995
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	70	112,4	38		Birge et al., 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	25	135	12	21	Neville, 1995



TABLA III.1 - CONCENTRACIONES DE COBRE ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS CRONICOS SOBRE LAS ESPECIES DE ANIMALES ACUATICOS SELECCIONADAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL NIVEL GUIA CORRESPONDIENTE (Cont.)

Especie	Familia	Concentración asociada a toxicidad crónica [µg/l]	Dureza [mg/l CaCO ₃]	Concentración asociada a toxicidad crónica ajustada a 50 mg CaCO ₃ /l [µg/l]	Valor Crónico Medio Ajustado para cada especie (ASMCV) [µg/l]	Referencia
<i>Physa integra</i>	<i>Physacea</i>	10,9	22,5	20	20	Arthur and Leonard, 1970
<i>Pimephales notatus</i>	<i>Cyprinidae</i>	8,8	194	3,1	3,1	Horning and Neiheisel, 1979
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	27	380	5,8		Bowen, 1990
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	10	380	2,1		Bowen 1990
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	20,2	64	17	5,9	Suedel et al., 1996
<i>Protozoa</i> (2)	(3)	36	55	34		Pratt et al., 1987
<i>Protozoa</i> (2)	(3)	6,6	55	6,1		Pratt et al., 1987
<i>Protozoa</i> (2)	(3)	12,7	55	12		Pratt et al., 1987
<i>Protozoa</i> (2)	(3)	6,6	55	6,1		Pratt et al., 1987
<i>Protozoa</i> (2)	(3)	19,5	55	18	12	Pratt et al., 1987
<i>Salmo trutta</i>	<i>Salmonidae</i>	30,8	45,4	33	33	McKim et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	31,2	45,4	34		McKim et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	3,9	37,5	4,8		McKim et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Samonidae</i>	12,9	45	14	13	McKim and Benoit, 1971
<i>Salvelinus namaycush</i>	<i>Salmonidae</i>	30,5	45,1	33	33	McKim et al., 1978

Notas:

(1): Dato no utilizado para el calculo del Valor Crónico Medio Ajustado para cada especie (ASMCV) por diferir en el orden de magnitud con el menor de los datos seleccionados

(2): Especie no especificada

(3): Familia no especificada

TABLA III.2 - CONCENTRACIONES DE COBRE ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS SOBRE LAS ESPECIES ACUATICAS SELECCIONADAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL VALOR FINAL PARA PLANTAS (FPV)

Especie [µg/l]	Familia	Dureza [mgCaCO ₃ /l]	Concentración [µg/l]	Referencia
<i>Anabaena sp.</i>	<i>Nostocaceae</i>	NE	64	Laube et al., 1980
<i>Chamydomonas reinhardtii</i>	<i>Chlamydomonadaceae</i>	NE	23	Schafer et al., 1994
<i>Chamydomonas reinhardtii</i>	<i>Chlamydomonadaceae</i>	NE	5	Schafer et al., 1994
<i>Chamydomonas reinhardtii</i>	<i>Chlamydomonadaceae</i>	NE	26	Schafer et al., 1994



TABLA III.2 - CONCENTRACIONES DE COBRE ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS SOBRE LAS ESPECIES ACUATICAS SELECCIONADAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL VALOR FINAL PARA PLANTAS (FPV) (Cont.)

Especie [µg/l]	Familia	Dureza [mgCaCO₃/l]	Concentración [µg/l]	Referencia
<i>Chamydomonas reinhardtii</i>	<i>Chlamydomonadaceae</i>	NE	21	Schafer et al., 1994
<i>Chamydomonas reinhardtii</i>	<i>Chlamydomonadaceae</i>	NE	22	Schafer et al., 1994
<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Chlorellaceae</i>	NE	20	Den Dooren de Jong, 1965
<i>Elodea canadensis</i>	<i>Hydrocharitaceae</i>	NE	150	Brown and Rattigan, 1979
<i>Lemna minor</i>	<i>Lemnaceae</i>	NE	119	Walbridge, 1977
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Chroococacceae</i>	NE	30	Bringmann and Kuhn, 1976, 1978 a,b
<i>Nitzschia palea</i>	<i>Bacillariophyceae</i>	NE	5	Steeman-Nielsen and Wlum-Anderson, 1970
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	<i>Scenedesmaceae</i>	NE	48	Schafer et al., 1994
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	<i>Scenedesmaceae</i>	NE	56	Schafer et al., 1994
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	<i>Scenedesmaceae</i>	NE	41	Schafer et al., 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	<i>Chlorellaceae</i>	NE	50	Bartlett et al., 1974

Nota:

NE: No especificada

III.2.b) Cálculo del Valor Crónico Final

El Valor Crónico Final (FCV) para el cobre se calcula de acuerdo al procedimiento especificado para el caso en que la toxicidad de una sustancia esta relacionada con las características del agua, dado que está cuantificada tal relación para la dureza.

III.2.b.1) Cálculo de la pendiente combinada a utilizar en el ajuste de datos de concentraciones tóxicas (L)

Mediante el análisis de regresión de concentraciones tóxicas y durezas exhibidas en la Tabla III.1, transformadas logarítmicamente, se cuantifica la relación toxicidad-dureza para una especie de crustáceo, presentándose los resultados de dicho análisis en la Tabla III.3.



TABLA III.3 - PENDIENTE DE REGRESION DE DATOS TRANSFORMADOS LOGARITMICAMENTE PARA LA ESPECIE DE CRUSTACEO (*CERIODAPHNIA DUBIA*) PARA LA QUE SE PUEDE CUANTIFICAR LA RELACION ENTRE LA TOXICIDAD DEL COBRE Y LA DUREZA DEL AGUA

Especie	Tamaño de la muestra	Pendiente de regresión	r ²	F	P
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	15	0,7625	0,4	9	0,01

Notas:

r²: coeficiente de determinación

F: valor estimado de la distribución F

P: probabilidad de encontrar un valor igual o más bajo que el F indicado

Dado que la pendiente de la regresión calculada es significativa y tiene un coeficiente de determinación aceptable ($r^2 = 0,4$) se la adopta como pendiente combinada ($L = 0,7625$).

III.2.b.2) Especificación de la ecuación de cálculo del Valor Crónico Final (FCV) en función de la dureza

De acuerdo al procedimiento establecido, los datos de toxicidad crónica se ajustan a una dureza igual a 50 mg CaCO₃/l utilizando la pendiente combinada adoptada anteriormente ($L = 0,7625$), presentándose los datos ajustados en la Tabla III.1. A partir de los mismos, se determinan los valores crónicos medios ajustados para cada especie (ASMCV), que se presentan en la tabla antedicha, y género (AGMCV), que se exponen ordenados crecientemente en la Tabla III.4, junto a su número de orden, R, y la probabilidad acumulativa correspondiente, P_R, siendo $P_R = R/(N+1)$.

TABLA III.4 – PROBABILIDAD ACUMULATIVA (P_R) Y VALOR CRONICO MEDIO AJUSTADO PARA CADA GENERO (AGMCV)

Género	AGMCV [µg/l]	P _R	R
<i>Pimephales</i>	4,3	0,08	1
<i>Daphnia</i>	5,0	0,15	2
<i>Brachionus</i>	6,0	0,23	3
<i>Gammarus</i>	6,8	0,31	4
<i>Ceriodaphnia</i>	12	0,38	5
<i>Protozoa</i> (1)	12	0,46	6
<i>Physa</i>	20	0,54	7
<i>Salvenilus</i>	21	0,62	8
<i>Oncorhynchus</i>	21	0,69	9
<i>Hyallela</i>	30	0,77	10
<i>Salmo</i>	33	0,85	11
<i>Chironomus</i>	53	0,92	12

Nota:

(1): Género no especificado

De acuerdo al esquema metodológico establecido, el análisis de regresión de los AGMCV 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):



$$\begin{aligned}b &= 1,7027 \\a &= 0,9702 \\k &= 1,3509\end{aligned}$$

Seguidamente, se calcula el Valor Crónico Final Ajustado a 50 mg CaCO₃/l (AFCV) según:

$$\text{AFCV} = e^k$$

resultando:

$$\text{AFCV} = 3,9 \mu\text{g/l}.$$

La ecuación final que permite calcular el Valor Crónico Final en función de la dureza (FCV_c) es la siguiente:

$$\text{FCV}_c = e^{L * (\ln \text{dureza}) + \ln \text{AFCV} - L * \ln Z}$$

donde:

L (pendiente utilizada para ajustar los datos): 0,7625

dureza: expresada en mg CaCO₃/l

Z (valor de dureza a que se ajustan los datos): 50 mg CaCO₃/l

AFCV: Valor Crónico Final Ajustado a una dureza de 50 mg CaCO₃/l

Reemplazando, resulta la siguiente expresión de cálculo del Valor Crónico Final (FCV_c) en función de la dureza:

$$\text{FCV}_c = e^{0,7625 * (\ln \text{dureza}) - 1,6320}$$

donde:

FCV_c: concentración de cobre expresada en μg/l

dureza: expresada en mg CaCO₃/l

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

El Valor Crónico Final Ajustado (AFCV) resulta algo superior a los valores crónicos medios ajustados para dos de las especies animales listadas en la Tabla III.1, *Daphnia pulex* y *Pimephales notatus*. No obstante, dado que ambas podrían ser consideradas como especies no clave y que tanto el resto de los valores crónicos medios ajustados para cada especie (ASMCV) de animales como el Valor Final para Plantas que resulta de la Tabla III.2 (5 μg/l) no son superados, se especifica el siguiente nivel guía de calidad para cobre a los efectos de protección de la biota acuática (NGPBA), referido a la muestra de agua filtrada:

$$\text{NGPBA (Cobre)} \leq e^{0,7625 * (\ln \text{dureza}) - 1,6320}$$



donde:

NGPBA (Cobre): expresado en $\mu\text{g/l}$

dureza: expresada en $\text{mg CaCO}_3/\text{l}$

En la Tabla III.5 se expresan, a título de ejemplo, algunos valores del nivel guía calculado según la expresión anterior.

**TABLA III.5 – EJEMPLOS DE APLICACION DEL NIVEL
GUIA DE CALIDAD PARA COBRE CORRESPONDIENTE A
PROTECCION DE LA BIOTA ACUATICA**

Dureza [mg CaCO₃/l]	NGPBA (Cobre) [μg/l]
25	≤ 2,3
50	≤ 3,9
100	≤ 6,6



IV) NIVEL GUIA DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE PARA PROTECCION DE LA BIOTA ACUATICA CORRESPONDIENTE A COBRE (APLICABLE A AGUA MARINA)

IV.1) Introducción

Existe una cantidad importante de trabajos que evalúan los efectos tóxicos agudos del cobre sobre la biota de agua marina, mientras que la cantidad de datos sobre su toxicidad crónica es escasa.

Entre los invertebrados la especie más sensible al cobre en lo que respecta a toxicidad aguda es el copépodo (*Acartia spinicauda*), para el que se ha registrado una concentración para la cual se observan efectos adversos en el 50% de los individuos expuestos (CE₅₀) igual a 10 µg/l (Madhupratap et al., 1981), mientras que la más resistente es *Palaemonetes pugio*, para la que se ha reportado una concentración letal para el 50% de los individuos expuestos (CL₅₀) igual a 13 mg/l (Curtis and Ward, 1981).

En cuanto a los vertebrados, la especie más sensible a los efectos agudos del cobre es *Pleuronectes americanus*, para la cual se ha informado una CL₅₀ igual a 33 µg/l (Reeve et al., 1976), mientras que la más resistente es *Therapon jarbua*, para la que se han reportado efectos adversos en cuanto a mortalidad se refiere a una concentración igual a 9,65 mg/l (Krishnakumari et al., 1983).

En lo que respecta a la toxicidad crónica, se observó que concentraciones de cobre iguales a 3,7 µg/l afectaban el crecimiento del anfípodo *Allorchestes compressa*, mientras que concentraciones iguales a 182 µg/l afectaban la eclosión de los huevos del pez *Atherinops affinis* (Anderson et al., 1991; Ahsanullah and Williams, 1991).

En lo que hace a algas y plantas acuáticas, se observó que concentraciones de cobre comprendidas entre 5 y 10 µg/l no afectaban el desarrollo de *Laminaria saccharina* y *Macrocystis pyrifera*; sin embargo, concentraciones de cobre iguales a 100 µg/l resultaron letales para *Laminaria saccharina* (Chung and Brinkhuis, 1986). Por otra parte, se reportó que concentraciones de cobre iguales a 5 µg/l afectaban el crecimiento del dinoflagelado *Scrippsiella faeroense* y del alga roja *Champia parvula* (Saifullah, 1978; Steele and Thursby, 1983).

La bioconcentración del cobre por parte de los peces es baja, ya que para *Pimephales promelas* se observó un factor de bioconcentración (BCF) igual a 460. Sin embargo, el cobre, al igual que otros metales traza, es bioconcentrado significativamente por los moluscos filtradores, habiéndose reportado factores de bioconcentración comprendidos entre 1000 y 7700 para el mejillón *Mytilus galloprovincialis* y entre 27800 y 57000 para la ostra *Crassostrea gigas* (Han and Hung, 1990; Calabrese et al., 1984, Martincic et al., 1992).



IV.2) Derivación del nivel guía 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 cobre, se efectúa este cálculo a partir de datos de toxicidad aguda y aplicando un factor de extrapolación. Se apela a dicho factor en razón de que no se dispone tampoco de la información sobre toxicidad crónica requerida para determinar la Relación Final Toxicidad Aguda/Crónica (FACR).

IV.2.a) Selección de especies

En la Tabla IV.1 se exponen 79 datos asociados a manifestaciones de toxicidad aguda del cobre sobre animales, que corresponden a CL₅₀ o a CE₅₀. En la Tabla IV.2 se presentan siete datos asociados a efectos tóxicos del cobre sobre algas. El conjunto de datos seleccionados se considera apropiado en virtud de cubrir un rango amplio de grupos taxonómicos, a saber: siete familias de peces (*Mugilidae*, *Atherinidae*, *Paralichthyidae*, *Pleuronectidae*, *Carangidae*, *Oplegnatidae*, *Terapontidae*), veintidós de crustáceos (*Acartiidae*, *Balanidae*, *Hyalellidae*, *Calanidae*, *Cancriidae*, *Euphausiidae*, *Temoridae*, *Xanthidae*, *Ponteliidae*, *Penaidae*, *Metrinididae*, *Moinidae*, *Mysidae*, *Grapsidae*, *Palaemonidae*, *Pandalidae*, *Paracalanidae*, *Penaidae*, *Portunidae*, *Harpacticidae*, *Ocypodidae* y *Tortanidae*), siete de moluscos (*Arcidae*, *Ostreidae*, *Veneridae*, *Ischonochitonidae*, *Trochidae*, *Dreissenidae* y *Neritidae*), dos de ctenóforos (*Pleurobrachiida* y *Mnemiidae*), tres de poliquetos (*Capitellidae*, *Ctenodrilidae* y *Nereidida*), una de chategonatos (*Sagittidae*) y seis de algas (*Bacillariaceae*, *Champiacea*, *Chlorellaceae*, *Laminariaceae*, *Trochosiraceae* y *Thalassiosiraceae*).

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

Especie	Familia	Concentración asociada a toxicidad aguda [µg/l]	Valor Agudo Medio para cada especie (SMAV) [µg/l]	Referencia
<i>Acartia clausi</i>	<i>Acartiidae</i>	52	52	Gentile and Cardin, 1982
<i>Acartia spinicauda</i>	<i>Acartiidae</i>	10	10	Madhupratap et al., 1981
<i>Acartia tonsa</i>	<i>Acartiidae</i>	17	17	Sosnowski and Gentile, 1978
<i>Allorchestes compressa</i>	<i>Hyalellidae</i>	110		Ahsanullah and Florence, 1984
<i>Allorchestes compressa</i>	<i>Hyalellidae</i>	500		Ahsanullah and Florence, 1984
<i>Allorchestes compressa</i>	<i>Hyalellidae</i>	480	298	Ahsanullah and Florence, 1984
<i>Americamysis bahia</i>	<i>Mysidae</i>	181	181	Lussier et al., 1985
<i>Anadara granosa</i>	<i>Arcidae</i>	60	60	Kumaraguru and Ramamoorthi, 1978
<i>Calanus plumchrus</i>	<i>Calanidae</i>	2778	2778	Reeve et al., 1976
<i>Cancer magister</i>	<i>Cancriidae</i>	49	49	Martin et al., 1981
<i>Capitella capitata</i>	<i>Capitellidae</i>	200	200	Reish, 1978
<i>Crassostrea madrasensis</i>	<i>Ostreidae</i>	88	88	Kumaraguru and Ramamoorthi, 1978
<i>Ctenodrilus serratus</i>	<i>Ctenodrilidae</i>	300	300	Reish, 1978
<i>Euphausia pacifica</i>	<i>Euphausiidae</i>	30		Reeve et al., 1976
<i>Euphausia pacifica</i>	<i>Euphausiidae</i>	14	20	Reeve et al., 1976



TABLA IV.1 - CONCENTRACIONES DE COBRE ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS AGUDOS SOBRE LAS ESPECIES DE ANIMALES ACUATICOS SELECCIONADAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL NIVEL GUIA CORRESPONDIENTE (Cont.)

Especie	Familia	Concentración asociada a toxicidad aguda [µg/l]	Valor Agudo Medio para cada especie (SMAV) [µg/l]	Referencia
<i>Eurytemora affinis</i>	<i>Temoridae</i>	526	526	Gentile and Cardin, 1982
<i>Ferosagitta hispida</i>	<i>Sagittidae</i>	79		Reeve et al., 1976
<i>Ferosagitta hispida</i>	<i>Sagittidae</i>	66		Reeve et al., 1976
<i>Ferosagitta hispida</i>	<i>Sagittidae</i>	20		Reeve et al., 1976
<i>Ferosagitta hispida</i>	<i>Sagittidae</i>	11	33	Reeve et al., 1976
<i>Heteropanope sp.</i>	<i>Xanthidae</i>	52	52	Selvakumar et al., 1996
<i>Labidocera scotti</i>	<i>Ponteliidae</i>	132	132	Reeve et al., 1976
<i>Lepidozona albrechti</i>	<i>Ischonochitonidae</i>	50	50	Tyurin and Khristoforova, 1993
<i>Liza ramada</i>	<i>Mugilidae</i>	2000	2000	El Nady, 1989
<i>Liza vaigiensis</i>	<i>Mugilidae</i>	2550	2550	Denton and Burdon-Jones, 1986
<i>Menidia menidia</i>	<i>Atherinidae</i>	191	191	Cardin, 1985
<i>Meretrix casta</i>	<i>Veneridae</i>	72		Kumaraguru and Ramamoorthi, 1978
<i>Meretrix casta</i>	<i>Veneridae</i>	570	203	Kumaraguru et al., 1980
<i>Metapenaeus ensis</i>	<i>Penaidae</i>	160	160	Wong et al., 1993
<i>Metridia pacifica</i>	<i>Metrinididae</i>	176	176	Reeve et al., 1976
<i>Mnemiopsis mccradyi</i>	<i>Mnemiidae</i>	29		Reeve et al., 1976
<i>Mnemiopsis mccradyi</i>	<i>Mnemiidae</i>	17	22	Reeve et al., 1976
<i>Moina mongolica</i>	<i>Moinidae</i>	88,8	88,8	An and He, 1991
<i>Monodonta turbinata</i>	<i>Trochidae</i>	8080	8080	Catsiki, et al., 1993
<i>Mytilopsis sallei</i>	<i>Dreissenidae</i>	600	600	Rao and Balaji, 1994
<i>Nanosesarma sp.</i>	<i>Grapsidae</i>	150	150	Selvakumar et al., 1996
<i>Nereis arenaceodentata</i>	<i>Nereididae</i>	300	300	Reish, 1978
<i>Nerita albicilla</i>	<i>Neritidae</i>	2370		Kumar and Devi, 1995
<i>Nerita albicilla</i>	<i>Neritidae</i>	1480	1873	Kumar and Devi, 1995
<i>Nerita chamaeleon</i>	<i>Neritidae</i>	6330		Kumar and Devi, 1995
<i>Nerita chamaeleon</i>	<i>Neritidae</i>	2900	4285	Kumar and Devi, 1995
<i>Ophryotrocha diadema</i>	<i>Oplegnatidae</i>	160	160	Reish, 1978
<i>Oplegnathus fasciatus</i>	<i>Oplegnatidae</i>	1730	1730	Park and Kim, 1979
<i>Palaemonetes pugio</i>	<i>Palaemonidae</i>	13000	13000	Curtis and Ward, 1981
<i>Pandalus danae</i>	<i>Pandalidae</i>	37		Gibson et al., 1976
<i>Pandalus danae</i>	<i>Pandalidae</i>	66		Gibson et al., 1976
<i>Pandalus danae</i>	<i>Pandalidae</i>	21		Gibson et al., 1976
<i>Pandalus danae</i>	<i>Pandalidae</i>	49		Gibson et al., 1976
<i>Pandalus danae</i>	<i>Pandalidae</i>	31		Gibson et al., 1976
<i>Pandalus danae</i>	<i>Pandalidae</i>	42	39	Gibson et al., 1976
<i>Paracalanus parvus</i>	<i>Paracalanidae</i>	190	190	Arnott and Ahsanullah, 1979
<i>Paralichthys dentatus</i>	<i>Paralichthyidae</i>	16,3		Cardin, 1985
<i>Paralichthys dentatus</i>	<i>Paralichthyidae</i>	11,9	14	Cardin, 1985
<i>Penaeus penicillatus</i>	<i>Penaidae</i>	12,7		Gao and Zou, 1994
<i>Penaeus penicillatus</i>	<i>Penaidae</i>	42,3		Gao and Zou, 1994
<i>Penaeus penicillatus</i>	<i>Penaidae</i>	23,6		Gao and Zou, 1994
<i>Penaeus penicillatus</i>	<i>Penaidae</i>	55,6		Gao and Zou, 1994



TABLA IV.1 - CONCENTRACIONES DE COBRE ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS AGUDOS SOBRE LAS ESPECIES DE ANIMALES ACUATICOS SELECCIONADAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL NIVEL GUIA CORRESPONDIENTE (Cont.)

Especie	Familia	Concentración asociada a toxicidad aguda [µg/l]	Valor Agudo Medio para cada especie (SMAV) [µg/l]	Referencia
<i>Penaeus penicillatus</i>	<i>Penaidae</i>	38,9	31	Gao and Zou, 1994
<i>Pleurobrachia pileus</i>	<i>Pleurobrachiidae</i>	33	33	Reeve et al., 1976
<i>Pleuronectes americanus</i>	<i>Pleuronectidae</i>	173,7		Cardin, 1985
<i>Pleuronectes americanus</i>	<i>Pleuronectidae</i>	132,8	152	Cardin, 1985
<i>Portunus pelagicus</i>	<i>Portunidae</i>	110		Mortimer and Miller, 1994
<i>Portunus pelagicus</i>	<i>Portunidae</i>	50	74	Mortimer and Miller, 1994
<i>Pseudodiaptomus coronatus</i>	<i>Balanidae</i>	138	138	Gentile and Cardin, 1982
<i>Scylla serrata</i>	<i>Portunidae</i>	80	80	Ramachandran et al., 1997
<i>Seriola quinqueradiata</i>	<i>Carangidae</i>	1030	1030	Park and Kim, 1979
<i>Therapon jarbua</i>	<i>Terapontidae</i>	9650		Krishnakumari et al., 1983
<i>Therapon jarbua</i>	<i>Teraponidae</i>	6650		Krishnakumari et al., 1983
<i>Therapon jarbua</i>	<i>Teraponidae</i>	5200		Krishnakumari et al., 1983
<i>Therapon jarbua</i>	<i>Teraponidae</i>	4500	6225	Krishnakumari et al., 1983
<i>Tigriopus brevicornis</i>	<i>Harpacticidae</i>	308		Menasria and Pavillon, 1994
<i>Tigriopus brevicornis</i>	<i>Harpacticidae</i>	412		Menasria and Pavillon, 1994
<i>Tigriopus brevicornis</i>	<i>Harpacticidae</i>	790		Menasria and Pavillon, 1994
<i>Tigriopus brevicornis</i>	<i>Harpacticidae</i>	1010	564	Menasria and Pavillon, 1994
<i>Tortanus forcipatus</i>	<i>Tortanidae</i>	40	40	Madhupratap et al., 1981
<i>Trachinotus carolinus</i>	<i>Carangidae</i>	800	800	Birdsong and Avault Jr., 1971
<i>Uca annulipes</i>	<i>Ocypodidae</i>	9420	9420	Devi, 1997
<i>Uca triangularis</i>	<i>Ocypodidae</i>	8280	8280	Devi, 1997
<i>Undinula vulgaris</i>	<i>Calanidae</i>	192	192	Reeve et al., 1976

TABLA IV.2 - CONCENTRACIONES DE COBRE ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS SOBRE ESPECIES ACUATICAS SELECCIONADAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL VALOR FINAL PARA PLANTAS (FPV)

Especie	Familia	Concentracion asociada a efectos tóxicos [µg/l]	Referencia
<i>Laminaria saccharina</i>	<i>Laminariaceae</i>	5	Chung and Brinkhuis, 1986
<i>Chlorella stigmatophora</i>	<i>Chlorellaceae</i>	70	Christensen et al., 1979
<i>Nitzschia thermalis</i>	<i>Bacillariaceae</i>	38,1	Metaxas and Lewis, 1991
<i>Skeletonema costatum</i>	<i>Trochosiraceae</i>	50	Erickson et al., 1970
<i>Skeletonema costatum</i>	<i>Trochosiraceae</i>	45	Nassiri et al., 1997
<i>Thalassiosira aestevallis</i>	<i>Thalassiosiraceae</i>	19	Hollibaugh et al., 1980
<i>Champia parvula</i>	<i>Champiaceae</i>	4,6	Steele and Rhursby, 1983



IV.2.b) Cálculo del Valor Agudo Final

El Valor Agudo Final para cobre se calcula de acuerdo al procedimiento descrito en la metodología cuando la toxicidad de una sustancia no está relacionada con las características del agua, ya que no se cuenta con datos suficientes como para cuantificar dicha relación. A partir de los datos que se exhiben en la Tabla IV.1, se determinan los valores agudos medios para cada especie (SMAV), que se exhiben en la tabla antedicha, y género (GMAV), que se presentan ordenados crecientemente en la Tabla IV.3, con sus correspondientes números de orden, R, y probabilidades acumulativas, P_R , siendo $P_R = R/(N+1)$.

TABLA IV.3 - COBRE: PROBABILIDAD ACUMULATIVA (P_R) y VALOR AGUDO MEDIO PARA CADA GENERO (GMAV)

Género	GMAV [$\mu\text{g/l}$]	P_R	R
<i>Paralichthys</i>	14	0,02	1
<i>Euphausia</i>	20	0,04	2
<i>Acartia</i>	21	0,06	3
<i>Mnemiopsis</i>	22	0,09	4
<i>Penaeus</i>	31	0,11	5
<i>Ferosagitta</i>	33	0,13	6
<i>Pleurobrachia</i>	33	0,15	7
<i>Pandalus</i>	39	0,17	8
<i>Tortanus</i>	40	0,19	9
<i>Cancer</i>	49	0,21	10
<i>Lepidozona</i>	50	0,23	11
<i>Heteropanope</i>	52	0,26	12
<i>Anadara</i>	60	0,28	13
<i>Portunus</i>	74	0,30	14
<i>Scylla</i>	80	0,32	15
<i>Crassostrea</i>	88	0,34	16
<i>Moina</i>	88,8	0,36	17
<i>Labidocera</i>	132	0,38	18
<i>Pseudodiaptomus</i>	138	0,40	19
<i>Nanosesarma</i>	150	0,43	20
<i>Pleuronectes</i>	152	0,45	21
<i>Metapenaeus</i>	160	0,47	22
<i>Ophryotrocha</i>	160	0,49	23
<i>Metridia</i>	176	0,51	24
<i>Americamysis</i>	181	0,53	25
<i>Paracalanus</i>	190	0,55	26
<i>Menidia</i>	191	0,57	27
<i>Undinula</i>	192	0,60	28
<i>Capitella</i>	200	0,62	29
<i>Meretrix</i>	203	0,64	30
<i>Allorchestes</i>	298	0,66	31



TABLA IV.3 - COBRE: PROBABILIDAD ACUMULATIVA (P_R) y VALOR AGUDO MEDIO PARA CADA GENERO (GMAV) (Cont.)

Género	GMAV [$\mu\text{g/l}$]	P_R	R
<i>Ctenodrilus</i>	300	0,68	32
<i>Nereis</i>	300	0,70	33
<i>Eurytemora</i>	526	0,72	34
<i>Tigriopus</i>	564	0,74	35
<i>Mytilopsis</i>	600	0,77	36
<i>Trachinotus</i>	800	0,79	37
<i>Seriola</i>	1030	0,81	38
<i>Oplegnathus</i>	1730	0,83	39
<i>Liza</i>	2258	0,85	40
<i>Calanus</i>	2778	0,87	41
<i>Nerita</i>	2833	0,89	42
<i>Therapon</i>	6225	0,91	43
<i>Monodonta</i>	8080	0,94	44
<i>Uca</i>	8832	0,96	45
<i>Palaemonetes</i>	13000	0,98	46

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):

$$\begin{aligned}b &= 3,28 \\a &= 2,21 \\k &= 2,94\end{aligned}$$

Calculando el Valor Agudo Final (FAV) según:

$$\text{FAV} = e^k$$

resulta:

$$\text{FAV} = 19 \mu\text{g/l}$$

IV.2.c) Cálculo del Valor Crónico Final

En función del grado de bioconcentración del cobre por parte de moluscos filtradores se juzga apropiado utilizar un factor de extrapolación igual a 20 para calcular el Valor Crónico Final (FCV) a partir del FAV.

Dividiendo el FAV calculado (19 $\mu\text{g/l}$) por el factor de extrapolación elegido (20), resulta:

$$\text{FCV} = 0,95 \mu\text{g/l}$$



IV.3) Establecimiento del nivel guía de calidad para cobre 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 (4,6 µg/l) se especifica el siguiente nivel guía de calidad para cobre a los efectos de protección de la biota acuática (NGPBA), referido a la muestra de agua filtrada:

$$\text{NGPBA (Cobre)} \leq 0,95 \mu\text{g/l}$$



V) NIVEL GUIA DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE PARA RIEGO CORRESPONDIENTE A COBRE

V.1) *Introducción*

El cobre es un micronutriente vital para las plantas, jugando un rol irremplazable en la acción metabólica de un gran número de enzimas celulares. No obstante, puede provocar efectos tóxicos a niveles algo superiores a sus concentraciones esenciales. Los síntomas de la fitotoxicidad del cobre son la reducción del desarrollo de las ramas y el engrosamiento y coloración anormalmente oscura de las radículas de muchas plantas. Tal fitotoxicidad puede resultar en un reducido rendimiento en la lechuga, en la marchitez de las plantas y el oscurecimiento de las raíces en el algodón y en clorosis foliar o inhibición del crecimiento en el maíz.

Dado que el cobre cataliza la formación de radicales libres reactivos capaces de iniciar la peroxidación de los ácidos grasos no saturados en las biomembranas, su toxicidad puede deberse, al menos en parte, a este daño oxidativo de los tejidos (Navari-Izzo et al., 1998). En la investigación de Navari-Izzo et al. (1998), relacionada con la toxicidad del cobre sobre enzimas antioxidantes cloroplásticas del *Triticum durum* (trigo), los experimentos in vitro realizados mostraron que este metal puede actuar como un eficiente generador de especies tóxicas oxigenadas por su efecto inhibitorio en la actividad de los fotosistemas.

Quartacci et al. (2000) observaron la inducción de cambios en la composición lipídica y en la fluidez de la membrana tilacoidea por acción del exceso de cobre sobre el trigo, lo que genera una reducción de un lípido en las membranas del fotosistema II (PSII).

Doncheva et al. (1996) sugieren que una de las manifestaciones de la toxicidad del cobre es una alteración de la estructura nuclear del vegetal conducente a un decrecimiento de la actividad metabólica. Este fenómeno se debería a la capacidad del cobre para enlazar los ácidos nucleicos a través de los grupos fosfatos o bases, existiendo una correlación entre la estructura de la cromatina y la síntesis del ADN.

El rol metabólico del cobre en las plantas parece limitar la concentración admisible de aquél en los tejidos aéreos de las mismas. Dragun (1976) estableció que las concentraciones máximas admisibles de cobre en hojas y tallo oscilan entre 20 y 30 $\mu\text{g/g}$, con pocas excepciones. Varios investigadores han establecido relaciones entre las respectivas concentraciones de cobre en tejidos de plantas y en la solución nutriente del suelo, pero el patrón difiere entre las distintas especies de plantas y las partes de las mismas. Así, Reilly y Reilly (1973) reportaron relaciones de concentración de cobre en hoja/ raíz comprendidas en el rango 0,003-2,61 para un conjunto de especies, correspondiendo el extremo inferior a los pastos y el superior a los árboles.

Los niveles tóxicos del cobre sobre diversas especies de producción vegetal han sido evidenciados en varios estudios de fitotoxicidad.

Brenchley (1938) evaluó el efecto de sales de cobre, cobalto y níquel sobre la biomasa de *Hordeum vulgare* (cebada) y *Vicia faba* (haba), resultando el cobre más tóxico que el cobalto y que el níquel.



El trabajo de Millikan (1949), que tuvo por objeto estudiar la influencia del molibdeno sobre la acción tóxica de diversos metales, entre ellos el cobre, permitió evaluar la fitotoxicidad de este último sobre *Linum usitatissimum* (lino).

Hunter y Vergnano (1952) determinaron la aparición de clorosis en *Avena sativa* (avena) en bioensayos con una serie de metales pesados, resultando el cobre el segundo en el orden de toxicidad, establecido en términos de producción de clorosis por deficiencia de hierro inducida.

Beckett y Davis (1977) determinaron los niveles críticos superiores de concentraciones de metales pesados asociados a la reducción del rendimiento de biomasa de *Hordeum vulgare*.

El estudio de Wallace et al. (1977) permitió observar la acción fitotóxica del cobre en *Phaseolus vulgaris* (poroto).

Mitchell et al. (1978) observaron los efectos adversos del cobre y de otros metales sobre el rendimiento de *Lactuca sativa* var. *longifolia* (lechuga) y *Triticum aestivum* (trigo), creciendo en dos tipos de suelo, uno ácido y otro calcáreo.

El estudio de Wong y Bradshaw (1982) permitió comparar la toxicidad de los metales pesados sobre el *Lolium perenne* (ray-gras perenne) mediante la determinación de la dosis que producía el 50% de reducción de la elongación de sus raíces, resultando el cobre el metal pesado que producía mayor inhibición del crecimiento radicular de la especie mencionada.

Karataglis (1987) determinó que algunos metales pesados, entre ellos el cobre, afectan fuertemente la longitud de las raíces de *Avena sativa* como primer efecto tóxico observable, evidenciándose los primeros síntomas de clorosis con concentraciones de cobre en la solución nutriente superiores a 0,25 ppm.

Baluk y Bukiewicz (1987) observaron los efectos de diferentes concentraciones de cobre en el suelo en *Salix* sp. (sauce).

Frossard et al. (1989) estudiaron los efectos fitotóxicos del cobre en *Lolium perenne* (ray-grass perenne).

González (1991) investigó el nivel crítico superior de cobre en 10 suelos típicos de Chile con *Medicago sativa* cv *española* (alfalfa) como cultivo de ensayo, observando la acentuación de los efectos tóxicos con la disminución del pH. La influencia del pH sobre la fitotoxicidad del cobre fue ulteriormente observada en cultivos de maní, soja y arroz por Borkert y Cox (1999).

La inducción por parte del cobre de la disminución de la concentración de hierro y manganeso en tejidos de *Oryza sativa* (arroz) fue determinada por Lidon y Henriques (1992).

Los efectos tóxicos del cobre sobre las pasturas *Poa pratensis* L. (poa de los prados) y *Buchloë dactyloides* (buffalo grass), manifestados en la reducción del peso de biomasa, fueron determinados por Lee et al. (1996) y Jackson et al. (1995), respectivamente.



Arnold et al. (1997) estudiaron el impacto del percolado de hidróxido de cobre en el crecimiento de *Taxodium distichum L.* (ciprés pelado) y *Zea mays L.* (maíz) sobre arena como medio de cultivo, observando para ambas especies la manifestación del efecto tóxico del cobre.

Gupta y Gupta (1998) reportaron niveles tóxicos del cobre en suelo para distintos cultivos, estando los mismos comprendidos entre 10 µg/g, para el pepino, y 70 µg/g, para el maíz.

Los efectos tóxicos del cobre sobre cultivos hidropónicos de *Triticum aestivum* fueron evaluados por Alamgir y Salauddin Bhuiyan (1997) y Quartacci et al. (2000).

Fodor (1998) estudió la fitotoxicidad y acumulación de varios metales pesados en trigo y maíz.

Por su parte, Doncheva (1998) determinó que concentraciones de cobre superiores a 1,5 µmol/l (0,095 mg/l) en solución hidropónica inhibían el crecimiento de la raíz de *Zea mays*.

Sobre la base de la evaluación de la información fitotoxicológica disponible para cobre, la derivación del nivel guía de calidad de agua para riego se asienta en el procedimiento establecido para datos basados en concentraciones en el suelo. Como el número de datos con que se cuenta no resulta suficiente para el cálculo de la concentración máxima aceptable de cobre en el agua de riego con carácter pleno, es procedente el establecimiento de tal concentración con carácter interino.

V.2) Cálculo de la concentración máxima aceptable de cobre en el agua de riego

La Tabla V.1 presenta valores de las menores concentraciones de cobre en el suelo para las cuales se registran efectos fitotóxicos (LOEC) y de concentraciones de cobre en el suelo para las cuales no se registran efectos fitotóxicos (NOEC) correspondientes a especies de producción vegetal. Estos valores están así reportados en los trabajos referenciados en la tabla antedicha o resultan de elaboraciones sobre tales trabajos.

TABLA V.1 - FITOTOXICIDAD DEL COBRE SOBRE ESPECIES DE PRODUCCION VEGETAL

ESPECIE	LOEC [mg Cu/kg suelo]	NOEC [mg Cu/kg suelo]	EFEECTO	REFERENCIA
<i>Medicago sativa</i> <i>cv española</i>	26,44 (2)	5,87 (1)(2)	Disminución en el rendimiento del vegetal	González, 1991
<i>Phaseolus vulgaris</i>	165,3 (2)	36,73 (1)(2)	Reducción en el rendimiento de hojas	Wallace et al, 1977
<i>Salix sp.</i>	61,98 (2)	13,77 (1)(2)	Disminución en el rendimiento del vegetal	Baluk and Bukiewicz, 1987
<i>Triticum aestivum</i>	90 (2)	30 (2)	Disminución en el rendimiento en grano	Fodor, 1998
<i>Lactuca sativa</i> <i>var. longifolia</i>	33,1 (2)	16,5 (2)	Disminución en el rendimiento del vegetal	Mitchell et al., 1978
<i>Lolium perenne</i>	51,23 (2)	11,38 (1)(2)	Disminución en el rendimiento del peso seco del vegetal	Frossard et al., 1989

Notas:

(1): Estimado a partir de NOEC = (LOEC/4,5), de acuerdo a lo establecido metodológicamente

(2): Ajustado a contenido de humedad de capacidad de campo, de acuerdo a lo establecido metodológicamente.



Calculando la concentración máxima aceptable de cobre en el agua de riego para cada especie considerada (SMATC_i) según:

$$SMATC_i = (LOEC_i * NOEC_i)^{1/2} / FI$$

donde:

FI: factor de incertidumbre

y adoptándose para FI el valor 10, de acuerdo a las pautas metodológicas establecidas, resultan las SMATC_i presentadas en la Tabla V.2.

TABLA V.2 - CONCENTRACIONES MAXIMAS ACEPTABLES DE COBRE

ESPECIE	LOEC [mg Cu/ kg suelo]	NOEC [mg Cu/kg suelo]	ASC (mg Cu/kg suelo)	Tasa de riego [m ³ /ha]	SMATC [ug Cu/l]
<i>Medicago sativa cv española</i>	26,44	5,87	1,2	3500	223
				7000	111
				12000	65
<i>Phaseolus vulgaris</i>	165,3	36,73	7,8	3500	1449
				7000	724
				12000	423
<i>Salix sp.</i>	61,98	13,77	2,9	3500	539
				7000	269
				12000	157
<i>Triticum aestivum</i>	90	30	5,2	3500	966
				7000	483
				12000	282
<i>Lactuca sativa</i>	33,1	16,5	2,3	3500	427
				7000	214
				12000	125
<i>Lolium perenne</i>	51,23	11,38	2,4	3500	446
				7000	223
				12000	130

Las concentraciones máximas aceptables para cobre en agua de riego quedan definidas por las menores calculadas para los tres escenarios de riego considerados: 223 µg Cu/l, para Tr = 3500 m³/ha, 111 µg Cu/l, para Tr = 7000 m³/ha, y 65 µg Cu/l, para Tr = 12000 m³/ha, que corresponden a *Medicago sativa cv española*.

V.3) Especificación de niveles guía para cobre total en agua de riego

De acuerdo a lo ya expuesto sobre la limitada cantidad de datos fitotoxicológicos con que se cuenta, se especifican con carácter interino los siguientes niveles guía para cobre correspondientes a agua de riego (NGAR), referidos a la muestra de agua sin filtrar, para los escenarios de riego antedichos:

$$NGAR_1 (\text{Cobre}) \leq 223 \mu\text{g/l} \quad (\text{para Tr} = 3500 \text{ m}^3/\text{ha})$$



República Argentina
Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación

$NGAR_2$ (Cobre) $\leq 111 \mu\text{g/l}$ (para $Tr = 7500 \text{ m}^3/\text{ha}$)

$NGAR_3$ (Cobre) $\leq 65 \mu\text{g/l}$ (para $Tr = 12000 \text{ m}^3/\text{ha}$)

V.4) Verificación de la ausencia de riesgos sobre el suelo y el acuífero freático asociados al agua de riego

Los niveles guía especificados son de aplicación en la medida en que sean tenidas en cuenta las consideraciones detalladas en la metodología respecto a riesgos asociados al agua de riego para el suelo y el acuífero freático.



VI) NIVELES GUIA DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE PARA BEBIDA DE ESPECIES DE PRODUCCION ANIMAL CORRESPONDIENTES A COBRE

VI.1) *Introducción*

El cobre es un elemento esencial pues existen sistemas enzimáticos que dependen de su presencia, pero también puede ser tóxico en ciertas condiciones. Así, entonces, tanto una merma como un exceso de cobre en la ingesta alimentaria pueden ser perjudiciales para el normal desarrollo de diversas especies de producción animal.

Diversos estudios han aportado evidencias sobre efectos deletéreos del cobre en especies de producción animal, con diferencias marcadas en estas últimas en su capacidad de tolerancia de aquél.

Cromwell et al. (1978) observaron un gran incremento de cobre en hígado en cerdos Yorkshire como resultado de la administración de cobre en la dieta durante un período de 15 semanas, aunque no se observó reducción de masa corporal. Prince et al. (1979) ratificaron dichas conclusiones dosificando cobre en cerdos Hampshire-Yorkshire en estudios de la misma duración.

Engle et al. (2000) constataron reducción de la tasa de crecimiento en terneros de las razas Angus y cruce Hereford-Angus expuestos durante 17 semanas a cobre administrado en la dieta.

El ganado ovino es de los más sensibles al alto contenido de cobre en la dieta, pues el hígado tiende a acumular grandes y, ocasionalmente, peligrosas, cantidades de cobre y, a su vez, es menor su eficiencia en el mecanismo de excreción. El estudio de Zervas et al. (1990) permitió observar una disminución de ganancia de peso en corderos de 12 semanas de edad debido a la ingesta de cobre en la dieta a lo largo de 13 semanas. Los mismos autores observaron que este tratamiento no produjo reducción de la tasa de crecimiento en cabras de 12 semanas de edad durante las 13 semanas de tratamiento.

A menudo se adiciona una relativamente alta dosis de cobre en la dieta en pollos para estimular el crecimiento. Chiou et al. (1999) observaron una merma en la tasa de crecimiento y en la ingesta de alimento en pollos de tres semanas de edad expuestos a cobre administrado en la dieta durante 21 días de tratamiento. Robbins et al. (1980) habían obtenido similares resultados durante 13 días de estudio en pollos de 1 semana de vida.

El estudio de Wood et al. (1973), realizado con patos Khaki Campbell y pollos Light Sussex, ambos de 14 semanas de edad, expuestos a cobre en la dieta durante 8 semanas, mostró una mayor capacidad a almacenar el cobre en hígado por los patos respecto a los pollos, pero no se observó reducción de la tasa de crecimiento debido a su ingesta en ninguno de los dos casos.

Jackson et al. (1979) observaron reducción en la producción de huevos y de la tasa de crecimiento en gallinas Shaver 288 y Warren Studler de 17 semanas de edad expuestas a cobre administrado en la dieta durante una experiencia de largo término (48 semanas). Estos mismos autores obtuvieron, al siguiente año, similares resultados en un estudio sobre gallinas



Shiver y Warren de 18 semanas de edad expuestos durante 40 semanas. Por otra parte, Chiou et al. (1997) realizaron un estudio de 4 semanas de duración sobre gallinas White Leghorn de 28 semanas de edad que mostró una tendencia decreciente en ingesta de alimento y producción de huevos con el incremento de dosificación de cobre en la dieta.

La información toxicológica disponible para cobre resulta suficiente para la derivación con carácter pleno de niveles guía de calidad de agua ambiente para bebida de especies mamíferas de producción animal pero no para especies aviarias. De tal manera, para los escenarios de producción animal aviaria y mixta los niveles guía de calidad de agua de bebida se derivan con carácter interino.

VI.2) Cálculo de ingestas diarias tolerables y concentraciones máximas tolerables de cobre en el agua de bebida para producción animal conformada por especies mamíferas

En la Tabla VI.1 se exponen valores correspondientes al menor valor de exposición para el cual se observa un efecto adverso (LOAEL) y al nivel de exposición para el cual no se observa efecto adverso alguno (NOAEL) para porcinos, bovinos y ovinos. Tales valores resultan de elaboraciones sobre los trabajos referenciados en la tabla antedicha.

TABLA VI. 1 - VALORES DE TOXICIDAD CRONICA ORAL SOBRE MAMIFEROS CONCERNIENTES AL COBRE

ANIMAL	LOAEL [mg Cu/(kg masa corporal * d)]	NOAEL [mg Cu/(kg masa corporal * d)]	REFERENCIA
Porcinos	Sin dato	9,42 (1)	Cromwell et al.,1978
Bovinos	0,47 (2)	0.08 (3)	Engle et al.,2000
Ovinos	2,78 (4)	1,46 (5)	Zervas et al.,1990

Notas:

(1): Calculado sobre las siguientes bases:

dosificación de cobre en la dieta: 250 mg Cu/kg alimento; ingesta alimentaria: 2,07 kg/d (calculada en función de la relación: alimento diario consumido/tasa de crecimiento = 2,95; tasa de crecimiento: 0,703 Kg/d); masa corporal = $(w_i + w_f)/2$; w_i : masa corporal inicial; w_f : masa corporal final; w_i : 14,6 kg; $w_f = w_i + (tasa\ de\ crecimiento * tiempo\ de\ ensayo)$; tiempo de ensayo: 115 d

(2): Calculado sobre las siguientes bases:

dosificación de cobre en la dieta: 24,9 mg Cu/kg alimento; ingesta alimentaria: 4,89 kg/d; masa corporal = $(w_i + w_f)/2$; w_i : masa corporal inicial; w_f : masa corporal final; w_i : 370,0 kg; $w_f = w_i + (tasa\ de\ crecimiento * tiempo\ de\ ensayo)$; tasa de crecimiento: 1,25 kg/d; tiempo de ensayo: 121 d

(3): Calculado según $NOAEL = LOAEL/5,6$, de acuerdo a lo establecido metodológicamente

(4): Calculado sobre las siguientes bases:

dosificación de cobre en la dieta: 67,5 mg Cu/kg alimento; ingesta alimentaria: 0,84 kg/d (calculada en función del alimento total consumido: 76 kg y del tiempo de ensayo); masa corporal = $(w_i + w_f)/2$; w_i : masa corporal inicial; w_f : masa corporal final; w_i : 16,1 kg; w_f : 24,5 kg; tiempo de ensayo: 91 d

(5): Calculado análogamente a (3) sobre las siguientes bases:

dosificación de cobre en la dieta: 33,5 mg Cu/kg alimento; ingesta alimentaria: 0,96 kg/d (calculada en función del alimento total consumido: 87 kg y del tiempo de ensayo); masa corporal = $(w_i + w_f)/2$; w_i : masa corporal inicial; w_f : masa corporal final; w_i : 15,8 kg; w_f : 28,1 kg; tiempo de ensayo: 91 d

Utilizando los valores de LOAEL y NOAEL correspondientes a cada especie ($LOAEL_i$ y $NOAEL_i$) se calcula la ingesta diaria tolerable correspondiente a la misma (IDT_i) según la expresión siguiente:



$$IDT_i = (LOAEL_i * NOAEL_i)^{1/2} / FI$$

empleándose para FI (factor de incertidumbre) el valor 10. Las IDT_i resultantes son presentadas en la Tabla VI.2.

Sobre la base de las IDT_i obtenidas se calcula la concentración máxima tolerable de cobre en el agua de bebida para cada especie según la siguiente expresión:

$$c_i = IDT_i * MC_i * F_i / C_i$$

donde:

c_i : concentración máxima tolerable en el agua de bebida para la especie i [mg/l]

IDT_i : ingesta diaria tolerable para la especie i [mg/(kg masa corporal * d)]

MC_i : masa corporal de la especie i [kg]

F_i : factor de asignación de la IDT al agua de bebida para la especie i

C_i : ingesta diaria de agua por individuo para la especie i [l/d]

Considerando para el cálculo la relación MC/C más crítica para cada animal, de acuerdo a los rangos genéricos de masas corporales e ingestas diarias de agua asumidos en la metodología elaborada, y adoptando el valor 0,2 para F_i , resultan las concentraciones máximas tolerables de cobre en el agua de bebida que se exponen en la Tabla VI.2.

TABLA VI. 2 - COBRE: INGESTAS DIARIAS TOLERABLES Y CONCENTRACIONES MÁXIMAS TOLERABLES EN EL AGUA DE BEBIDA PARA MAMIFEROS

ANIMAL	IDT [mg Cu/(kg masa corporal * d)]	c [mg/l]
Porcinos	1,88 (1)	2,97 (2)
Bovinos	0,02	0,03 (3)
Ovinos	0,20	0,31 (4)

Notas:

(1): Calculada según $IDT = NOAEL/5$, de acuerdo a lo establecido metodológicamente

(2): Calculada para $MC/C = 7,9$ kg/(l/d)

(3): Calculada para $MC/C = 6,3$ kg/(l/d)

(4): Calculada para $MC/C = 8$ kg/(l/d)

Los cálculos efectuados indican el valor 0,03 mg/l, correspondiente a la especie bovina, como la concentración máxima tolerable para el mamífero de producción animal más sensible ($C_{\text{mamífero de producción animal más sensible}}$).

VI.3) Cálculo de ingestas diarias tolerables y concentraciones máximas tolerables de cobre en el agua de bebida para producción animal conformada por especies aviarias

En la Tabla VI.3 se exponen valores de LOAEL y NOAEL para gallinas. Tales valores resultan de elaboraciones sobre los trabajos referenciados en la tabla antedicha.



TABLA VI.3 - VALORES DE TOXICIDAD CRONICA ORAL SOBRE AVES CONCERNIENTES AL COBRE

ANIMAL	LOAEL [mg Cu/(kg masa corporal * d)]	NOAEL [mg Cu/(kg masa corporal * d)]	REFERENCIA
Gallinas	22,67 (1)	17,73 (2)	Jackson et al., 1979

Notas:

(1): Calculado sobre las siguientes bases:

dosificación de cobre en la dieta: 400 mg Cu/kg alimento; ingesta alimentaria: 0,100 kg/d (calculada según el alimento total consumido: 33,51 kg y del tiempo de ensayo); masa corporal = $(w_i + w_f)/2$; w_i : masa corporal inicial; w_f : masa corporal final; w_i : 1,67 kg; $w_f = w_i + (\text{tasa de crecimiento} * \text{tiempo de ensayo})$; tasa de crecimiento: 0,015 kg/período; tiempo de ensayo: 12 períodos de 28 d c/u

(2): Calculado análogamente a (1) sobre las siguientes bases:

dosificación de cobre en la dieta: 300 mg Cu/kg alimento; ingesta alimentaria: 0,105 kg/d (calculada según el alimento total consumido: 35,31 kg y del tiempo de ensayo); masa corporal = $(w_i + w_f)/2$; w_i : masa corporal inicial; w_f : masa corporal final; w_i : 1,64 kg; $w_f = w_i + (\text{tasa de crecimiento} * \text{tiempo de ensayo})$; tasa de crecimiento: 0,023 kg/período; tiempo de ensayo: 12 períodos de 28 d c/u

Utilizando los valores de $LOAEL_i$ y $NOAEL_i$ antedichos y las expresiones de cálculo ya presentadas, se determinan las correspondientes ingestas diarias tolerables (IDT_i) y concentraciones máximas tolerables en el agua de bebida (c_i), aplicando para FI, MC_i/C_i y F_i los mismos criterios considerados para mamíferos. Los valores resultantes son expuestos en la Tabla VI.4.

TABLA VI.4 - COBRE: INGESTAS DIARIAS TOLERABLES Y CONCENTRACIONES MAXIMAS TOLERABLES EN EL AGUA DE BEBIDA PARA AVES

ANIMAL	IDT [mg Cu/(kg masa corporal * d)]	c [mg/l]
Gallinas	2,00	1,52 (1)

Nota:

(1): Calculada para $MC/C = 3,8 \text{ kg/(l/d)}$

De tal manera, la concentración máxima tolerable de cobre en el agua de bebida para aves resulta determinada por el valor correspondiente a gallinas, 1,52 mg/l.

VI.4) Establecimiento de niveles guía de calidad de agua ambiente para bebida de especies de producción animal

De acuerdo a los escenarios potenciales de producción animal previstos metodológicamente, se especifican los niveles guía de calidad de agua ambiente para bebida de especies de producción animal (NGABPA) que se detallan a continuación.

VI.4.1) Producción animal conformada por mamíferos

Se especifica como nivel guía de calidad de agua ambiente para bebida de especies de producción animal correspondiente a cobre, referido a la muestra de agua sin filtrar:



NGABPA (Cobre) $\leq 0,03$ mg/l

VI.4.2) Producción animal conformada por aves

En razón de las limitaciones de información toxicológica para aves ya mencionadas, se especifica con carácter interino el siguiente nivel guía de calidad de agua ambiente para bebida de especies de producción animal correspondiente a cobre, referido a la muestra de agua sin filtrar:

NGABPA (Cobre) $\leq 1,52$ mg/l

VI.4.3) Producción animal conformada por mamíferos y aves

En razón de las limitaciones antedichas, se especifica con carácter interino el siguiente nivel guía de calidad de agua ambiente para bebida de especies de producción animal correspondiente a cobre, referido a la muestra de agua sin filtrar:

NGABPA (Cobre) $\leq 0,03$ mg/l



VIII) CONTRASTACION DE LOS NIVELES GUIA DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE CORRESPONDIENTES A COBRE

VIII.1) Contratación de los niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente para bebida de especies de producción animal

La base de contrastación está constituida por el límite máximo de cobre establecido por el Código Alimentario Argentino (CAA) en su Artículo 156. Tal valor está referido a alimentos en general, y es igual a 10 mg/kg (CAA, 2004). Sobre esta base de contrastación, la información reportada respecto a acumulación de cobre en especies de producción animal permite efectuar las elaboraciones que se desarrollan a continuación.

Las experiencias de Zervas et al. (1990) con ovinos indican que la acumulación de cobre en músculo, riñón, bazo, cerebro y corazón esperable para la exposición asociada a la ingesta diaria tolerable de cobre para el mamífero más sensible, que es igual a 0,02 mg/(kg masa corporal * d), sería inferior al límite máximo antes mencionado (10 mg/kg). No obstante lo observado para acumulación en tejido muscular, en el trabajo en cuestión se denotó, para condiciones de exposición basal, es decir, para ovinos de control, acumulación de cobre en hígado superior al límite correspondiente ya señalado. La superación de este límite también se verificó en hígado en bovinos de control en las experiencias de Engle et al. (2000) y en hígado y riñón en porcinos de control en las experiencias de Cromwell et al. (1978).

Lo expuesto precedentemente permite concluir que la mayor acumulación de cobre en especies mamíferas de producción animal se produce en hígado y riñón. La acumulación de cobre en tejido muscular esperable para las condiciones de derivación de los niveles guía de calidad de agua ambiente no resulta superior al límite especificado el Código Alimentario Argentino para las especies consideradas para el cálculo (10 mg/kg). Por lo tanto, en lo que concierne al consumo de carne de las especies mencionadas, se considera que los niveles antedichos son compatibles con la restricción sanitaria correspondiente a la ingesta alimentaria humana. No obstante, la pronunciada acumulabilidad del cobre en hígado y riñón y la probabilidad de superación de los límites establecidos por el Código Alimentario Argentino en estas vísceras determinan la necesidad de controlar particularmente el consumo de las mismas, aun cuando su inserción en la dieta sea de menor relevancia.

Las experiencias de Wen-shyg Chiou et al. (1997) con gallinas indican que la acumulación de cobre en el huevo para la exposición asociada a la ingesta diaria tolerable de cobre para gallinas, que es igual a 2 mg/(kg masa corporal * d), es inferior al límite máximo tomado como referencia (10 mg/kg). Por otra parte, para el nivel de exposición antedicho, Jackson et al. (1979) han reportado acumulaciones de cobre inferiores a los límites máximos referenciales, para hígado, riñón y oviducto.

Los tenores de acumulación de cobre en pollos observados en las experiencias de Yih-Fwu Lin y A-Li Hsu (2000) indicarían que para exposiciones próximas a la asociada a la ingesta diaria tolerable los registros de acumulación en músculo y en hígado no superan el límite de contrastación ya referido.



República Argentina
Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación

Lo expuesto precedentemente permite concluir que el nivel guía de calidad de agua ambiente especificado interinamente para bebida de animales de producción aviaría es compatible con las restricciones sanitarias correspondientes a ingesta alimentaria humana.



IX) TECNICAS ANALITICAS ASOCIADAS A LA DETERMINACION DE COBRE

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 cobre.



X) REFERENCIAS

Agua Superficial, 2001. Procesamiento de datos presentados en: Instituto Nacional del Agua y del Ambiente. 1999. Reporte detallado de datos de calidad de agua recolectados durante el período Abril 1987-Marzo 1998 por la Contraparte Técnica Argentina. Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata. Control de Calidad de las Aguas de la Cuenca del Plata.

Ahsanullah, M. and A.R. Williams. 1991. Sublethal Effects and Bioaccumulation of Cadmium, Chromium, Copper, and Zinc in the Marine Amphipod *Allorchestes compressa*. Mar. Biol. 108: 59-65. 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.

Ahsanullah, M. and T.M. Florence. 1984. Toxicity of copper to the marine amphipod *Allorchestes compressa* in the presence of water-and lipid-soluble ligands. Mar. Biol. 84(1): 41-45. 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.

Alabaster, J.S. and R. Lloyd. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2nd edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Butterworths, London, 361 pp.

Alamgir, A.N.M. and A.K.M. Salauddin Bhuiyan. 1997. Effects of Copper salt on seed germination and seedling growth of wheat. Journal Asiatic Society. Bangladesh, Science 23 (1): 163-166.

An, Y. and Z. He. 1991. Toxicity of four heavy metals in marine water to *Moina mongolica*. J. Fish. China /Shuichan Xuebao 15(4): 273-282. 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.

Anderson, B.S., D.P. Middaugh, J.W. Hunt and S.L. Turpen. 1991. Copper toxicity to sperm, embryos and larvae of topmelt *Atherinops affinis*, with notes on induced spawnin. Mar. Environ. Res. 31(1): 17-35. 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.

Arnold, M.A., D.C. Wilkerson, B.J. Lesikar and D.F. Welsh. 1997. Impacts of Copper leaching from Copper Hydroxyde-treated containers on water recycling, nursery runoff, and growth of Balcypress and Corn. J. American Society of Horticulture Science 122 (4): 574-581.

Arnott, G.H. and M. Ahsanullah. 1979. Acute toxicity of copper, cadmium and zinc to three species of marine copepod. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 30(1): 63-71. 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.

Arthur, J.W. and E.N. Leonard. 1970. Effects of copper on *Gammarus pseudolimnaeus*, *Physa integra*, and *Campeloma decisum* in soft water. Jour. Fish. Res. Board Can. 27: 1277-1281. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.

ATSDR. 1990. Toxicological profile for copper. Atlanta, Georgia, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (TP-90-08). En: IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1998. Environmental Health Criteria 200. Copper. World Health Organization. Geneva.

Balczon, J.M. and J.R. Pratt. 1994. A comparison of the responses of two microcosms designs to a toxic input of copper. Hydrobiología 281: 101-114.

Baluk, A. and H. Bukiewicz. 1987. The action of increased copper content in soil on wicker rooting and growth. Pr. Nau. Inst. Ochr. Rosl. 29(2): 71-80. (on line, en ecotox).

Bartlett, L., et al. 1974. Effects of copper, zinc and cadmium on *Selenastrum capricornutum*. Water Res. 8:179. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C.: EPA 440/5-84-031.

Beckett, P.H.T. and R.D. Davis. 1977. Upper critical levels of toxic elements in plants. New Phytol. 79:95-106.



República Argentina
Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación

- Birdsong, C.L. and J.W. Avault Jr. 1971. Toxicity of certain chemicals to juvenile pompano. Prog. Fish Cult. 33(2):7 6-80. 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.
- Birge, W.J., R.D. Hoyt, J.A. Black, M.D. Kercher and W.A. Robison. 1993. Effects of chemical stresses on behavior of larval and juvenile fishes and amphibians. Am. Fish. Soc. Symp. 14: 55-65. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Borkert, C.M. and F.R. Cox. 1999. Effects of acidity at high soil zinc, copper, and manganese on Peanut, Rice, and Soybean. Commun. Soil Science Plant Anal. 30 (9&10): 1371-1384.
- Bowen, G.M.R. 1990. Joint action of sublethal copper and zinc on locomotory behaviour of fathead minnows. M.S. Thesis, Univ. of Guelph (Canada): 100 p.; Masters Abstr. Int. 30(3): 663 (1992) (ABS). En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Brenchley, W. 1938. Comparative effects of cobalt, nickel, and copper on plant growth. Ann. Biol. 25 (4) : 671-697.
- Bringmann, G. and R. Khun. 1976. Comparative results of the damaging effects of water pollutants against bacteria (*Pseudomonas putida*) and blue algae (*Microcystis aeruginosa*). Gas-Wasserfach, Wasser-Abwasser 117: 410. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- Bringmann, G. and R. Khun. 1978a. Limiting values for the noxious effects of water pollutant material to blue algae (*Microcystis aeruginosa*) and green algae (*Scenedesmus quadricauda*) in cell propagation inhibition tests. Vom Wasser 50: 45-49. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- Bringmann, G. and R. Khun. 1978b. Testing of substances for their toxicity threshold: model organisms *Microcystis (Diplocystis) aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 21: 275. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- Brown, B.T. and B.M. Rattigan. 1979. Toxicity of soluble copper and other metal ions to *Elodea canadensis*. Environ. Pollut. 18: 303-305. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- CAA (Código Alimentario Argentino). 2004. Capítulo III. Artículo 156.
- Calabrese, A., J.R. MacInnes, D.A. Nelson, R.A. Greig and P.P. Yevich. 1984. Effects of long-term exposure to silver or copper on growth, bioaccumulation and histopathology in the blue mussel *Mytilus edulis*. Mar. Environ. Res. 11(4): 253-274. En: U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft update ambient water quality criteria for copper. Washington DC. EPA 822-R-03-026.
- Cardin, J.A. 1985. Results of acute toxicity tests conducted with copper at ERL, Narragansett. U.S.EPA, Narragansett, RI :10 p. 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.
- Catsiki, V.A., C. Vakalopoulou, M. Moraitou-Apostolopoulou and G. Verriopoulos. 1993. *Monodonta turbinata* (Born); Toxicity and bioaccumulation of Cu and Cu+Cr mixtures. Toxicol. Environ. Chem. 37(3/4):173-184. 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.
- Cerda, B. and J.H. Olive. 1993. Effects of Diet on seven-day *Ceriodaphnia dubia* toxicity tests. Ohio J. Sci. 93(3): 44-47. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Chapman, G.A., et al. Manuscript. Effects of water hardness on the toxicity of metals to *Daphnia magna*. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Chiou, P.W.S., C.L. Chen, K.L. Chen and C.P. Wu. 1999. Effect of High Dietary Copper on the Morphology of Gastro-Intestinal Tract in Broiler Chickens. J. Anim. Sci. 12: 548-553.



- Chiou, P.W.S., Kuo-Lung Chen and Bi Yu. 1997. Toxicity, tissue accumulation and residue in egg and excreta of copper in laying hens. *Animal feed Sci. Technol.* 67: 49-60.
- Christensen, E.R., J. Scherfig and P.S. Dixon. 1979. Effects of manganese, copper, and lead on *Selenastrum capricornutum* and *Chlorella stigmatophora*. *Water Res.* 13:79-92. En: U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft update ambient water quality criteria for copper. Washington DC. EPA 822-R-03-026.
- Chung, I.K. and B.H. Brinkhuis. 1986. Copper effects in early life stages of the kelp, *Laminaria saccharina*. *Mar. Pollut. Bull.* 17(5): 213-218. En: U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft update ambient water quality criteria for copper. Washington DC. EPA 822-R-03-026.
- Copper, Fact Sheet. 2001. Bureau of Reclamation, Technical Service Center. Water Treatment Engineering and Research Group, D-8230. U.S. Department of the Interior.
- Copper. 1992. Health Canada Online. http://www.hc-sc.gc.ca/ehp/ehd/catalogue/bch_pubs/dwgsup.doc/copper.pdf.
- Cotton, F.A. and G. Wilkinson. 1989. Advanced inorganic chemistry. New York, John Wiley and Sons Ltd, pp. 755-775. En: IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1998. Environmental Health Criteria 200. Copper. World Health Organization. Geneva.
- Cromwell, G.L., V.H. Hays and T.L. Clark. 1978. Effects of copper sulfate, copper sulfide and sodium sulfide on performance and copper stores of pigs. *J. Anim. Sci.* 46: 692-698.
- Curtis, M.W., and C.H. Ward. 1981. Aquatic toxicity of forty industrial chemicals: testing in support of hazardous substance spill prevention regulation. *J. Hydrol.* 51: 359-367. 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.
- Deaver, E. and J.H. Rodgers, Jr. 1996. Measuring bioavailable copper using anodic stripping voltammetry. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(11): 1925-1930. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Demayo, A. and M.C. Taylor. 1981. Copper. En: Guidelines for Surface Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines.
- Den Dooren de Jong, L.E. 1965. Tolerance of *Chlorella vulgaris* for Metallic and Non-Metallic Ions. *Antonie Leeuwenhoek J. Microbiol. Serol.* 31: 301-313. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- Denton, G.R.W. and C. Burdon-Jones. 1986. Environmental effects on toxicity of heavy metals to two species of tropical marine fish from Northern Australia. *Chem. Ecol.* 2(3): 233-249. 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.
- Devi, V.U. 1987. Heavy metal toxicity to fiddler crabs, *Uca annulipes latreille* and *Uca triangularis* (Milne Edwards): Tolerance to copper, mercury, cadmium. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 1020-1027. 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.
- Doncheva, S. 1998. Copper induced alterations in the structure and proliferation of maize root meristem cells. *Journal of Plant Physiology* 153: 482-487.
- Doncheva, S., B. Nikolovand and V. Ogneva. 1996. Effect of Copper excess on the morphology of the nucleus in maize root meristem cells. *Physiologia Plantarum* 96: 118-122.
- Dragun, J. 1976. Copper: An analysis of soil –plant relations. *Science in Agriculture. Agric.Exp. Sta.* 23 (39): 2-3. Pennsylvania State University, University Park, Pa.
- El Nady, F.E. 1989. Toxicity of mercury to *Mugil capito* Frys in presence of EDTA and copper sulphate. *Bull. Natl. Inst. Oceanogr. Fish.* 15(2): 163-169. 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.



- Engle, T.E. and J.W. Spears. 2000. Effects of dietary copper concentration and source on performance and copper status of growing and finishing steers. *J. Anim. Sci.* 78: 2446-2451.
- Erickson, S.J. et al. 1970. A screening technique for estimating copper toxicity to estuarine phytoplankton. *J. Water Pollut. Control Fed.* 42: R270. En: U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft update ambient water quality criteria for copper. Washington DC. EPA 822-R-03-026.
- Fodor, L. 1998. Effect of heavy metals on wheat and maize crop on brown forest soil. *Agrokemia Talajtan* 47:197-206.
- Foster, P.L. 1982. Metal resistances of chlorophyta from rivers polluted by heavy metals. *Freshwater Biol.* 12: 41-61.
- Frossard, R., F.X. Stadelmann and J. Niederhauser. 1989. Effects of Different Heavy Metals on Fructuan, Sugar and Starch Content of Ryegrass. *J. Plant Physiol.* Vol. 134, pp. 180-185.
- Gao, S. and Zou D. 1994. Acute toxicity of copper, mercury and chromium to larvae of *Penaeus penicillatus*. *Mar. Sci. Bull./Haiyang Tongbao* 13(2): 28-32. 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.
- Gentile, S. and J. Cardin. 1982. Unpublished laboratory data. U.S.EPA, Narragansett, RI: 5 p. 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.
- Gibson, C.I., T.O. Thatcher and C.W. Apts. 1976. Some effects of temperature, chlorine, and copper on the survival and growth of the coon stripe shrimp. In: G.W. Esch and R.W. McFarlane (Eds.), Rep. No. CONF-750425, Thermal Ecology II, Proc.1975 Symp., U.S. ERDA: 88-92. 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.
- Gonzalez, S.P. 1991. Upper Critical Level of Copper to Alfalfa, in Ten Chilean Soils. *Water Air and Soil Pollution* 57-58: 201-208.
- Gupta, U. and S. Gupta. 1998. Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: implications for management. *Commun. Soil Science Plant Anal.* 29(11&14): 1491-1522.
- Han, B.C. and T.C. Hung. 1990. Green oysters caused by copper pollution on the Taiwan Coast. *Environ. Pollut.* 64(4): 347-362. En: U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft update ambient water quality criteria for copper. Washington DC. EPA 822-R-03-026.
- Hansen, J. I., T. Mustafa, and M. Depledge. 1992. Mechanisms of copper toxicity in the shore crab, *Carcinus maenas*. II. Effects on key metabolic enzymes, metabolites and energy charge potential. *Mar. Biol.* 114:259-264. En: Eisler, R. 2000. Copper (chapter 3). Handbook of chemical risk assessment. Volume 3. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Hodson, P. V., U. Borgmann, and H. Shear. 1979. Toxicity of copper to aquatic biota. Pages 307-372 in J. O. Nriagu, ed. Copper in the environment. Part 2: health effects. John Wiley, NY. En: En: Eisler, R. 2000. Copper (chapter 3). Handbook of chemical risk assessment. Volume 3. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Hollibaugh, D.L. et al. 1980. A comparison of the acute toxicities of ten heavy metals to the plankton from Sasnick Inlet, B.C., Canada. *Estuarine Coastal Mar. Sci.* 10:93. En: U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft update ambient water quality criteria for copper. Washington DC. EPA 822-R-03-026.
- Horning, W.B. and T.W. Neiheisel. 1979. Chronic effect of copper on the bluntnose minnow, *Pimephales notatus* (Rafinesque). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 8: 545. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Hunter, J. and O. Vergnano. 1952. Trace-element toxicities in Oat plants. *Appl. Biol.* 40: 761-777.
- Ingersoll, C.G. and R.W. Winner. 1982. Effect on *Daphnia pulex* (De Geer) of daily pulse exposures to copper or cadmium. *Environ. Toxicol. Chem.* 1: 321-327. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1998. Environmental Health Criteria 200. Copper. World Health Organization. Geneva.



República Argentina
Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación

- Jackson, M.B., Ch.W. Lee, M.A. Schumacher, M.E. Duysen, J.R. Self and R.C. Smith. 1995. Micronutrient toxicity in Buffalograss. *Journal of Plant Nutrition*. 18: (6): 1337-1349.
- Jackson, N. and M.H. Stevenson. 1981. Identification of the component responsible for the effects of added dietary copper sulphate in the female domestic fowl. *J. Sci. Food Agric.* 32: 1047-1053.
- Jackson, N., M.H. Stevenson and G.Mc Kirkpatrick. 1979. Effects of the protracted feeding of copper sulphate-supplemented diets to laying, domestic fowl on egg production and on specific tissues, with special reference to mineral content. *J. Nutr.* 42: 253-266.
- Janssen, C.R.; M.D. Ferrando and G. Persoone. 1994. Ecotoxicological studies with the freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 28(3): 244-255. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Karataglis, S. 1987. Aluminium toxicity in *Avena sativa cv. Cassandra* and comparison with the toxicity caused by some other metals. *Phyton (Austria)*. 27. Fasc. 1: 1-14.
- Kedwards, T.J., S.J. Blockwell, E.J. Taylor and D. Pascoe. 1996. Design of an electronically operated flow-through respirometer and its use to investigate the effects of copper on the respiration rate of *Gammarus pulex*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57(4): 610-616. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Krishnakumari, L.P.K.V., S.N. Gajbhiye, K. Govindan and V.R. Nair. 1983. Toxicity of some metals on the fish therapon jarbua (Forsskal, 1775). *Indian J. Mar. Sci.* 12(1): 64-66. 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.
- Kumar, K.P. and V.U. Devi. 1995. Effect of heavy metals on toxicity and oxygen consumption of intertidal gastropods *nerita albicilla* and *Nerita chamaeleon*. *J. Ecotoxicol. Environ. Monit.* 5(1): 1-5. 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.
- Kumaraguru, A.K. and K. Ramamoorthi. 1978. Toxicity of copper to three estuarine bivalves. *Mar. Environ. Res.* 1(1): 43-48. 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.
- Kumaraguru, A.K., D. Selvi and V.K. Venugopalan. 1980. Copper Toxicity to an Estuarine Clam (*Meretrix casta*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24(6): 853-857. 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.
- Laube, V.M. et al. 1980. Strategies of response to copper, cadmium, and lead by a blue green algae and a green alga. *Can. Jour. Microbiol.* 26: 1300. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- Lee, Ch.W., M.B. Jackson, M.E. Duysen, T.P. Freeman and J.R. Self. 1996. Induced micronutrient toxicity in "Touchdown" Kentucky Bluegrass. *Crop. Science* 36: 705-712.
- Leland, H.V. and Kent, E. 1981. Effects of copper on microfaunal species composition in a Sierra Nevada California stream. *Verh. int. Verein. Limnol.* 21: 819-929.
- Lidon, F. and F. Henriques. 1992. Copper toxicity in Rice: diagnostic criteria and effect on tissue Mn and Fe. *Soil Science* 154 (2): 130-135.
- Lin, Yih-Fwu and A-Li Hsu. 2000. Effects of Copper and Zinc Supplementation on Growth Performance, Tissue Accumulation and Residues in Excreta of Broiler Chicken. *J. Chin. Soc. Anim. Sci.* 29: 117-124.
- Lind, D. et al. 1985. Regional copper-nickel study: aquatic toxicology study. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- Lussier, S.M., J.H. Gentile and J. Walker. 1985. Acute and chronic effects of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia* (Crustacea: Mysidacea). *Aquat. Toxicol.* 7(1-2):25-35. 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.



- Madhupratap, M., C.T. Achuthankutty and S.R.S. Nair. 1981. Toxicity of some heavy metals to copepods *Acartia spinicauda* and *Tortanus forcipatus*. Indian J. Mar. Sci. 10: 382-383. 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.
- Martin, M., K.E. Osborn, P. Billig and N. Glickstein. 1981. Toxicities of ten metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* embryos and *Cancer magister* larvae. Mar. Pollut. Bull. 12(9): 305-308. 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.
- Martincic, D., Z. Kwokal, Z. Peharec, D. Margus and M. Branica. 1992. Distribution of Zn, Pb, Cd and Cu between seawater and transplanted mussels (*Mytilus galloprovincialis*). Sci. Total Environ. 119: 211-230. En: U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft update ambient water quality criteria for copper. Washington DC. EPA 822-R-03-026.
- Maund, S.J., E.J. Taylor and D. Pascoe. 1992. Population responses of the freshwater amphipod crustacean *Gammarus pulex* (L.) to copper. Freshwater Biol. 28(1): 29-36. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- McKim, J.M. and D.A. Benoit, 1971. Effects of long-term exposures to copper on survival, growth, and reproduction of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Jour. Fish. Res. Board Can. 28: 655-658. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- McKim, J.M., J.G. Eaton and G.W. Holcombe. 1978. Metal toxicity to embryos and larvae of eight species of fresh water fish – II. Copper. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19:608-616. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- McKnight, D.M. and F.M.M. Morel. 1979. Release of weak and strong copper-complexing agents by algae. Limnol. Oceanogr. 24:823. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Menasria, R. and J.F. Pavillon. 1994. Toxic effects of two trace metals, copper and silver, on a crustacean harpacticoid copepod *Tigriopus brevicornis* (Muller), lethal and sublethal. J. Rech. Oceanogr. 19(3/4): 157-165. 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.
- Méranger, J.C., K. Subramanian and C.A. Chalifoux, 1979. A national survey for cadmium, chromium, copper, lead, zinc, calcium and magnesium in Canadian drinking water supplies. Environ. Sci. Technol., 13(6): 707. En: Copper (02/92). Health Canada Online. http://www.hc.sc.gc.ca/ehp/ehd/catalogue/bhc_pubs/dwgsup_doc/copper.pdf.
- Metaxas, A. and A.G. Lewis. 1991. Copper tolerance of *Skeletonema costatum* and *Nitzschia thermalis*. Aquat. Toxicol. 19(4): 265-280. En: U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft update ambient water quality criteria for copper. Washington DC. EPA 822-R-03-026.
- Michnowicz, C.J. and T.E. Weeks. 1984. Effects of pH on toxicity of As, Cr, Cu, Ni and Zn to *Selenastrum capricornutum* Printz. Hydrobiologia 118: 299-305.
- Millikan, C.R. 1949. Effect of Molybdenum on the severity of toxicity symptoms in flax induced by an excess of either Manganese, Zinc, Copper, Nickel or cobalt in the nutrient solution. The Journal of the Australian Institute of Agricultural Science: 180-186.
- Mills, W.B., D.B. Porcella, M.J. Unga, S.A. Gherini, K.V. Summers, Lingfung Mok, G.L. Rupp, G.L. Bowie and D.A. Haith. September 1985. Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Ground Water. EPA/600/6-85/002a. U.S. Environmental Protection Agency.
- Mitchell, G.A., F.T. Bingham and A.L. Page. 1978. Yield and metal composition of lettuce and wheat grown on soils amended with sewage sludge enriched with Cadmium, Copper, Nickel, and Zinc. J. Environ. Qual. 7(2):165-171.
- Monteiro, M.T.; R. Oliveira and C. Vale. 1995. Metal stress on the plankton communities of Sado River (Portugal). Wat. Res. 29(2): 695-701.
- Moore, J.W. 1981. Epipellic algal communities in a eutrophic northern lake contaminated with mine wastes. Wat. Res. 15: 97-105.



- Mortimer, M.R. and G.J. Miller. 1994. Susceptibility of larval and juvenile instars of the sand crab, *Portunus pelagicus* (L.), to sea water contaminated by chromium, nickel or copper. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 45(7): 1107-1121. 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.
- NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee. National Academy of Sciences. U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.
- Nassiri, Y., J.L. Mansot, J. Wery, T. Ginsburger-Vogel and J.C. Amiard. 1997. Ultrastructural and electron energy loss spectroscopy studies of sequestration mechanisms of Cd and Cu in the marine diatom *Skeletonema costatum*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33(2): 147-155. En: U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft update ambient water quality criteria for copper. Washington DC. EPA 822-R-03-026.
- Navari-Izzo, F., M.F. Quartacci, C. Pinzino, F. Dalla Vecchia and C.L.M. Sgherri. 1998. Thylakoid-bound and stromal antioxidative enzymes in wheat treated with excess Copper. *Physiologia Plantarum.* 104: 630-638.
- Neville, C.M. 1995. Short-term early life stage growth test using sac fry and early swim-up stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): method development. Protocol. Ontario Ministry of the Environment & Energy, Toronto, Ontario: 63 p.; 27p. (U.S. NTIS MIC-95-08185). En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Nriagu, J.O. ed. 1979. Copper in the environment: Part 1. Ecological cycling. New York, John Wiley and Sons Ltd, pp. 43-75. En: IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1998. Environmental Health Criteria 200. Copper. World Health Organization. Geneva.
- Oliveira, R. 1985. Phytoplankton communities response to a mine effluent rich in copper. *Hydrobiologia* 128: 61-69.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 1985. Guías para la calidad del agua potable. Segunda Edición. Volumen I. Recomendaciones.
- Park, J.S. and H.G. Kim. 1979. Bioassays on marine organisms. III. Acute toxicity test of mercury, copper and cadmium to yellowtail, *Seriola quinqueradiata* and rock bream. *Bull. Korean Fish. Soc. (Han'Guk Susan Halchoiji)* 12(2): 119-123. 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.
- Pratt, J.R., B.R. Niederlehner, N. Bowers and J. Jr Cairns. 1987. Prediction of permissible concentrations of copper from microcosm toxicity tests. *Toxic. Assess.* 2(4): 417-436. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Prince, T.J., V.W. Hays and G.L. Cromwell. 1979. Effects of copper sulfate and ferrous sulfide on performance and liver copper and iron stores of pigs. *J. Anim. Sci.* 49: 507-513.
- Quartacci, M.F., C. Pinzino, C.L.M. Sgherri., F. Dalla Vecchia and F. Navari-Izzo. 2000. Growth in excess copper induces changes in the lipid composition and fluidity of PSII-enriched membranes in Wheat. *Physiologia Plantarum* 108: 87-93.
- Ramachandran, S., T.R. Patel and M.H. Colbo. 1997. Effect of copper and cadmium on three malaysian tropical estuarine invertebrate larvae. *Ecotoxicol. Environ. Health* 36: 183-188. 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.
- Rao, K.S. and M. Balaji. 1994. Toxicity of copper to *Mytilopsis sallei* (Recluz) and some aspects of its control in Indian Waters. In: M.F. Thompson, R.Nagabhushanam, R.Sarojini, and M.Fingerman (Eds.), *Recent Developments in Biofouling Control*, Oxford & IBH Publ.Co., New Delhi, India :409-415. 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.
- Reeve, M.R., G.D. Grice, V.R. Gibson, M.A. Walter, K. Darcy and T. Ikeda. 1976. A controlled environmental pollution experiment (CEPEX) and its usefulness in the study of larger marine zooplankton under toxic stress. *Effects of Pollutants on Aquatic Organisms* 2:145-162 (U.S.NTIS PB-259395/2ST). 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.



- Reilly, A. and C. Reilly. 1973. Zinc, lead and Copper tolerance in the grass *Stereochlaena cameronii* (Stapf) Calyton. *New Phytol.* 72: 1041-1046.
- Reish, D.J. 1978. The effects of heavy metals on polychaetous annelids. *Rev. Int. Oceanogr. Med.* 49(3): 99-104. 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.
- Robbins, K.R. and D.H. Baker. 1980. Effect high-level copper feeding on the sulfur amino acid need of chicks fed corn-soybean meal and purified crystalline amino acid diets. *Poul. Sci.* 59: 1099-1108.
- Saifullah, S.M. 1978. Inhibitory effects of copper on marine dinoflagellates. *Mar. Biol.* 44: 299-308. 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.
- Schafer, H.; H. Hettler; U. Fritsche; G. Pitzén; G. Roderer, and A. Wenzel. 1994. Biotests using unicellular algae and ciliates for predicting long-term effects of toxicants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 27(1): 64-81. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Selvakumar, S., S.A. Khan and A.K. Kumaraguru. 1996. Acute toxicity of some heavy metals, pesticides and water soluble fractions of diesel oil to the larvae of some brachyuran crabs. *J. Environ. Biol.* 17(3): 221-226. . 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.
- Sloof, W., R.M.M.J. Cleven, J.A. Banus and J.P.M. Ros. 1989. Integrated criteria document copper. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and Environmental Protection, 147 pp. (Report N° 758474009). En : IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1998. Environmental Health Criteria 200. Copper. World Health Organization. Geneva.
- Snell, T.W. and G. Persoone. 1989. Acute toxicity bioassays using rotifers. II. A freshwater test with *Brachionus rubens*. *Aquat. Toxicol.* 14(1):81-92. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Sorensen, E.M. 1991. Metal Poisoning in Fish. CRC Press: Boca Ratón, Fl.
- Sosnowski, S.L. and J.H. Gentile. 1978. Toxicological comparison of natural and cultured populations of *Acartia tonsa* to cadmium, copper, and mercury. *J. Fish. Res. Board Can.* 35(10): 1366-1369. 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.
- Spehar, P.A. and R.C. Pierce. 1979. Copper in the aquatic environment: chemistry, distribution, and toxicology. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, National Research Council of Canada, Ottawa. NRCC No. 16454. 227 pp. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1996. Canadian Environmental Quality Guidelines.
- Steele, R.L. and G.B. Thursby. 1983. A toxicity test using life stages of *Champia parvula* (Rhodophyta). In: Aquatic toxicology and hazard assessment. Bishop, W.E. et al. (Eds.). ASTM STP 802. American Society for Testing and Materials. Philadelphia, PA. p. 73. En: U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft update ambient water quality criteria for copper. Washington DC. EPA 822-R-03-026.
- Steeman-Nielsen, E. and S. Wiium-Andersen. 1970. Copper ions as poison in sea and in freshwater. *Mar. Biol.* 6: 93-96. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- Stokes, P. and T.C. Hutchinson. 1976. Copper toxicity to phytoplankton, as affected by organic ligands, other cations and inherent tolerance of algae to copper. In: R.W. Andrew, et al. (eds.), Toxicity to Biota of Metal Forms in Natural Water. International Joint Commission, Windsor, Ontario, Canada. P.1591. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- Stokes, P. M. 1979. Copper accumulations in freshwater biota. Pages 357-381 in J. O. Nriagu, ed. Copper in the environment. Part 1: ecological cycling. John Wiley, NY. En: Eisler, R. 2000. Copper (chapter 3). Handbook of chemical risk assessment. Volume 3. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.



- Stover, E.L. and D.F. Kincannon. 1983. Contaminated groundwater treatability – a case study. J. Am. Water Works Assoc., 75: 292. En: Copper (02/92). Health Canada Online. http://www.hc.sc.gc.ca/ehp/ehd/catalogue/bhc_pubs/dwgsup_doc/copper.pdf.
- Suedel, B.C., E. Deaver and J.H. Jr. Rodgers. 1996. Experimental factors that may affect toxicity of aqueous and sediment-bound copper to freshwater organisms. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 30(1): 40-46.
- Trace Inorganic Substances Research Committee. 1988. A review of solid-solution interactions and implications for the control of trace organic materials in water treatment. J. Am. Water Works Assoc., 80: 56. En: Copper (02/92). Health Canada Online. http://www.hc.sc.gc.ca/ehp/ehd/catalogue/bhc_pubs/dwgsup_doc/copper.pdf.
- Tyurin, A.N. and N.K. Khristoforova. 1993. The chiton *Lepidozona albrechti* as bioindicator of heavy metal and detergent contamination of seawater. Russ. J. Mar. Biol. 19(3): 206-211. 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). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). IRIS (Integrated Risk Information System). December 12, 1998. 0368. Copper.
- Versteeg, D.J., D.T. Stanton, M.A. Pence and C. Cowan. 1997. Effects of Surfactants on the Rotifer, *Brachionus calyciflorus*, in a Chronic Toxicity Test and in the Development of QSARs. Environ. Toxicol. Chem. 16(5): 1051-1058. En: AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division.
- Walbridge, C.T. 1977. A flow-through testing procedure with duckweed (*Lemna minor* L.) . EPA-600/3-77-108. National Technical Information Service, Springfield, Virginia. En: U.S. EPA (U.S. Environmental protection Agency). 1985. Ambient Water Quality Criteria for Copper-1984. Washington, D.C. EPA 440/5-84-031.
- Wallace, A., E.M. Romney, G.V. Alexander and J. Kinnear. 1977. Phytotoxicity and some interactions on the essential trace metals iron, manganese, molybdenum, zinc, copper and boron. Commun. in Soil Science and Plant Analysis 8(9): 741-750.
- Weant, G.E. 1985. Sources of copper air emissions. Research Triangle Park, North Carolina, U.S. Environmental Protection Agency, Air and Energy Engineering Research Laboratory (EPA 600/2-85-046). En : IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1998. Environmental Health Criteria 200. Copper. World Health Organization. Geneva.
- WHO (World Health Organization). 1996. Guidelines for drinking-water quality. Volume 2. Health criteria and other supporting information.
- WHO (World Health Organization)/UNEP (United Nations Environment Programme). 1990. Global Environment Monitoring System. Global Freshwater Quality. A First Assessment.
- Wong, C.K., K.H. Chu, K.W. Tang, T.W. Tam and L.J. Wong. 1993. Effects of chromium, copper and nickel on survival and feeding behaviour of *Metapenaeus ensis* larvae and postlarvae (Decapoda: *Penaeidae*). Mar. Environ. Res. 36(2): 63-78. 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.
- Wong, M.H. and A. D. Bradshaw. 1982. A comparison of the toxicity of heavy metals using root elongation of Rye Grass, *Lolium perenne*. New Phytol. 91:255-261.
- Wood, E.C. and A.N. Worden. 1973. The influence of dietary copper concentration on hepatic copper in the duckling and the chick. J. Sci. Fd Agric. 24: 167-174.
- Zervas, G., E. Nikolaou and A. Mantzios. 1990. Comparative Study of Chronic Copper Poisoning in Lambs and Young Goats. Anim. Prod. 50: 497-506.



XI) HISTORIAL DEL DOCUMENTO

Fecha de edición original	diciembre 2001
Actualización junio 2002	Incorporación desarrollos Sección V
Actualización diciembre 2002	Incorporación Sección I Incorporación Sección II Redefinición de la forma de expresión del nivel guía de Sección III
Actualización diciembre 2003	Incorporación de Sección IX
Actualización julio 2004	Incorporación de Sección IV
Actualización diciembre 2005	Incorporación de Sección VI Actualización de Sección VIII