



DESARROLLOS DE NIVELES GUIA NACIONALES DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE CORRESPONDIENTES A CIANUROS

Diciembre 2003

INDICE

	<i>pág.</i>
I) Aspectos generales	I.1
II) Niveles guía de calidad para fuentes de provisión de agua para consumo humano correspondientes a cianuros	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.1
II.4) <i>Especificación de niveles guía de calidad de agua para la fuente de provisión</i>	II.2
II.4.1) <i>Fuente superficial con tratamiento convencional</i>	II.2
II.4.2) <i>Fuente superficial con tratamientos especiales</i>	II.2
II.4.3) <i>Fuente subterránea sin tratamiento o cuando éste consiste en una cloración (tratamiento convencional) u otra técnica de desinfección</i>	II.3
II.4.4) <i>Fuente subterránea con tratamientos especiales</i>	II.3
II.5) <i>Categorización de las aguas superficiales y subterráneas en cuanto a su uso como fuente de provisión para consumo humano</i>	II.3
III) Nivel guía de calidad de agua ambiente para protección de la biota acuática correspondiente a cianuros (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.3
III.2.a) <i>Selección de especies</i>	III.3
III.2.b) <i>Cálculo del Valor Agudo Final</i>	III.6
III.2.c) <i>Cálculo del Valor Crónico Final</i>	III.7
III.2.d) <i>Establecimiento del nivel guía de calidad para cianuros correspondiente a protección de la biota acuática</i>	III.7
IX) Técnicas analíticas asociadas a la determinación de cianuros	IX.1
X) Referencias	X.1
XI) Historial del documento	XI.1



I) ASPECTOS GENERALES

Los cianuros están presentes en pequeñas concentraciones en las aguas superficiales, pudiendo dicha presencia resultar de aportes tanto naturales como antropogénicos. Los últimos pueden estar asociados al vertido de líquidos residuales de actividades tales como el procesamiento de minerales de oro, la galvanoplastia y la producción de aceros y metales, entre otras (Leduc et al., 1982; McNeely et al., 1979). El aporte natural de cianuros puede producirse por descomposición de plantas que sintetizan cianoglucósidos y por la actividad metabólica de varias especies de bacterias, algas y hongos (Way, 1984).

Los cianuros, sustancias caracterizadas por la existencia del grupo $-C\equiv N$, pueden presentarse en el agua bajo diversas formas, a saber:

- ion cianuro (CN⁻).
- formas cianuradas simples (cianuros simples): éstas son sales solubles que se disocian en el agua dando un catión y un ion cianuro, sin intermediarios.
- formas cianuradas complejas (cianuros complejos): éstas se disocian en el agua dando un catión y un anión integrado por dos o más formas químicas. Este anión complejo puede liberar el ion cianuro por ulterior disociación (Ecological Analysts, 1979). Algunos cianuros complejos producen esta liberación por fotólisis (Broderius and Smith, 1980), pudiendo ser este proceso importante en aguas relativamente claras.
- cianuro de hidrógeno (HCN).
- formas cianuradas orgánicas (cianuros orgánicos): son compuestos orgánicos que contienen el grupo $-C\equiv N$, siendo denominados también nitrilos.

El término cianuro total se refiere a la suma de todas las formas cianuradas presentes. Las expresiones de concentración en términos de cianuro total, cianuro oxidable y cianuro destructible por cloro están referidas a las técnicas analíticas correspondientes.

El término cianuro libre se refiere a la suma del ion cianuro y del cianuro de hidrógeno. Dichas formas se encuentran en una proporción que si bien es gobernada primordialmente por el pH también es influenciada por otros factores ambientales. A pH = 7, aproximadamente el 99% del cianuro libre se encuentra como cianuro de hidrógeno; sin embargo, a pH = 9,3, este último representa aproximadamente el 50% del cianuro libre (Eisler, 1991). En las condiciones ambientales típicas, la mayor parte del cianuro libre está como cianuro de hidrógeno.

El cianuro de hidrógeno es extremadamente soluble y es una de las formas cianuradas más tóxicas; a pH < 8,3 tanto la toxicidad del cianuro de hidrógeno como la de los cianuros simples no cambia significativamente (Eisler, 1991). Sin embargo, en aguas naturales, pequeños cambios de pH pueden modificar significativamente la toxicidad de las formas cianuradas complejas (Leduc et al., 1982).



La persistencia de los cianuros en las aguas naturales está condicionada por diversos mecanismos potenciales de remoción de aquéllos, algunos de los cuales han sido evaluados no precisamente en las condiciones ambientales típicas. En tal sentido, la volatilización es el mecanismo dominante de remoción del cianuro libre de soluciones concentradas y es el más efectivo en condiciones de temperaturas elevadas, altos niveles de oxígeno disuelto y concentraciones elevadas de dióxido de carbono atmosférico (Leduc et al., 1982; Simovic y Snodgrass, 1985). Otros procesos que pueden remover los cianuros son oxidación química, fotólisis, biodegradación, disociación y precipitación. En términos generales se considera que la pérdida de cianuros simples desde la columna de agua se efectúa a través de la sedimentación, la degradación microbiana y la volatilización (Leduc et al., 1982; Marrs y Ballantyne, 1987).

En el Cuadro I.1 se exponen datos de ocurrencia de cianuros en aguas superficiales de Canadá (NAQUADAT, 1985).

CUADRO I.1 – OCURRENCIA DE CIANUROS EN AGUAS SUPERFICIALES DE CANADA, EXPRESADA COMO CIANURO TOTAL

REGION	Nº DE DATOS	RANGO [µg CN/l]	PERIODO
Pacífica	147	ND - 9,7	1980 – 83
Oeste	33	< 2 – 2,1	anterior a 1980
Central	134	< 2 - 370	1980 - 83

Nota:

ND: no detectable (Límite de detección: 0,5 µg/l).

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

CUADRO I.2 – OCURRENCIA DE CIANUROS EN AGUA DULCE SUPERFICIAL DEL TERRITORIO ARGENTINO

Nº DE DATOS	RANGO [mg CN/l]	MEDIANA [mg CN/l]	PERCENTILO 10-90 [mg CN/l]	OBSERVACIONES	REFERENCIA
36	< 0,002 – 0,03	< 0,002	< 0,002 - < 0,002	Ríos Uruguay, Paraná e Iguazú, Período 1988-95	Agua Superficial, 1999



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

II.1) *Introducción*

Si bien los estudios toxicológicos relativos a la exposición crónica a cianuros es limitada, los datos disponibles posibilitan la derivación del nivel guía de calidad de agua para consumo humano asentada en su consideración como parámetro tóxico con umbral.

La información básica que da sustento a tal derivación resulta de observaciones en animales de ensayo relacionadas con pautas de comportamiento y con la bioquímica sérica.

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

Para efectuar este cálculo se utiliza una ingesta diaria tolerable (IDT) igual a 12 µg CN/(kg masa corporal * d), estimada en base al menor nivel de exposición con efectos adversos observados (LOAEL) sobre el comportamiento y la bioquímica de cerdos resultante de un estudio de seis meses de duración y a un factor de incertidumbre (FI) igual a 100 (OMS, 1995).

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 0,2 (OMS, 1995), se calcula el nivel guía de calidad para agua de bebida según:

$$NGAB \leq IDT * MC * F/C$$

Si bien los estudios de toxicidad sobre animales de ensayo están basados en su exposición a las formas libres de los cianuros (HCN o CN⁻), considerando la potencial ingesta a través del agua no sólo de aquéllas sino también de formas complejas de los cianuros y la posible transformación de estas últimas en el medio gástrico originando formas cianuradas simples se refiere el nivel guía para agua de bebida a la concentración determinada como cianuro total. De tal manera, del cálculo precedentemente indicado resulta:

$$NGAB \text{ (Cianuro total, como CN}^-\text{)} \leq 0,072 \text{ mg/l}$$

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

Existen procesos de oxidación de cianuros que pueden lograr su remoción del agua cruda. Entre ellos puede citarse la oxidación con agentes clorógenos, que produce la oxidación parcial, formando cianatos, o total de los cianuros. Tal reacción es óptima a valores de pH comprendidos en el rango 8,5 – 9,5, evitándose la liberación de un producto intermedio particularmente tóxico, el cloruro de cianógeno (CNCl) (White, 1972; Leduc et al., 1982; Pierce, 1978). Esta técnica es frecuentemente aplicada para el tratamiento de líquidos residuales de origen industrial, siendo las condiciones de proceso variables en función de la



presencia de cianuros simples o complejos. En la mayoría de los casos puede ser lograda la oxidación completa hasta dióxido de carbono y nitrógeno con el agregado de cantidades suficientes de agente clorógeno y ajuste apropiado del pH (Lash et al., 1975).

Otra alternativa de tratamiento de alta eficiencia la constituye la oxidación con ozono (Rice et al., 1981). La aplicación de esta técnica para el tratamiento de residuos líquidos industriales permite la remoción de cianuros hasta niveles inferiores a los límites de detección (Tucker and Carson, 1985). Se han referido eficiencias de remoción de cianuros totales de líquidos industriales del orden de 99 % (Prengle et al., 1975).

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

La información disponible sobre ocurrencia de cianuros en aguas superficiales de la Argentina, si bien no es abundante, está evidenciando una presencia marcadamente inferior al nivel guía calculado para agua de bebida. Esta situación indicaría que no aparece como necesaria la previsión de tratamiento del agua cruda en cuanto concierne a la remoción de cianuros y, por ende, el establecimiento de niveles guía de calidad concernientes a cianuros para las fuentes de provisión. Sin embargo, a los fines de considerar situaciones particulares, se especifican a continuación niveles guía para cianuro total en la fuente de provisión (NGFP) correspondientes a diversos escenarios.

II.4.1) Fuente superficial con tratamiento convencional:

No constando en la bibliografía disponible datos de eficiencia de remoción de cianuros en la etapa de cloración del tratamiento de potabilización convencional, se asume la ausencia de su remoción en dicho tratamiento. Por lo tanto, se especifica el siguiente nivel guía de calidad para cianuro total en la fuente de provisión, referido a la muestra de agua filtrada:

$$\text{NGFP (Cianuro total, como CN}^-) \leq 0,072 \text{ mg/l}$$

II.4.2) Fuente superficial con tratamientos especiales:

Para el caso en que sea requerida una remoción específica de cianuros en el agua cruda y asumiendo la aplicación de tecnologías que aseguren eficiencias no menores que 90% en la remoción de cianuro total, se especifica para éste el siguiente nivel guía de calidad en la fuente de provisión, referido a la muestra de agua filtrada:

$$\text{NGFP (Cianuro total, como CN}^-) \leq 0,72 \text{ mg/l}$$



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

Para el caso de fuentes subterráneas con condiciones de aptitud microbiológica para consumo directo o que requieran un tratamiento de desinfección, se especifica el siguiente nivel guía para cianuro total, referido a la muestra de agua sin filtrar:

$$\text{NGFP (Cianuro total, como CN}^-) \leq 0,072 \text{ mg/l}$$

II.4.4) Fuente subterránea con tratamientos especiales:

Para casos en que se apliquen tratamientos que puedan verificar remociones no menores que 90 % en la remoción de cianuro total, se especifica para éste el siguiente nivel guía de calidad en la fuente de provisión, referido a la muestra de agua filtrada:

$$\text{NGFP (Cianuro total, como CN}^-) \leq 0,72 \text{ mg/l}$$

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

En el Cuadro II.1 se presenta la categorización de las fuentes de provisión de agua para consumo humano en función del contenido de cianuros determinado como cianuro total.

CUADRO II.1 – CATEGORIZACION DE LAS FUENTES DE PROVISION DE AGUA PARA CONSUMO HUMANO EN FUNCION DEL CONTENIDO DE CIANUROS DETERMINADO COMO CIANURO TOTAL (C_{CN^-})

FUENTE	CATEGORIA	CONDICIONES DE CALIDAD
SUPERFICIAL	Calidad apropiada con tratamiento convencional	$C_{\text{CN}^-} \leq 0,072 \text{ mg/l}$ (1)
SUPERFICIAL	Calidad condicionada a la aplicación de tratamientos especiales que verifiquen remociones de cianuro total no menores que 90 %	$0,072 \text{ mg/l} < C_{\text{CN}^-} \leq 0,72 \text{ mg/l}$ (1)
SUPERFICIAL	Calidad inapropiada. Requerimiento de acciones de restauración de calidad de la fuente	$C_{\text{CN}^-} > 0,72 \text{ mg/l}$ (1)
SUBTERRANEA	Calidad apropiada para consumo directo o para cuando el uso esté condicionado a la aplicación de una técnica de desinfección	$C_{\text{CN}^-} \leq 0,072 \text{ mg/l}$ (2)



CUADRO II.1 – CATEGORIZACION DE LAS FUENTES DE PROVISION DE AGUA PARA CONSUMO HUMANO EN FUNCION DEL CONTENIDO DE CIANUROS DETERMINADO COMO CIANURO TOTAL (C_{CN^-}) (Cont.)

FUENTE	CATEGORIA	CONDICIONES DE CALIDAD
SUBTERRANEA	Calidad condicionada a la aplicación de tratamientos especiales que verifiquen remociones de cianuro total no menores que 90 %	$0,072 \text{ mg/l} < C_{CN^-} \leq 0,72 \text{ mg/l}$ (1)
SUBTERRANEA	Calidad inapropiada. Requerimiento de acciones de restauración de calidad de la fuente	$C_{CN^-} > 0,72 \text{ mg/l}$ (1)

Notas:

(1): referido a la muestra de agua filtrada

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



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

III.1) *Introducción*

La toxicidad de los cianuros hacia la biota acuática es atribuible casi en su totalidad a la forma no disociada (HCN), siendo la toxicidad del ion cianuro de menor importancia (Doudoroff, 1976; Towill, 1978; U.S. EPA, 1980). Las toxicidades de los ferrocianuros son mucho menores que las del cianuro libre, pero si bien los primeros son muy estables, sujetos a una exposición solar directa dan lugar a la formación de cianuro libre (Doudoroff, 1976); lo mismo ocurre con las formas complejas entre el níquel y el cianuro. La toxicidad hacia los organismos acuáticos de compuestos cianurados orgánicos tales como los lactonitrilos es similar a la de los compuestos cianurados inorgánicos ya que usualmente experimentan procesos de hidrólisis rápidos que dan lugar a cianuro libre (Towill et al., 1978).

No se ha registrado ninguna relación entre la toxicidad de los cianuros y la alcalinidad o el pH del agua por debajo de un pH = 8,3 (U.S.EPA, 1985). Existe poca información acerca del efecto de la dureza y la mayoría es contradictoria (Leduc et al., 1982). Ensayos de laboratorio han demostrado que la luz ultravioleta aumenta la toxicidad del cianuro libre en 3 órdenes de magnitud tanto en la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) como en *Daphnia magna* (Clark et al., 1984). Se ha observado que existe una relación entre la temperatura y la toxicidad de los cianuros (Whurmann and Woker, 1955). Por ejemplo, a bajas concentraciones, el cianuro libre es más tóxico a baja temperatura (Smith et al., 1978; Kovacs 1979; Kovacs and Leduc, 1982); en cambio, a altas concentraciones, el cianuro libre resulta más tóxico a altas temperaturas (Cairns and Scheier, 1963). La toxicidad de los cianuros aumenta cuando disminuye el oxígeno disuelto por debajo del nivel de saturación (Doudoroff, 1976; Smith et al., 1978); se ha observado que cuando la concentración de oxígeno disuelto disminuye en un 50% los umbrales de concentraciones letales para peces pueden llegar a disminuir entre un 20 y un 30% (Smith et al., 1978).

El cianuro de hidrógeno actúa rápidamente sobre los ambientes acuáticos afectando los procesos de intercambio gaseoso y osmoregulatorios de los organismos de manera selectiva (Eisler, 1991). El modo de acción aguda del cianuro de hidrógeno se limita a fijarse sobre enzimas cuyo grupo prostético es una ferroporfirina, como la citocromo-oxidasa y las hidroxidrasas. Los mecanismos de desintoxicación de cianuros están mediados por la tiosulfato azufre transferasa, también conocida como rodonasa, enzima ampliamente distribuida entre los animales, comprendiendo tal distribución el hígado, riñones y branquias de peces.

Se considera que los peces son los organismos acuáticos más sensibles a los cianuros, observándose efectos letales a partir de concentraciones de cianuro libre iguales a 27 y 52 µg/l para *Oncorhynchus mykiss* y *Pimephales promelas*, respectivamente (Kovacs and Leduc, 1982; Smith et al., 1978). Entre los invertebrados, los efectos letales se observaron a partir de concentraciones de cianuro libre iguales a 83 y 2500 µg/l para el crustáceo *Daphnia pulex* y el insecto *Tanytarsus dissimilis*, respectivamente (Lee, 1976; Call et al., 1983).



En cuanto a la toxicidad crónica de los cianuros, se ha observado que los mismos afectan la reproducción de los peces, provocando una disminución en la proporción de huevos que eclosionan, retardando la ovulación y afectando la formación de espermatozoides. Por ejemplo, la exposición de hembras de la trucha arco iris a concentraciones iguales a 10 µg HCN/l durante 12 días en su período reproductivo provoca una disminución del peso del ovario (Ruby et al., 1986). Se ha observado que peces de la especie *Lepomis macrochirus* ven significativamente afectada su capacidad reproductiva cuando son expuestos a concentraciones de cianuro libre iguales a 5,2 µg/l durante 289 días (U.S. EPA, 1980). Los huevos de peces fertilizados generalmente son resistentes a los efectos de los cianuros durante las primeras fases de su desarrollo; sin embargo, concentraciones comprendidas en el rango 60 - 100 µg HCN/l pueden reducir la supervivencia de los embriones y de las larvas recién eclosionadas (Leduc et al., 1982). Concentraciones iguales a 10 µg HCN/l afectan el desarrollo de los embriones del salmón del Atlántico provocando malformaciones en los ojos, boca y columna vertebral. En general, los peces experimentan una reducción significativa en su performance, basada en osmoregulación, nado, ovulación y espermatogénesis, a concentraciones iguales a 10 µg HCN/l. Aunque los peces pueden sobrevivir indefinidamente a una concentración del orden de 30 µg HCN/l en condiciones de laboratorio, los diferentes requerimientos fisiológicos para sobrevivir en la naturaleza podrían no ser alcanzados (Leduc; 1978; 1981; 1982). Finalmente, es importante considerar que, en términos generales, los embriones o larvas recién eclosionadas de especies de aguas cálidas son los más resistentes a los efectos tóxicos de los cianuros. Concentraciones de cianuro libre comprendidas entre 50 y 200 µg/l pueden ser fatales para los estadios juveniles de especies sensibles como, por ejemplo, *Salvelinus fontinalis* y *Onchorhynchus mykiss*; concentraciones mayores que 200 µg/l rápidamente tienen efectos letales para la mayoría de los peces juveniles (U.S. EPA, 1985). Por lo expuesto hasta aquí, es posible asumir que, en términos generales, la mayor sensibilidad de los peces respecto a los cianuros corresponde a un estadio del desarrollo relativamente avanzado y no a las primeras fases del desarrollo, como ocurre con la mayoría de las sustancias tóxicas.

Generalmente, una vez que se encuentran en aguas limpias, los organismos afectados se recuperan rápidamente. Sin embargo, observaciones efectuadas en el campo mostraron que la exposición de la trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*) a los cianuros la afectan rápidamente, no pudiendo luego ser reanimada. Otros peces tales como *Perca flavescens*, *Catostomus commersoni*, *Lepomis gibbosus*, *Ambloplites rupestris* y varias especies de ciprínidos reaccionan más lentamente y pueden ser reanimados si se los coloca en agua limpia (Leduc et al., 1973; 1982).

Se considera que a temperaturas entre 10 y 13 °C, concentraciones de cianuro libre comprendidas en el rango 3-5 µg/l tienen efectos tóxicos mínimos sobre los peces de agua dulce (CCME, 1996). Sin embargo, aún es necesario realizar investigaciones sobre los efectos a largo plazo en el ciclo de vida, crecimiento, sobrevivencia, metabolismo y comportamiento de muchos otros organismos acuáticos además de los peces (Towill et al., 1978; Leduc et al., 1982). También es importante contar con más información acerca de la influencia de parámetros tales como oxígeno disuelto, pH y temperatura sobre la toxicidad de los cianuros. Es además necesario evaluar la existencia de resistencia adaptativa a los cianuros y la utilidad de biomarcadores tales como la citocromo oxidasa para indicar si un organismo dado estuvo expuesto a concentraciones tóxicas de cianuros.



Las plantas, en general, son mucho más resistentes a los efectos tóxicos de los cianuros (U.S. EPA, 1980; Eisler, 1991). El jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) puede sobrevivir al menos durante 72 horas en una solución conteniendo hasta 300 mg CN/l y puede acumular hasta 6,7 g CN/kg de peso húmedo. De acuerdo a esto, una hectárea de jacintos de agua puede, potencialmente, absorber 56,8 kg CN⁻ en 72 horas, pudiendo de esta manera ser muy útiles para reducir el nivel de cianuros en efluentes industriales no tratados (Low and Lee, 1981). En la planta *Myriophyllum spicatum*, una exposición a 22,4 mg/l de cianuro libre durante 32 días, afecta el crecimiento (Stanley, 1974). Los cianuros pueden afectar también la estructura de la comunidad de autótrofos. Algunas algas, por ejemplo, metabolizan cianuros a concentraciones en el agua menores que 1 mg CN/l, pero a concentraciones comprendidas entre 1 y 10 mg CN/l la actividad algal es inhibida, permitiendo la dominancia por hongos (Knocke, 1981).

No se tienen datos acerca de la biomagnificación de los cianuros (U.S. EPA, 1985). Murachi et al. (1978) midieron la concentración de cianuros en varios tejidos de peces expuestos a niveles letales de los primeros, demostrando que los cianuros son incorporados por los organismos acuáticos pero son rápidamente metabolizados, no verificándose bioacumulación.

III.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 cianuros, se efectúa este cálculo a partir de datos de toxicidad aguda y de relaciones toxicidad aguda/crónica (ACR) estimables.

III.2.a) Selección de las especies

En la Tabla III.1 se exponen 65 datos asociados a manifestaciones de toxicidad aguda del cianuro libre sobre animales, que corresponden a concentraciones letales para el 50 % de los individuos (CL₅₀) o a concentraciones para las cuales se registran efectos adversos para el 50% de los individuos (CE₅₀). En la Tabla III.2 se presentan 4 datos asociados a efectos tóxicos del cianuro libre sobre algas y plantas acuáticas. En la Tabla III.3 se exponen los datos para la estimación de las relaciones toxicidad aguda/crónica (ACR). El conjunto de datos seleccionados se considera apropiado en virtud de cubrir un amplio rango de grupos taxonómicos, a saber: cuatro familias de peces (*Centrarchidae*, *Cyprinidae*, *Percidae* y *Salmonidae*) tres de crustáceos (*Asellidae*, *Daphnidae* y *Gammaridae*), una de insectos (*Chironomidae*), una de moluscos (*Physidae*), dos de algas (*Chroococcaceae* y *Scenedesmaceae*) y dos de plantas vasculares (*Lemnaceae* y *Haloragaceae*).

Dado que para los peces pertenecientes a las familias *Salmonidae* y *Percidae* se observó que los estadios juveniles son más sensibles a los efectos letales de los cianuros que los primeros estadios de desarrollo, para estas dos familias de peces solamente se utilizan los resultados de ensayos de toxicidad aguda realizados con estadios juveniles.



TABLA III.1 - CONCENTRACIONES DE CIANURO LIBRE, EXPRESADAS EN TERMINOS DE CN⁻, 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>Asellus communis</i>	<i>Asellidae</i>	2326	2326	Oseid and Smith, 1979
<i>Carassius auratus</i>	<i>Cyprinidae</i>	318	318	Cardwell et al., 1976
<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnidae</i>	160	160	Dowden and Bennett, 1965
<i>Daphnia pulex</i>	<i>Daphnidae</i>	83		Lee, 1976
<i>Daphnia pulex</i>	<i>Daphnidae</i>	110	96	Cairns, 1978
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	<i>Gammaridae</i>	167	167	Oseid and Smith, 1979
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	27		Kovacs and Leduc, 1982
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	40		Kovacs and Leduc, 1982
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	65		Kovacs and Leduc, 1982
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	90,0		Bills et al., 1977
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	57		Smith et al., 1978
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	97		Skibba, 1981
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	46,3		Marking et al., 1984
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	52,1		Marking et al., 1984
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	54,1		Marking et al., 1984
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	62,1		Marking et al., 1984
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salmonidae</i>	74,8	57	Marking et al., 1984
<i>Perca flavescens</i>	<i>Percidae</i>	88,9		Smith et al., 1978
<i>Perca flavescens</i>	<i>Percidae</i>	93		Smith et al., 1978
<i>Perca flavescens</i>	<i>Percidae</i>	74,7		Smith et al., 1978
<i>Perca flavescens</i>	<i>Percidae</i>	94,7		Smith et al., 1978
<i>Perca flavescens</i>	<i>Percidae</i>	101		Smith et al., 1978
<i>Perca flavescens</i>	<i>Percidae</i>	107	93	Smith et al., 1978
<i>Physa heterostropha</i>	<i>Physidae</i>	432	432	Patrick et al., 1968
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	120		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	98,7		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	81,8		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	110		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	116		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	119		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	126		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	81,5		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	124		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	137		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	131		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	105		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	119		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	131		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	122		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	161		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	188		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	175		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	163		Smith et al., 1978



TABLA III.1 - CONCENTRACIONES DE CIANURO LIBRE, EXPRESADAS EN TERMINOS DE CN⁻, 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>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	169		Smith et al., 1978
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	120		Broderius et al., 1977
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	113		Broderius et al., 1977
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	128		Broderius et al., 1977
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Cyprinidae</i>	128	125	Broderius et al., 1977
<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	<i>Centrarchidae</i>	102	102	Smith et al., 1979
<i>Salmo salar</i>	<i>Salmonidae</i>	90	90	Tryland and Grande, 1983
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	73,5		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	83		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	75		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	86,4		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	91,9		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	99		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	96,7		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	112		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	52		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	60,2		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	66,8		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	71,4		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	97		Smith et al., 1978
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmonidae</i>	143	84	Smith et al., 1978
<i>Tanytarsus dissimillis</i>	<i>Chironomidae</i>	2490	2490	Call et al., 1983

TABLA III.2 - CONCENTRACIONES DE CIANURO LIBRE, EXPRESADAS EN TERMINOS DE CN⁻, ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS SOBRE LAS ESPECIES ACUATICAS SELECCIONADAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL VALOR FINAL PARA PLANTAS (FPV)

Especie	Familia	Concentración asociada a efectos tóxicos [µg/l]	Referencia
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Chroococcaceae</i>	75	Bringmann, 1975
<i>Lemna gibba</i>	<i>Lemnaceae</i>	26000	Kondo and Tsudzuki, 1980
<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Haloragaceae</i>	22400	Stanley, 1974
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Scenedesmaceae</i>	30	Bringmann and Kuhn, 1980



TABLA III.3 - CONCENTRACIONES DE CIANURO LIBRE, EXPRESADAS EN TERMINOS DE CN⁻, ASOCIADAS A EFECTOS TOXICOS AGUDOS Y CRONICOS SELECCIONADAS PARA EL CALCULO DE RELACIONES TOXICIDAD AGUDA/CRONICA

Especie	Concentración asociada a toxicidad aguda [µg/l]	Concentración asociada a toxicidad crónica [µg/l]	Relación Toxicidad Aguda/ Crónica para cada especie (SACR)	Referencia
<i>Asellus communis</i>	2326	34,1 (2)	68	Oseid and Smith, 1979
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	167	18,3 (2)	9,1	Chapman et al., 1980
<i>Pimephales promelas</i>	125 (1)	16,4 (2)	7,6	Lind et al., 1977
<i>Salvelinus fontinalis</i>	84 (1)	7,8 (2)	11	Koenst et al., 1977

Notas:

(1): Los valores de toxicidad aguda corresponden a la media geométrica de los reportados en la Tabla III.1

(2): Los ensayos de toxicidad crónica fueron realizados para el ciclo de vida

III.2.b) Cálculo del Valor Agudo Final

El Valor Agudo Final (FAV) para cianuro libre 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 para cuantificar dicha relación. A partir de los datos que se exhiben en la Tabla III.1, se determinan los valores agudos medios para cada especie (SMAV), que se presentan en la tabla antedicha, y género (GMAV), que se exponen ordenados crecientemente en la Tabla III.4, con sus correspondientes números de orden, R, y probabilidades acumulativas, P_R, siendo P_R = R/(N+1).

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

Género	GMAV [µg/l]	P _R	R
<i>Oncorhynchus</i>	57	0,08	1
<i>Salvelinus</i>	84	0,15	2
<i>Salmo</i>	90	0,23	3
<i>Perca</i>	93	0,31	4
<i>Pomoxis</i>	102	0,38	5
<i>Pimephales</i>	125	0,46	6
<i>Daphnia</i>	124	0,54	7
<i>Gammarus</i>	167	0,62	8
<i>Carassius</i>	318	0,69	9
<i>Physa</i>	432	0,77	10
<i>Asellus</i>	2326	0,85	11
<i>Tanytarsus</i>	2490	0,92	12

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

$$b = 1,8960$$



$$a = 3,5686$$
$$k = 3,9925$$

Calculando el Valor Agudo Final (FAV) según:

$$FAV = e^k$$

resulta:

$$FAV = 54 \mu\text{g/l}$$

III.2.c) Cálculo del Valor Crónico Final

En base a los datos de toxicidad aguda y crónica que se exhiben en la Tabla III.3, se calculan las relaciones toxicidad aguda/crónica para las especies consideradas (SACR) y las medias geométricas de dichas relaciones por especie (SMACR), las que se presentan en dicha tabla. Por último, se calcula la media geométrica de las SMACR, que determina una relación final toxicidad aguda/crónica (FACR) igual a 15.

Dividiendo el FAV calculado previamente (54 $\mu\text{g/l}$) por la FACR obtenida (15) se obtiene para cianuro libre el siguiente Valor Crónico Final (FCV):

$$FCV: 3,6 \mu\text{g/l}$$

III.2.d) Establecimiento del nivel guía de calidad para cianuros correspondiente a protección de la biota acuática

Con el fin de asegurar una correcta protección de la biota acuática, se considera apropiado expresar el nivel guía correspondiente a cianuros referido a cianuro total, ya que ello permite incluir compuestos cianurados que en ciertas condiciones podrían aportar cianuro libre a las aguas superficiales.

En virtud de que el Valor Crónico Final (FCV) en ningún caso resulta superior a los valores de toxicidad crónica que se exhiben en la Tabla III.3 ni al Valor Final para Plantas (FPV) que resulta de la Tabla III.2 (30 $\mu\text{g/l}$), se especifica el siguiente nivel guía de calidad para cianuro total, expresado en términos de CN⁻, correspondiente a protección de la biota acuática (NGPBA), referido a la muestra de agua sin filtrar:

$$\text{NGPBA (Cianuro total, expresado en términos de CN}^{-}\text{)} \leq 3,6 \mu\text{g/l}$$



IX) TECNICAS ANALITICAS ASOCIADAS A LA DETERMINACION DE CIANUROS

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 cianuros.



X) REFERENCIAS

Agua Superficial. 1999. 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 la Calidad de las Aguas de la Cuenca del Plata.

Bills, T.D. et al. 1977. Effects of residues of the polychlorinated biphenil Aroclor 1254 on the sensitivity of rainbow trout to selected environmental contaminants. Prog. Fish-Cult. 39:150. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standars Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Bringmann, G. 1975. Determination of the biologically harmful effect of water pollutants by means of the retardation of cell proliferation of the blue algae *Microcystis*. Gesundheits-Ing. 96:238. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standars Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Bringmann, G. and R. Kuhn. 1980. Comparison of the toxicity threshold of water pollutants to bacteria, algae and protozoa in the cell multiplication inhibition test. Water Res. 14: 231. En: U.S.EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standars Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Broderius, S.J. and L.L. Smith, Jr. 1980. Direct Photolysis of hexacyanoferrate complexes. Proposed applications to the aquatic environment. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/3-80-003. 50 pp. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.

Broderius, S. J., L.L. Smith Jr. and D.T.Lind. 1977. Relative toxicity of free cyanide and dissolved sulfide forms to the fathead minnow (*Pimephales promelas*). J. Fish. Res. Board Can. 34 (12):2323-2332.

Cairns, J., Jr. et al. 1978. Effects of temperature on aquatic organism sensitivity to selected chemicals. Bulletin 106. Virginia Water Resources Research Center, Blacksburg, Virginia. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standars Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Cairns, J.Jr. and A. Scheier. 1963. Environmental effects upon cyanide toxicity to fish. Not. Natl. Acad. Nat. Sci. Philadelphia 361: 1-11. En: U.S.EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standars Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Call, D.J. et al. 1983. Toxicity and metabolisms studies with EPA priority pollutants and related chemicals in freshwater organisms. PB83-263665. National Technical Information Service, Springfield, Virginia.

Cardwell, R.D., D.G. Foreman, T.R. Payne and D.J. Wilbur. 1976. Acute toxicity of selected toxicants to six species of fish. EPA-600/3-76-008, U.S. EPA, Duluth, MN:125 P. (Publ in Part As 2149). En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standars Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

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

Clark, M.J.R., H. Hanssen, Van Aggelen G. and S. Horvath. 1984. Acute toxicity of iron cyanide species to rainbow trout and to *Daphnia magna* under exposure to different lighth intensities. In 11th Annu. Toxicity Workshop. British Columbia Ministry of Environment, Vancouver, British Columbia. En: CCME. (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines Doudoroff, P. 1976. Toxicity to fish of cyanides and related compounds: a review. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/3-76-038. 154 pp.

Doudoroff, P. 1976. Toxicity to Fish of cyanides and related compounds: a review. EPA-600/3-76-038. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standars Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Dowden, B.F. and H.J. Bennett. 1965. Toxicity of selected chemicals to certain animals. J. Water Pollut. Control Fed. 37(9): 1308-1316. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standars Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Ecological Analysts. 1979. Cyanide. A Review and Analysis of the Literature on Chemistry, Fate, Toxicity and Detection in Surface Waters. Ecological Analysts, Towson, Maryland. 83 pp. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.



República Argentina
Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación

- Eisler, R. 1991. Cyanide hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey. Contaminant Hazard Reviews series N° 23.
- Knocke, W.R. 1981. Electroplating and cyanide wastes. Jour. Water Pollut. Contr. Feder. 53: 847-851. En: Eisler, R. 1991. Cyanide hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey. Contaminant Hazard Reviews series N° 23.
- Koenst, W. et al. 1977. Effect of chronic exposure of brook trout to sublethal concentrations of hydrogen cyanide. Environ. Sci. Technol. 11: 883.
- Kondo, T. and T. Tsudzuki. 1980. Energy supply for potassium uptake rhythm in a duckweed *Lemna gibba* G-3. Plant Cell Physiol. 21: 433. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.
- Kovacs, T.G. 1979. The effect of temperature on cyanide toxicity to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). I. Acute effects. II. Chronic effects. M. Sc. Thesis. Dep. Biol. Sci., Concordia University, Montreal, Quebec.
- Kovacs, T.G. and G. Leduc. 1982. Acute toxicity of cyanide to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) acclimated at different temperatures. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1426-1429.
- Lash, Leslie D. and Kominek, Edward G. Primary-waste-treatment methods. Chemical Engineering/Desbook Issue. October 6, 1975.
- Leduc, G., R.C. Pierce and I.R. McCracken. 1982. The Effects of Cyanides on Aquatic Organisms with Emphasis upon Freshwater Fishes. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, National Research Council of Canada, Ottawa. NRCC 19246 139 pp. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.
- Leduc, G.; G. Gravel; L.R. Seguin and F. Guibert. 1973. The use of sodium cyanide as a fish eradicator in some Quebec lakes. Nat. Can. 100: 1-10. En: U.S.EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.
- Lee, D.R. 1976. Development of an Invertebrate Bioassay to Screen Petroleum Refinery Effluents Discharged into Freshwater. Ph.D. Thesis, Virginia Polytechnic Inst. and State. University, Blacksburg, VA:108 p. En: U.S.EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.
- Lind, D., et al. 1977. Chronic effects of hydrogen cyanide on the fathead minnow. Jour. Water Pollut. Control Fed. 49:262.
- Low, K.S. and C.K. Lee. 1981. Cyanide uptake by water hyacinths, *Eichornia crassipes* (Mart) Solms. Pertanika. 42: 122-128. En: Eisler, R. 1991. Cyanide hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey. Contaminant Hazard Reviews series N° 23.
- Marking, L.L. et al. 1984. Effects of five diets on sensitivity of rainbow trout to eleven chemicals. Prog. Fish-Cult. 46: 1. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.
- Marrs, T.C. and B. Ballantyne. 1987. Clinical and experimental toxicology of cyanides: an overview. In: B. Ballantyne and T.C. Marrs, eds. Clinical and experimental toxicology of cyanides. Wright, Bristol. En: Eisler, R. 1991. Cyanide hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey. Contaminant Hazard Reviews series N° 23.
- McNeely, R.N., V.P. Neimanis and L. Dwyer. 1979. Cyanide. In Water Quality Sourcebook. A guide to Water Quality Parameters. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa pp. 15-16. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.
- Murachi, S., et al. 1978. Relation between the concentration of cyanide ion detected in carp and that in environmental water. Jour. Fac. Fish. Anim. Husb., Hiroshima Univ. (Japan) 17: 199. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.
- NAQUADAT, 1985. National Water Quality Data Bank. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.



OMS (Organización Mundial de la Salud). 1995. Guías para la calidad del agua potable. Segunda Edición. Volumen 1. Recomendaciones.

Oseid, D. and L.L. Smith, Jr. 1979. The effects of hydrogen cyanide on *Asellus communis* and *Gammarus pseudolimnaeus* and changes in their competitive response when exposed simultaneously. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21:439-447. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Patrick, R. et al. 1968. The relative sensitivity of diatoms, snails, and fish to twenty common constituents of industrial wastes. Prog. Fish-Cult. 30:137. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Pierce, R.C., 1978. The Aqueous Chlorination of Organic Compounds: Chemical Reactivity and Effects on Environmental Quality. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, National Research Council of Canada, Ottawa. NRCC N° 16450. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.

Prengle, H.W. Jr., C.E. Mauk, R.W. Legan and C.G. Hewes, III. 1975. Ozone/UV process, effective wastewater treatment. Hydrocarbon Processing. October 1975.

Rice, R.G., C.M. Robson, G. Wade Miller and A.G. Hill. 1981. Uses of ozone in drinking water treatment. J. Am. Water Works Assoc. 73: 44 – 57. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.

Ruby, S.M.; D.R. Idler and Y.P. So. 1986. The effect of sublethal cyanide exposure on plasma vitellogenin levels in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) during early vitellogenesis. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15:603-607.

Simovic, L. and W.J. Snodgrass. 1985. Natural removal of cyanides in gold milling effluents-evaluation of removal kinetics. Water Pollut. Res. Jour. Canada 20:120-135. En: Eisler, R. 1991. Cyanide hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey. Contaminant Hazard Reviews series N° 23.

Skibba, W.D. 1981. Trout test with *Salmo gairdneri* Richardson for determining the acute toxicity of pollutants and test measurements for sodium cyanide, a cyanidic copper electrolyte and azapant. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 9: 3. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Smith, L.L.Jr.; S.J. Broderius; D.M. Oseid; G.L. Kimball and W.M. Koenst. 1978. Acute toxicity of hydrogen cyanide to fresh water fishes. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 7: 325-337. En: U.S.EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Smith, L.L.Jr.; S.J. Broderius; D.M. Oseid; G.L. Kimball; W.M. Koenst and D.T. Lind. 1979. Acute and chronic toxicity of HCN to fish and invertebrates. U.S. Environment Protection Agency., Rep. 600/3-79-008. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Stanley, R.A. 1974. Toxicity of heavy metals and salts to eurasian water milfoil. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2:331-341. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Towill, L.E. ; J.S. Drury ; B.C. Whitfield ; E.B. Lewis ; E.L. Gayan and A.S. Hammons, 1978. Reviews of environmental effects of pollutants. V Cyanide. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. ORNL/ E15-81. (EPA-600/1-78-027) 190 pp.

Tryland, O. and M. Grande. 1983. Removal of cyanide from scrubber effluents and its effect on toxicity to fish. Vatten 39:168. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Tucker, S.P. and G.A. Carson. Deactivation of hazardous chemical wastes. Environ. Sci. Technol. Vol. 19. N° 3. 1985

U.S. EPA. 1980. Ambient water quality criteria for cyanides. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-037. En: U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.



República Argentina
Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación

U.S. EPA. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide - 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.

Way, J.L. 1984. Cyanide intoxication and its mechanism of antagonism.

White, G.C.. 1972. Handbook of Chlorination: for Potable Water, Wastewater, Cooling Water, Industrial Processes, and Swimming Pools. Van Nostrand Reinhold Co., Cincinnati, Ohio. 744 p. En: CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). December 1996. Canadian Water Quality Guidelines.



República Argentina
Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación

XI) HISTORIAL DEL DOCUMENTO

Fecha de edición original	diciembre 2001
Actualización diciembre 2003	Incorporación de Sección IX