



## **2) METODOLOGIA PARA EL ESTABLECIMIENTO DE NIVELES GUIA DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE PARA LA PROTECCION DE LA BIOTA ACUATICA**

### **2.1) Introducción**

La incorporación de sustancias en los sistemas acuáticos y la alteración de condiciones físicas son perturbaciones que suelen desencadenar una serie de complicadas reacciones químicas y bioquímicas que pueden llegar a alterar de manera significativa el funcionamiento de estos sistemas e incluso llevarlos al colapso.

La definición de estrategias apropiadas de protección de los organismos acuáticos demanda la especificación de niveles guía de calidad de agua a tal efecto, entendiéndose como tales las estimaciones numéricas realizadas a partir de datos experimentales correspondientes a los diversos parámetros químicos, físicos y biológicos que tienen por objeto la protección de la biodiversidad e integridad del ecosistema.

La metodología para la derivación de los niveles guía de protección de la biota acuática (NGPBA) debe tener en cuenta que los ecosistemas acuáticos son entidades extremadamente complejas en las que factores químicos, físicos y biológicos interactúan constantemente. Esta complejidad hace que el efecto de la incorporación de una sustancia en un sistema acuático no pueda ser evaluado de manera simple, ya que al ingresar al sistema, aquélla comienza a interactuar con los componentes del mismo. De esta manera, la sustancia puede reaccionar con algunos de los componentes químicos formando otras sustancias. A su vez, puede ser incorporada por los seres vivos, los cuales pueden acumularla o biotransformarla.

Los procesos antes mencionados constituyen un esquema complejo de destrucción y/o diversificación de la sustancia incorporada. En adición a ello, las propiedades físicas y químicas de la sustancia pueden determinar que la misma:

- tienda a pasar del sistema acuático hacia la atmósfera
- quede en el sistema adherida a partículas suspendidas en la columna de agua o del sedimento
- sea fotodegradada
- se mantenga en la columna de agua en forma disuelta
- se incorpore a los tejidos de los seres vivos

Así, el destino y el impacto de la sustancia evaluada pueden ser muy distintos, dependiendo de:

- sus características químicas y físicas
- la dinámica hídrica del cuerpo de agua analizado



- las características físicas, químicas y biológicas del cuerpo de agua

Si bien la incorporación de una sustancia al medio acuático puede afectar significativamente a los organismos presentes, sólo constituye un factor adicional a la amplia gama de factores responsables de la presencia y estado de salud de las distintas especies que habitan un cuerpo de agua. Estos factores, de naturaleza biótica (acción de predadores y parásitos, enfermedades, etc.) y abiótica (temperatura, pH, dureza, etc.), en su mayoría actúan al mismo tiempo y de manera continua, determinando que los efectos sobre los ecosistemas acuáticos resulten de uno o más factores o de sus interacciones. De tal forma, la introducción de una sustancia en un ecosistema particular puede ser considerada de manera general como un disturbio más, dependiendo su efecto de la estabilidad, la resiliencia y la resistencia del ecosistema considerado.

Sobre la base de lo expuesto, determinar si los daños a la biota de un cuerpo de agua se deben total o parcialmente a la acción de una sustancia dada es un trabajo arduo y complejo que no siempre proporciona resultados satisfactorios e involucra el relevamiento de gran cantidad de variables y la interacción de varias disciplinas científicas. A esta situación se suma el hecho de que dada la gran cantidad de sustancias que son aportadas, es imposible realizar experimentos con el alcance y la profundidad que se requiere para poder evaluar detalladamente todos los efectos deletéreos de una especie química particular. Es así que se recurre a experiencias simplificadas para evaluar ciertos aspectos de la totalidad de los posibles impactos. Usualmente, los niveles guía de calidad de agua son calculados a partir de datos provenientes de ensayos de laboratorio realizados con una única especie. Estos ensayos, pueden ser de corta duración (estudios de toxicidad aguda) y de larga duración (estudios de toxicidad crónica).

El establecimiento del nivel guía de calidad para la protección de la biota acuática correspondiente a una sustancia determinada depende de la información existente sobre la sensibilidad de determinadas especies frente a aquélla. En la actualidad, prácticamente no se dispone de información sobre efectos de las sustancias en organismos acuáticos desarrollada en el país. Esto implica que es necesario utilizar información sobre biota acuática generada en el extranjero, lo cual involucra una complejidad adicional.

La metodología a continuación descripta observa la aplicación de procedimientos aceptados internacionalmente con un sentido aplicado a las especies representativas y las características específicas de los cuerpos de agua de la Argentina.

En cuanto a los ecosistemas acuáticos se asume el criterio de máxima protección de los mismos, enfoque aplicado actualmente por los Estados Unidos de Norteamérica (Stephan et al. 1985), Canadá (CCME, 1991), Holanda (Ten Brink and Wousdtra, 1991), Australia (Hart et al., 1993), Sudáfrica (MacKay, 1995; Roux et al., 1996) y por la OECD (Organisation for Economic Co-Operation and Development) (OECD, 1992, 1995). El criterio para la protección de un ecosistema determinado no puede ser establecido a partir de todas y cada una de las especies asociadas al mismo; la única manera posible es mediante la utilización de especies representativas de los diferentes grupos taxonómicos o mediante ecosistemas simplificados (microcosmos, mesocosmos y/o macrocosmos). Esto se basa en la asunción de que si ciertas especies, funciones o propiedades del ecosistema están protegidas, el resto de la biota o del ecosistema también lo estará.



El nivel guía de calidad para una sustancia hace referencia a su presencia máxima admisible en los cuerpos superficiales de agua del territorio nacional en general. A los efectos de la protección de la biota acuática, con criterio conservador, tal nivel se expresa considerando la concentración de la sustancia en la muestra de agua sin filtrar, lo cual implica asumir la biodisponibilidad de la presencia total de aquélla en la columna de agua.

La alusión al criterio conservador radica en el hecho de que la mayor parte de la información toxicológica proviene de bioensayos donde las concentraciones de las sustancias investigadas están mayoritariamente asociadas a la fracción disuelta de las mismas.

En el caso de los parámetros prioritarios de calidad identificados comúnmente como metales, el criterio científico prevaleciente asigna esencialmente a la fracción disuelta de los mismos su presencia biodisponible en las aguas naturales y, por lo tanto, atribuye primariamente a la fracción antedicha el eventual riesgo toxicológico para los organismos acuáticos. Sobre esta base, los niveles guía de calidad para protección de biota acuática correspondientes a metales se expresan referidos a la muestra de agua filtrada.

Condiciones particulares de determinados ámbitos hídricos podrían demandar mayores restricciones de calidad para un parámetro dado que las impuestas por el nivel guía nacional correspondiente al mismo.

## ***2.2) Premisas básicas para el establecimiento de niveles guía de calidad de agua ambiente para protección de la biota acuática (NGPBA)***

La metodología para el establecimiento de niveles guía de calidad de agua ambiente para protección de la biota acuática asume las siguientes premisas básicas:

- Dada la diferencia existente entre las propiedades fisicoquímicas de los ambientes de agua dulce y marina, los niveles guía de calidad de agua para protección de la biota acuática para dichos ambientes se derivan independientemente.
- Fundamentalmente se utilizan datos generados en condiciones de laboratorio, asumiéndose, por lo tanto, que los efectos observados en el laboratorio generalmente representan los correspondientes a la situación de campo en condiciones similares.
- La distribución de la sensibilidad, tanto de las especies como de los ecosistemas simplificados, es de un tipo semejante a la log-triangular. Cuando se utiliza información derivada de ecosistemas simplificados, se adopta como premisa la protección del 95 % de los ecosistemas acuáticos del país. En cuanto a los ecosistemas incluidos en el 5 % restante, se considera que los mismos poseen características particulares que hacen necesaria la elaboración de criterios más restrictivos. Si se utiliza información derivada de estudios monoespecíficos, se adopta como premisa el criterio de protección del 95 % de las especies, lo cual significa que tal porcentaje preserva la estructura y la función del ecosistema en tanto y en cuanto el 5 % restante no incluya especies claves, entendiéndose como tales las que tienen influencia directa sobre otras especies. El criterio antedicho interpreta que la eventual afectación de algunas especies no es relevante, ya que la función



de las mismas puede ser reemplazada total o parcialmente por otras (Van Leeuwen, 1990; Stephan, 1985).

- Para los casos en que no se dispone de la cantidad de datos necesaria, se tiene en cuenta la incertidumbre asociada a este hecho en la elaboración del nivel guía.
- Si bien la biodisponibilidad, duración de los ensayos y otros factores pueden tener efectos significativos sobre la toxicidad, se asume que las mayores diferencias en cuanto a esta última se originan en diferencias de sensibilidad entre especies.
- La selección del efecto que una sustancia tóxica ejerce sobre los organismos tiene una implicancia directa sobre la interpretación de los resultados de los ensayos. A los efectos de la derivación de los NGPBA la presente metodología da prioridad a los ensayos de toxicidad crónica sobre los ensayos de toxicidad aguda, dado que su objetivo es establecer pautas de calidad asociadas a exposición continua.

El esquema metodológico involucra una secuencia operativa cuyas fases se desarrollan a continuación.

### ***2.3) Fases de la derivación de niveles guía de calidad de agua ambiente para la protección de la biota acuática (aplicable a agua dulce)***

#### ***2.3.1) Especificación del parámetro de calidad para el que se establece el NGPBA***

La selección de parámetros de calidad de agua para los cuales se establecen niveles guía para la protección de la biota acuática resulta de la evaluación de su ocurrencia a nivel local, regional y mundial y de su significación deletérea para los organismos acuáticos.

#### ***2.3.2) Selección de datos y especies a utilizar para la derivación del NGPBA para un parámetro de calidad***

##### ***2.3.2.1) Selección de datos***

Cuando la derivación del NGPBA se asienta en datos originados en estudios a nivel ecosistema simplificado, es decir, estudios de micro, meso y macrocosmos, se deberá contar como mínimo con cinco datos de toxicidad que observen las siguientes premisas:

- Los datos deben provenir de experiencias realizadas por duplicado que incluyan, al menos, dos concentraciones de ensayo y un control.
- Una de las concentraciones ensayadas, como mínimo, debe diferir significativamente del control.

Cuando la derivación del NGPBA se asienta en información originada en estudios mono-específicos, se sigue el método denominado de las ocho familias, que se basa en la utilización de datos de toxicidad correspondientes a, por lo menos, ocho familias diferentes de animales y una de algas o plantas vasculares, o, alternativamente, dependiendo de las



características tóxicas del parámetro considerado, a, por lo menos, ocho familias de algas o plantas vasculares acuáticas y una de animales acuáticos, observando los siguientes requerimientos:

a) Cuando se utilizan ocho familias de animales:

- Disponer de datos de toxicidad crónica para especies pertenecientes a por lo menos ocho familias diferentes, que deben incluir: dos familias de la clase *Osteichthyes*, siendo una de ellas la *Salmonidae*, una familia del phylum *Chordata*, una familia de crustáceos planctónicos y otra de crustáceos bentónicos, una familia de insectos, una familia perteneciente a los phyla *Rotifera*, *Annelida* o *Mollusca* y otra familia.
- Disponer de datos de toxicidad para, al menos, una especie de alga o macrófita.

b) Cuando se utilizan ocho familias de vegetales:

- Disponer de datos de toxicidad crónica para especies pertenecientes a por lo menos ocho familias diferentes, incluyendo, al menos, dos datos de algas planctónicas y uno de plantas vasculares.
- Disponer de datos de toxicidad para al menos tres especies de animales, dos correspondientes a dos familias de peces y uno a la familia *Daphnidae*.

c) Los datos de toxicidad deben provenir de estudios que hayan observado las siguientes premisas:

- inclusión de controles.
- realización de experiencias en condiciones de ensayo que permitan registrar ausencia de efecto, 100 % de respuesta y, por lo menos, dos respuestas parciales correspondientes a los estadios de vida más sensibles de las especies.
- determinación de concentraciones con una réplica, como mínimo.
- medición de características del agua tales como pH, dureza y temperatura (condición preferencial para elección de datos).
- medición de la concentración del tóxico ensayado a lo largo de la experiencia cuando haya posibilidad de variación de aquélla por las características químicas o físicas de la sustancia (condición preferencial para elección de datos).

### **2.3.2.2) Selección de especies**

Para la selección de especies, se procede según el siguiente esquema:

a) Se evalúa la disponibilidad de datos de ensayos de toxicidad realizados con especies locales.



- b) Cuando no se dispone de datos correspondientes a especies locales se utilizan especies subrogantes, eligiéndose las mismas en base a su proximidad con las especies locales.

### ***2.3.3) Derivación del NGPBA cuando se utilizan datos para ocho familias de animales***

La línea central de esta derivación está constituida por el cálculo del Valor Crónico Final correspondiente al parámetro de calidad (FCV), entendiéndose como tal a aquél que describe la máxima condición de exposición continua que puede ser tolerada por la biota acuática observando el criterio de protección del 95 % de la misma.

El cálculo de FCV procede según las variantes que se desarrollan a continuación y se esquematizan en la Figura 2.1.

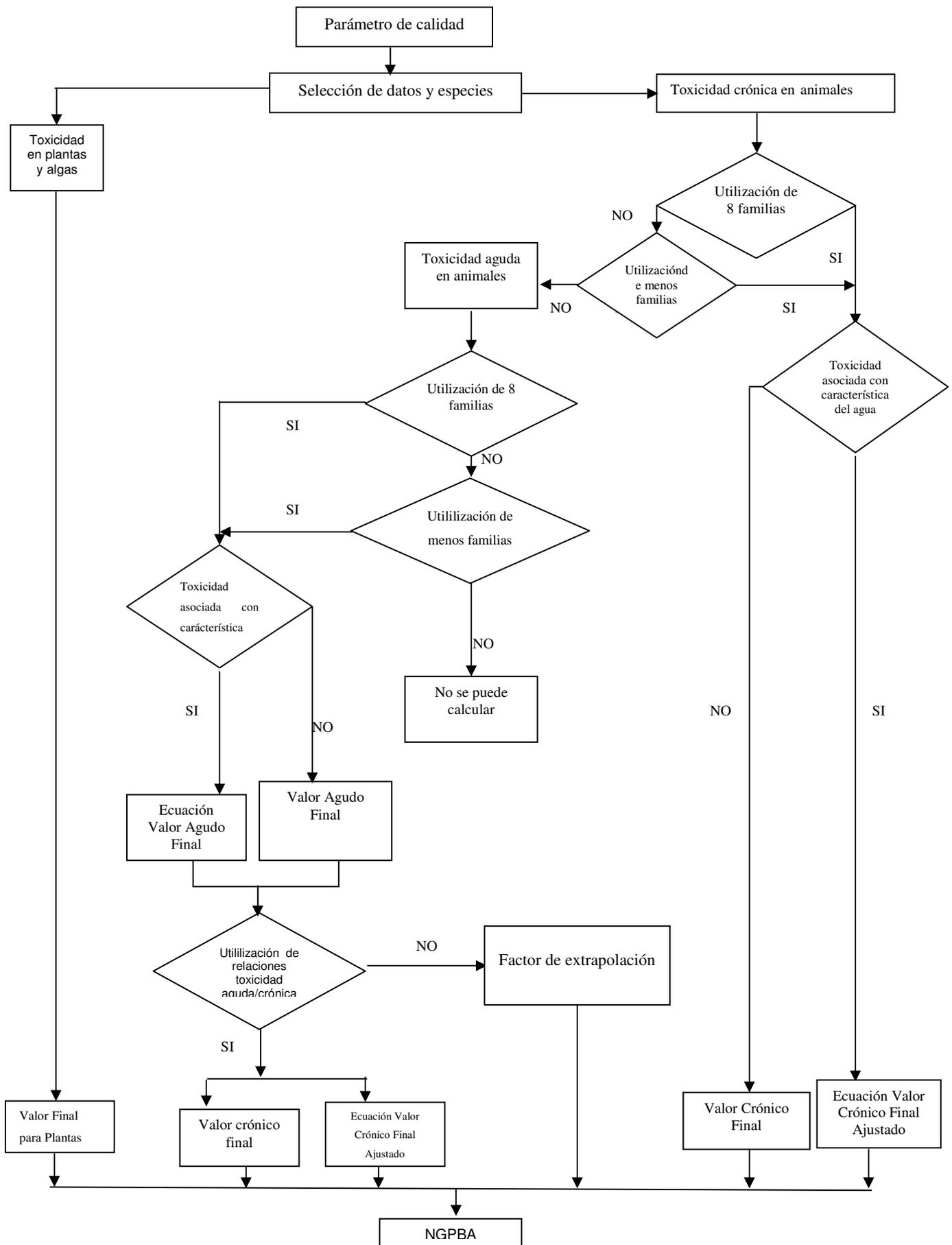


Figura 2.1-Secuencia operativa para derivar niveles guía de calidad de agua para protección de biota acuática (NGPBA) cuando se utilizan datos para animales.



**2.3.3.1) Cálculo del Valor Crónico Final basado en datos de toxicidad crónica provenientes de estudios monoespecíficos, no estando la toxicidad del parámetro de calidad asociada a las características del agua:**

En este caso, el cálculo de FCV se practica según la siguiente secuencia, que responde a los lineamientos de Stephan et al. (1985):

- a) Se determina el Valor Crónico Medio del parámetro de calidad para cada especie (SMCV) mediante el cálculo de la media geométrica de los datos de toxicidad crónica respectivamente seleccionados. Cuando se presentan datos para una misma especie que difieren en más de un orden de magnitud con respecto al menor no son incluidos en el cálculo de SMCV.
- b) Se determina el Valor Crónico Medio del parámetro de calidad para cada género (GMCV) mediante el cálculo de la media geométrica de los SMCV obtenidos. Cuando resultan valores de SMCV que difieren en más de un orden de magnitud con respecto al menor no son incluidos en el cálculo de GMCV.
- c) Se confecciona un ranking de los GMCV determinados, asignándose números de orden (R) desde 1, para el menor, hasta N, para el mayor.
- d) Se calcula la probabilidad acumulativa ( $P_R$ ) para cada GMCV determinado según:

$$P_R = R/(N+1)$$

- e) Se seleccionan los cuatro primeros GMCV del ranking antedicho.
- f) A partir de los cuatro GMCV seleccionados y los valores de  $P_R$  calculados para cada uno de los mismos, se efectúa un análisis de regresión lineal  $\ln \text{GMCV}$  vs  $(P_R)^{1/2}$  usando las siguientes expresiones para el cálculo del valor de la pendiente (b) y de la ordenada al origen (a):

$$b = \left[ \frac{\sum_{i=1}^4 (\ln \text{GMCV}_i)^2 - (\sum_{i=1}^4 \ln \text{GMCV}_i)^2 / 4}{\sum_{i=1}^4 P_{R_i} - (\sum_{i=1}^4 P_{R_i}^{1/2})^2 / 4} \right]^{1/2}$$

$$a = (\sum_{i=1}^4 \ln \text{GMCV}_i - b \sum_{i=1}^4 P_{R_i}^{1/2}) / 4$$

El criterio utilizado para obtener la expresión para el cálculo de la pendiente es estrictamente empírico, obteniéndose así el valor de b más razonable.

- g) Se calcula la constante k, a ser utilizada en el cálculo de FCV, mediante la siguiente expresión:

$$k = b (0,05)^{1/2} + a$$



h) Se calcula FCV según:

$$FCV = e^k$$

i) Si el SMCV correspondiente a una especie clave supera al FCV calculado, se utiliza el primero como FCV

**2.3.3.2) Cálculo del Valor Crónico Final basado en datos de toxicidad crónica provenientes de estudios monoespecíficos, estando la toxicidad del parámetro de calidad asociada a alguna característica del agua**

En este caso, el cálculo de FCV observa los siguientes lineamientos:

a) Teniendo en consideración que la relación entre la toxicidad del parámetro de calidad y la dureza del agua es la asociación más documentada, se ilustra el procedimiento sobre la base de esta variable, lo cual implica la transformación logarítmica de los datos de toxicidad y de dureza del agua. Para relaciones entre toxicidad y características del agua tales como pH, temperatura y salinidad, los datos no son transformados logarítmicamente o se aplica otro tipo de transformación.

b) Para cada especie para la cual se dispone de dos o más valores comparables de toxicidad crónica para dos o más valores característicos de la dureza del agua, se realiza un análisis de regresión de los datos de toxicidad crónica vs. datos de dureza del agua, obteniéndose de este modo las pendientes correspondientes.

c) Se comparan los valores obtenidos para las pendientes de regresión mediante la utilización de la prueba de la homogeneidad de las pendientes (Zar, 1984). Si las mismas no difieren significativamente entre sí, para cada especie se normalizan los datos de toxicidad crónica utilizados dividiéndolos por la media geométrica de los mismos. Esta normalización se extiende a los datos de dureza considerados.

d) Utilizando la totalidad de los datos normalizados y transformados, se determina mediante el Modelo I de regresión la pendiente combinada (L).

e) Se ajustan los datos de toxicidad crónica correspondientes a cada especie para un determinado valor Z de la dureza del agua mediante la siguiente expresión:

$$Y = \ln W - L (\ln X - \ln Z)$$

donde:

Y: dato de toxicidad crónica transformado ajustado para Z

W: dato de toxicidad crónica

L: valor de la pendiente combinada

X: dureza del agua correspondiente a W

Z: valor de la dureza total al cual se ajustan los datos de toxicidad crónica (por ejemplo: 50 mg CaCO<sub>3</sub>/l)



De tal forma, resulta:

Dato de toxicidad crónica ajustada para  $Z = e^Y$

f) Partiendo de datos de toxicidad crónica ajustada para cada especie, siguiendo la secuencia de cálculo explicitada en 2.2.3.1, se obtienen los correspondientes valores crónicos medios ajustados para cada especie (ASMCV) y género (AGMCV).

g) La ecuación final de toxicidad crónica que permite calcular el Valor Crónico Final Ajustado considerando la dureza del agua es la siguiente:

$$FCV_c = e^{L * \ln \text{dureza} + \ln \text{AFCV} - L * \ln Z}$$

donde:

L: valor de la pendiente combinada

AFCV: Valor Crónico Final Ajustado para Z

h) Si el valor medio de toxicidad crónica ajustado para Z de una especie clave (SMCV ajustado para Z) es menor al AFCV calculado se utiliza el primero como AFCV.

### ***2.3.3.3) Cálculo del Valor Crónico Final basado en datos de toxicidad provenientes de estudios monoespecíficos utilizando relaciones de toxicidad aguda/crónica (ACR)***

En el caso de no contarse con el número de datos de toxicidad crónica requerido por el método de las ocho familias, FCV puede ser estimado tomando como base relaciones de toxicidad aguda/crónica (ACR). En este sentido, debe disponerse, como mínimo, de relaciones de toxicidad aguda/crónica correspondientes a un pez y a un invertebrado muy sensibles a la sustancia considerada. El procedimiento a seguir se desarrolla a continuación.

#### ***2.3.3.3.1) Cálculo para datos de toxicidad no asociados a las características del agua***

a) Se seleccionan datos de toxicidad aguda y crónica observando los requerimientos descriptos en la sección 2.2.2.

b) Para toxicidad aguda se utilizan datos correspondientes a ensayos de letalidad y efectos tales como inmovilidad y aletargamiento, según la especie.

c) Utilizando el mismo procedimiento descripto para FCV en la sección 2.2.3, se calcula, a partir de los datos de toxicidad aguda, el Valor Agudo Final (FAV).

d) A partir de los datos de toxicidad crónica y aguda disponibles se practica la siguiente secuencia de cálculo:

d.1) Se calculan las ACR correspondientes a los respectivos pares de datos de toxicidad.

d.2) Se calcula la media geométrica de todas las ACR disponibles para cada especie (SMACR).



d.3) La Relación Final Toxicidad Aguda/Crónica (FACR) se obtiene mediante el cálculo de la media geométrica de las SMACR resultantes. Para dicho cálculo será tenido en cuenta el mayor número de SMACR disponibles que se encuentren en un mismo orden de magnitud.

e) FCV se calcula dividiendo FAV por FACR.

f) Si el SMCV de una especie clave es menor al FCV calculado, en lugar de este último el SMCV antedicho es considerado como Valor Crónico Final.

#### **2.3.3.3.2) Cálculo para datos de toxicidad asociados a las características del agua**

Se aplica el procedimiento explicitado en 2.2.3.3.1 ajustando los datos de acuerdo a lo detallado en 2.3.3.2.

#### **2.3.3.4) Identificación del Valor Final para Plantas (FPV) y comparación del mismo con FCV**

a) Se identifica entre los datos de toxicidad disponibles inherentes a algas y plantas vasculares el correspondiente a la especie más sensible, especificándose el mismo como Valor Final para Plantas (FPV).

b) Si FPV es menor que el FCV establecido, en lugar de este último se considera a FPV como Valor Crónico Final.

#### **2.3.3.5) Especificación del NGPBA**

El nivel guía para la protección de la biota acuática correspondiente a un parámetro de calidad de agua se expresa de acuerdo a:

$NGPBA \leq FCV$ , referido a la muestra de agua sin filtrar (salvo para metales, en que está referido a la muestra de agua filtrada)

#### **2.3.4) Derivación del NGPBA cuando se utilizan datos para ocho familias de vegetales**

La línea central de esta derivación está constituida por el cálculo del Valor Crónico Final (FCV) correspondiente al parámetro de calidad utilizando el procedimiento descrito en la sección 2.2.3, pero utilizando datos de toxicidad correspondientes a vegetales. En este caso se identifica el Valor Final para Animales (AFV), que corresponde a la especie más sensible entre al menos tres especies, dos correspondientes a dos familias de peces y una a la familia de crustáceos *Daphnidae*.

#### **2.3.5) Derivación del NGPBA cuando se cuenta con datos para menos de ocho familias**

Cuando se cuenta con datos de toxicidad para menos de ocho familias de animales o vegetales, se evalúa la derivación del NGPBA a partir de dichos datos siguiendo las vías especificadas en las secciones 2.2.3 o 2.2.4, según corresponda. Tal derivación es procedente cuando los datos disponibles comprenden una razonable diversidad taxonómica y se incluyen especies muy sensibles al parámetro de calidad considerado.



### 2.3.6) Derivación del NGPBA cuando se utilizan datos de ecosistemas simplificados

En este caso, el Valor Crónico Final (FCV) se calcula utilizando el procedimiento descrito en la sección 2.2.3, reemplazando los valores correspondientes al Valor Crónico Medio para el género (GMCV) por los valores correspondientes a los estudios de los ecosistemas y aplicando la secuencia de cálculo descrita en 2.2.3.1 a partir del punto c, no correspondiendo en esta vía de derivación la identificación de FPV.

### 2.3.7) Derivación del NGPBA mediante factores de extrapolación

a) Cuando se cuenta con suficientes datos de toxicidad aguda correspondientes a ensayos monoespecíficos como para calcular FAV utilizando el método de las ocho familias pero se carece de datos para calcular FACR, FCV se calcula dividiendo FAV por un factor de extrapolación adoptado sobre la base de los rangos genéricos expuestos en la Tabla 2.1 o establecido en forma *ad hoc*.

**TABLA 2.1 - FACTORES DE EXTRAPOLACION A UTILIZAR PARA DERIVAR NIVELES  
GUIA DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE PARA PROTECCION DE LA BIOTA  
ACUATICA**

Información disponible a partir de la cual se extrapola		Factor de extrapolación
Ensayos monoespecíficos	Ensayos a nivel de ecosistemas simplificados	
Valor Final Agudo (FAV) obtenido a partir de datos que cumplen con los requisitos estipulados para el cálculo del FAV.		2-10 (1)
Valor de toxicidad crónica más bajo para un grupo de especies que como mínimo comprende algas, crustáceos y peces.		10-20 (1)
Valor de toxicidad aguda más bajo para un grupo de especies que como mínimo comprende algas, crustáceos y peces .		20-100 (1)
	Valor de toxicidad crónica más bajo para un grupo de tres estudios de micro o mesocosmos comprendiendo algas, crustaceos y peces.	2-5 (1)
	Valor de toxicidad crónica más bajo para un grupo de dos estudios de micro o mesocosmos incluyendo al menos dos grupos taxonómicos diferentes.	5-15 (1)

Nota:

(1): El rango de valores tabulado no contempla los procesos de bioconcentración, bioacumulación o biomagnificación como fuente de incertidumbre. La consideración de tales procesos puede determinar un incremento del factor de extrapolación, pudiendo ello dar lugar a la superación del valor máximo tabulado

b) Si se carece de información suficiente para derivar el NGPBA por las variantes hasta aquí descritas, se evalúa la realización de tal derivación dividiendo el dato de toxicidad más bajo disponible por un valor de extrapolación. En cuanto al valor de este último es aplicable lo expuesto en 2.3.7.a.



#### **2.4) Fases de la derivación de niveles guía de calidad de agua ambiente para la protección de la biota acuática (aplicable a agua marina)**

La secuencia operativa para la derivación de los niveles guía de protección de la biota acuática para organismos de agua marina observa las mismas asunciones establecidas para la biota de agua dulce. De tal manera, la metodología es la misma que la empleada para agua dulce pero con las salvedades de que la selección de especies se realiza sobre familias del hábitat marino y de que la selección de datos de toxicidad se hace sobre información proveniente de bioensayos realizados a salinidades a partir de 25 ‰.

#### **2.5) Establecimiento de niveles guía para protección de la biota acuática para agua estuarina**

En razón de no contarse con suficientes datos de toxicidad para organismos estuarinos como para calcular niveles guía de calidad de agua ambiente para su protección utilizando la metodología aplicada para agua dulce y agua marina, el nivel guía para cada parámetro se establece interinamente comparando los niveles guía calculados para los medios antedichos y eligiendo el más restrictivo de los dos.

#### **2.6) Referencias**

- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1991. Canadian Water Quality Guidelines.
- Chapman, P.M., A. Fairbrother and D. Brown 1998. A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and chemistry* 1: 99-108.
- Hart, B.T., I.C. Campbell, C. Angehrn-Bettinazzi and M.J. Jones. 1993. Australian water quality guidelines: a new approach for protecting ecosystem health. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 2 : 151-163.
- Mackay, H.M., D.J. Roux, P.J. Ashton, H.R. van Vliet and S. Jooste. 1995. The development of South African water quality guidelines for the natural aquatic environment. Kruger National workshop, South Africa 15-17 may 1995.
- Mayer, F.L., G.F. Krause and D.R. Buckler. 1994. Predicting chronic lethality of chemicals to fishes from acute toxicity test data: concepts and linear regression analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13 (4): 671-678.
- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development). 1992. Report of the OECD workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment. OECD Environmental Monographs N° 59, 43 pp.
- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development). 1995. Guidance document for aquatic effects assessment. OECD Environment Monographs 92, OECD, Paris, France.
- Roux, D.J., S.H.J. Jooste and H.M. MacKay. 1996. Substance-specific water quality criteria for the protection of South African freshwater ecosystems: Methods for the derivation and initial results for some inorganic toxic substances. *S. African J. Sci.* 92:198-206.
- Stephan, C.E. 1985. Are the "Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic life and its uses" based on sound judgments?. *Aquatic Toxicology and Hazard assessment: Seventh Symposium, ASTM STP 854*, R.D. Cardwell, R. Purdy, and R.C. Bahner, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1985, pp. 515-526.
- Stephan, C.E., D.I.M. Mount, D.J. Hansen, J.H. Gentile, G.A. Chapman and A.W. Brungs. 1985. Guidelines for deriving numerical water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. U.S. Environmental Protection Agency, National Technical Information Service-PB85-227049.



República Argentina  
Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación

Ten Brink, B.J.E. and J.H. Woudstra. 1991. Towards an effective and rational water management: The aquatic outlook project integrating water management monitoring and research. *Eur. Wat. Pollut. Control*: 1: 20-27.

Van Leeuwen, K. 1990. Ecotoxicological effects assessment in the Netherlands: Recent Developments. *Environ. Manage.* 14: 779-792.