

## EFFECTOS TÓXICOS DE LA EXPOSICIÓN AGUDA DE *Prochilodus magdalenae* A CLORURO DE MERCURIO

TOXIC EFFECTS OF ACUTE EXPOSURE OF *P. magdalenae* AT MERCURIC CHLORIDE

Jaime Palacio<sup>1</sup>, Néstor Jaime Aguirre<sup>2</sup> y Janeth Barrera<sup>1</sup>

### Resumen

Alevinos de *Prochilodus magdalenae* (bocachico), adquiridos en cultivos de peces, fueron expuestos durante 96 horas a cinco concentraciones agudas de mercurio (0.1, 0.13, 0.17, 0.22, 0.29 mg/l) en un sistema estático con renovación a las 48 horas. Durante la aclimatación los peces se mantuvieron en agua de consumo de cloruro de mercurio filtrada con carbón activado. La tasa de recirculación del agua fue 50 min y los niveles de oxígeno fueron superiores a 80% de saturación. Los peces fueron alimentados diariamente con Tetramin y el suministro de alimento se interrumpió doce horas antes del inicio de los experimentos. Durante la aclimatación y las pruebas de toxicidad la temperatura, el pH y el oxígeno disuelto variaron en un rango estrecho. La concentración letal media (CL<sub>50</sub>) del mercurio se calculó para 24, 48, 72 y 96 horas mediante los métodos promedio del ángulo móvil y probit. Los resultados a las 96 horas indicaron gran homogeneidad de la concentración letal media al variar entre 0.132 y 0.133 mg/l de cloruro de mercurio, y una menor sensibilidad de *P. magdalenae* que *Poecilia reticulata* a esta sustancia.

*Palabras clave:* *Prochilodus magdalenae*, cloruro de mercurio, efectotóxicos, concentración letal media (CL<sub>50</sub>).

### Abstract

Young individuals of *Prochilodus magdalenae* (bocachico) acquired from commercial fish hatcheries were exposed to five acute concentrations of mercury (0.1, 0.13, 0.17, 0.22, 0.29 mg/l) for 96 hour periods in a static system renovated each 48 hours. During the acclimation period, fishes were maintained in tap water that had been previously filtrated with activated carbon. The circulation rate was 50 l/min and oxygen levels always exceeded 80% of saturation. Fishes were fed daily with Tetramin and feeding was halted twelve hours before the beginning of the toxicity bioassays. During acclimation period and bioassays, the pH and dissolved oxygen levels varied within a narrow range. Lethal mean concentrations (CL<sub>50</sub>) were calculated for 24, 48, 72 and 96 hours by the moving average angle and probit methods. Results for 96 hours indicated great homogeneity with the lethal mean concentrations varying between 0.132 and 0.133 mg/l of mercury chloride, with *P. magdalenae* exhibiting lower sensitivity to this substance than *Poecilia reticulata*.

*Key words:* *Prochilodus magdalenae*, mercury chloride, CL<sub>50</sub>.

## INTRODUCCIÓN

Una de las consecuencias más importantes de las actividades antrópicas es la puesta en circulación o aceleración de los ciclos biogeoquímicos de sustancias no esenciales para la vida y con un alto potencial tóxico. El ingreso de xenobióticos a los ambientes acuáticos no ha estado acompañado de un avance comparable del conocimiento de los efectos de estas sustancias sobre la biota. En con-

secuencia, para la mayoría de las sustancias extrañas que circulan en los ambientes naturales no existe aún ninguna información toxicológica.

El mercurio es un elemento poco abundante en la naturaleza y su forma principal es el cinabrio (S<sub>2</sub>Hg), un sulfuro de baja solubilidad y volatilidad (Ladron y Moya, 1995). Según Cotton y Wilkinson (1996), en su forma líquida el mercurio es muy volátil. A pesar de que el mercurio es

Recibido: agosto de 2002; aprobado para publicación: septiembre de 2002.

<sup>1</sup> Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, apartado 1226. E-mail: japalaci@jaibana.udea.edu.co.

<sup>2</sup> Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, apartado 1226. E-mail: naguirre@udea.edu.co.

químicamente inerte e insoluble, la mayoría de sus sales son solubles en agua. En ambientes acuáticos, el mercurio puede ser transformado a metilmercurio a través de procesos químicos y biológicos (Da Silva, 1988). El metilmercurio es la forma más tóxica de este metal. La naturaleza no polar y la alta solubilidad en lípidos le confieren gran facilidad para atravesar las membranas biológicas.

La metilación del mercurio inorgánico en los sedimentos acuáticos es un proceso clave en el movimiento de este metal a través de la red trófica. Su gran capacidad de acumulación y de biomagnificación en las cadenas tróficas representan un riesgo potencial importante para los consumidores humanos de los recursos hidrobiológicos procedentes de ambientes contaminados (Moore y Ramamoorthy, 1984).

El comportamiento del mercurio en los sistemas acuáticos está afectado por la salinidad, la temperatura, el pH, la turbidez, la composición química de los sedimentos y el contenido de materia orgánica en los coloides. Dado que el mercurio tiene gran tendencia absorbente, los procesos de adsorción y de desorción en sólidos son muy importantes para la comprensión de la distribución y el impacto de este elemento en los ecosistemas acuáticos (Casas, 1988).

Las pruebas ecotoxicológicas han adquirido considerable importancia en los últimos años, debido a que aportan la información básica necesaria para fijar los criterios de calidad de las aguas superficiales y evaluar el riesgo del ingreso de tóxicos a los ambientes naturales. Estos estudios permiten además establecer la toxicidad relativa, el modo de acción y los efectos específicos de las sustancias contaminantes sobre el componente biótico (Tortorelli et al., 1994).

Una de las causas probables de la reducción de las poblaciones de *P. magdalенаe* en la cuenca del río Magdalena es el deterioro del agua por el ingreso de residuos de origen industrial y doméstico. Sin embargo, aún no existen evidencias científicas que demuestren el efecto del deterioro de

la calidad del agua en Colombia sobre el estado actual de las poblaciones de esta especie.

A pesar de que *P. magdalенаe* es una especie muy importante desde el punto de vista ecológico y económico en Colombia, aún no se dispone de información sobre la sensibilidad de esta especie a la contaminación química de sus hábitat y particularmente a la presencia de mercurio que se usó ampliamente y aún se emplea en la minería de aluvión en Colombia. Con el presente trabajo se busca aportar al conocimiento de los efectos ecotoxicológicos de las sustancias químicas sobre la ictiofauna colombiana.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El cloruro de mercurio ( $\text{HgCl}_2$ ) es conocido también como sublimado corrosivo, bicloruro de mercurio y cloruro corrosivo de mercurio (Hawley, 1985). El cloruro de mercurio es incoloro e inodoro y forma cristales rómbicos, tiene un peso molecular de 271.52, su punto de fusión es 276 °C, su punto de ebullición 303 °C y su solubilidad en agua es 6.6 g/100ml a 20 °C (Dean, 1990).

La especie *P. magdalенаe* (bocachico) presenta gran abundancia en las cuencas bajas y es una de las más apreciadas para el consumo humano en Colombia. *Prochilodus magdalенаe* se distribuye ampliamente en Colombia y se encuentra en el sistema Magdalena-Cauca y en los ríos Atrato, Sinú, San Jorge, Cesar y sus afluentes.

Durante el periodo seco, *P. magdalенаe* efectúa una migración reproductiva desde las ciénagas bajas hasta las estribaciones de los Andes, penetra a los pequeños tributarios y permanece allí hasta el inicio de las lluvias. Durante su permanencia en las corrientes secundarias, los adultos se alimentan de algas perifíticas y otras plantas acuáticas, y gran parte de sus reservas se consumen en el crecimiento y maduración de los zigos (Dahl, 1971).

Los ejemplares de *P. magdalенаe* fueron adquiridos en cultivos de peces y transportados al laboratorio de bioensayos en bolsas plásticas con

aire a presión. Durante la aclimatación en el laboratorio los peces se mantuvieron en acuarios de vidrio de 250 l, dotados con sistemas de filtración y aireación independientes y a una densidad por biomasa inferior a dos gramos de pez por litro de agua. Cada 48 horas se recambió entre 20 y 50% del volumen del agua.

Durante la aclimatación se utilizó agua de consumo de clorinada y filtrada con carbón activado y aireada previamente durante 24 horas (Peltier y Weber, 1985). Dos veces al día se suministró Tetramin en una porción entre 5 y 10% del peso promedio de los animales. El suministro de alimento se suspendió doce horas antes del tratamiento.

La temperatura, el oxígeno disuelto y el pH se controlaron permanentemente, con el fin de detectar y evitar cambios importantes en las condiciones de aclimatación. Además se hizo un seguimiento permanente de las condiciones de los peces para detectar cualquier signo de enfermedad o cambios en el comportamiento. En el caso de enfermedad, los peces se trataron según las recomendaciones de Noga (1996), Paperna (1980), Roberts (1978), Rodríguez *et al.* (1988), Stoskopf (1993) y USEPA (1975).

Para la preparación de las concentraciones de cloruro de mercurio se empleó agua del acueducto filtrada con carbón activado y aireada 48 horas antes de su utilización. Las soluciones se prepararon 60 min antes del traslado de los ejemplares de *P. magdalenae* a los acuarios. Para los experimentos se emplearon cinco concentraciones (0.10, 0.13, 0.17, 0.22, 0.29 mg/l) y un control, con cuatro réplicas cada uno.

En los experimentos se utilizaron peces del mismo lote y de talla homogénea ( $3.5 \pm 0.5$  cm). A cada acuario se le agregaron diez ejemplares en 30 l de solución, para un total de 40 ejemplares por concentración. Se empleó un sistema estático, con renovación de las soluciones a las 48 horas. En la tabla 1 se presenta la síntesis de las condiciones experimentales durante la exposición de *P. magdalenae* al cloruro de mercurio. Antes

de exponer los peces a los tratamientos, y 48 horas después, se controlaron la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto, la dureza y la alcalinidad. Los ensayos se extendieron durante 96 horas y la mortalidad se registró a las 24, 48, 72 y 96 horas.

**Tabla 1.** Condiciones experimentales durante la exposición de *P. magdalenae* a concentraciones agudas de cloruro de mercurio

Variable	Descripción
Tipo de prueba	Estática con renovación del medio de la solución cada 48 horas
Duración	96 horas
Temperatura	$22 \pm 1$ °C
Intensidad de la luz	1.000 a 1.500 lux
Fotoperiodo	16 horas luz
Tamaño de la cámara de prueba	40 l
Volumen de solución	30 l
Longitud total promedio	$3.5 \pm 0.5$ cm
Ejemplares por cámara de prueba	10
Réplicas por concentración	4
Ejemplares por concentración	40
Alimentación	Hasta doce horas antes de la prueba
Aireación	Sin aireación
Agua de dilución	Agua de consumo de clorinada, filtrada y aireada
Número de concentraciones de prueba	5 y un control
Factor de dilución	1.3
Criterio de aceptabilidad de la prueba	Máximo 10% de mortalidad en los controles

Para la estimación de la concentración letal media ( $CL_{50}$ ) y el intervalo de confianza se emplearon los métodos probit y promedio del ángulo móvil para cada periodo de exposición.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 2 muestra los rangos de las variables fisicoquímicas del agua de dilución durante la aclimatación y las pruebas de toxicidad. La gran estabilidad de los valores garantizó que el com-

portamiento del cloruro de mercurio durante los experimentos no fuera afectado por variaciones en estos parámetros.

**Tabla 2.** Variables fisicoquímicas del agua de dilución durante la aclimatación y las pruebas de toxicidad

Variable	Rango
Temperatura (°C)	21.5-23.4
pH (unidad de pH)	6.9-7.8
Dureza total (mg/l de CaCO <sub>3</sub> )	68-76
Alcalinidad (mg/l de CaCO <sub>3</sub> )	75-84
Concentración de oxígeno disuelto (mg/l)	6.7-6.9

Los principales signos de intoxicación observados en los ejemplares expuestos fue el nado convulsivo y errático, la inmovilidad intermitente y la reducción progresiva de los movimientos operculares. Como criterio de muerte se asumió la inmovilidad completa y el cese de los movimientos operculares. En el control no se presentó mortalidad durante las 96 horas de exposición. Antes de las 24 horas se registró mortalidad en todos los tratamientos, exceptuando en la menor concentración (0.1 mg/l) y en el control. La mortalidad se incrementó en forma paralela al aumento de la concentración, hasta alcanzar un valor cercano al 100% a 0.29 mg/l. Una tendencia similar en la mortalidad se estableció con tiempo de exposición (tabla 3). En consecuencia, la muerte de los especímenes de *P. magdalanae* tratados con cloruro de mercurio puede atribuirse exclusivamente a la acción tóxica de la sustancia y los resultados posibilitan la aplicación sin restricción de los procedimientos de cálculo estadístico.

En la tabla 4 se sintetizan los resultados de la CL<sub>50</sub> del cloruro de mercurio y sus intervalos de con-

fianza en *P. magdalanae*, calculados con los métodos probit del ángulo móvil a las 24, 48, 72 y 96 horas de exposición. A las 24 horas la CL<sub>50</sub> fluctuó entre 0.199 y 201 mg/l. Para este mismo periodo Irwin *et al.* (1997) reportaron valores de 0.025 mg/l de mercurio para el pez marino *Chrysophrys major* y de 0.022 mg/l para la especie limnética *Moorone saxatilis*. Estos resultados indican una sensibilidad muy similar de *P. magdalanae* y de *M. saxatilis*, y una menor tolerancia de *C. major*.

A las 48 horas de exposición los valores de la CL<sub>50</sub>, calculados con dos procedimientos, registraron una diferencia importante. Mientras que la CL<sub>50</sub> calculada con el método probit se redujo desde 0.211 mg/l a las 24 horas hasta 0.163 mg/l a las 48 horas, el valor por el método del promedio del ángulo móvil fue similar para estos dos periodos de exposición. Irwin *et al.* (1997) señalaron una CL<sub>50</sub> (48 h) muy similar de 0.14 mg/l de mercurio para *M. saxatilis*.

Para las 72 y 96 horas los valores de la CL<sub>50</sub> fueron muy similares y no evidenciaron un efecto importante del incremento del periodo de exposición. Con referencia a los resultados de las 48 horas, se registró una reducción significativa en los valores y, consecuentemente, un aumento de la toxicidad del cloruro de mercurio con una CL<sub>50</sub> (96 h) de 0.132 mg/l.

En experimentos con cloruro de mercurio, Sphar *et al.* (1981) reportaron una CL<sub>50</sub> de 1.8 mg/l para *Channa punctatus* y de 1.4 para *C. gachura*. Estos valores son superiores a los establecidos para *P. magdalanae*. Estos mismos autores

**Tabla 3.** Mortalidad de *Prochilodus magdalanae* expuesto a cloruro de mercurio

Concentración (mg/l)	Tiempo (horas)							
	24		48		72		96	
	Número	%	Número	%	Número	%	Número	%
0.1	0	0.0	0	0.0	0	0.0	4	10
0.13	3	7.5	9	22.5	9	22.5	20	50
0.17	12	30	19	47.5	19	47.5	33	82.5
0.22	20	50	37	92.5	37	92.5	40	100.0
0.29	39	97.5	40	100.0	40	100.0	40	100.0
Control	0.0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0

**Tabla 4.** Concentraciones letales medias (CL<sub>50</sub>) y sus intervalos de confianza para 24, 48, 72 y 96 horas de exposición

Método	CL <sub>50</sub> (mg/l) de HgCl <sub>2</sub> para cuatro periodos de exposición			
	24	48	72	96
Promedio del ángulo móvil	0.199 0.183-0.218	0.211 0.200-0.223	0.130 0.138-0.146	0.133 0.125-0.14
Probit	0.201 0.189-0.214	0.163 0.154-0.173	0.138 0.129-0.146	0.132 0.124-0.140

reportaron una CL<sub>50</sub> (96) ente 0.03 y 0.054 mg/l para *Poecilia reticulata* y entre 0.015 y 0.184 mg/l para *Labeo rohita*. En ensayos realizados a temperaturas significativamente superiores (28 °C) a las del presente estudio, estos mismos autores referenciaron una CL<sub>50</sub> (96 h) de 0.35 y de 0.075 mg/l en *Sarotherodon mossambica*. Para *Cyprinus carpio*, Irwin *et al.* mencionan un rango de la CL<sub>50</sub> (96 h) entre 0.16 y 0.94 mg/l, muy similar al encontrado en el presente estudio.

Aunque la comparación de los resultados en las pruebas ecotoxicológicas está limitada por las diferencias en las condiciones experimentales de los ensayos, podría afirmarse que al tomar como referencia las concentraciones letales medias para 96 horas *P. magdalanae* posee una sensibilidad

intermedia entre las especies mencionadas en la literatura. Adicionalmente, es sorprendente que *P. magdalanae* presente mayor tolerancia a cloruro de mercurio que otras especies aparentemente más resistentes a condiciones de deterioro ambiental, como *S. mossambica* y *P. reticulata*. Con el fin de avanzar en el conocimiento del comportamiento ecofisiológico de *P. magdalanae*, la especie íctica más importante para el consumo humano en Colombia, es necesario continuar con el estudio de los efectos contaminates a corto y mediano plazo en los ambientes acuáticos. A partir de este conocimiento se podrán dilucidar las implicaciones del deterioro ambiental por contaminación química sobre la reducción del potencial pesquero en las áreas continentales de Colombia.

## REFERENCIAS

- Casas JC. 1998. Influencia del tiempo y del pH en la redisolución del mercurio presente en los sedimentos del río Negro. Tesis de posgrado, Universidad de Antioquia, Facultad de Ingeniería (Posgrado de Ingeniería Ambiental), Medellín.
- Cotton FA, Wilkinson G. 1996. *Química inorgánica básica*. Limusa, México, 656 p.
- Dahl G. 1971. *Los peces del norte de Colombia*. Ministerio de Agricultura, Instituto de Desarrollo de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente. Bogotá, 391 p.
- Da Silva AM. 1988. *Toxicología do mercúrio no meio ambiente*. Centro de Recursos Educacionais, São Paulo, 26 p.
- Dean J. 1990. *Lange manual de química*. Tomo II, 13ª. ed. McGraw-Hill, México. Pp. 6-47.
- Environmental Protection Agency (USEPA). 1975. Methods for acute toxicity test with fish, macroinvertebrates and amphibians. Committee on methods for toxicity test with aquatic organisms. Ecological Research Series, 660/33-75-009. pp. 56.
- Environmental Protection Agency (USEPA). 1990. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. 4a ed. Estados Unidos: 600/4-90/013.
- Hawley G. 1985. *Diccionario de química y de productos naturales*. Omega, Barcelona, 8 p.
- Irwin RJ, Vanmouwerk M, Stevens L, Seese D, Basham W. 1977. Environmental Contaminants Encyclopedia. National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado.
- Ladrón J, Moya V. 1995. *Toxicología médica clínica y laboral*. McGraw-Hill, Madrid, 373 p.
- Moore J, Ramamoorthy S. 1984. *Heavy metals in natural waters. Applied monitoring and impact assessment*. Springer Verlag. Berlin.
- Noga EJ. 1996. *Fish disease: diagnosis and treatment*. Mosby, Missouri, pp. 282-283.
- Paperna I. 1980. Parasites, infections and disease of fish in Africa. *CIFA Tech. Paper (7)*:216.
- Peltier W, Weber C. 1985. Methods for measuring the acute toxicity of effluents to freshwater and marine organisms. 3<sup>rd</sup> ed. EPA/600/4-850/013. Environmental Monitoring and Support Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio, 216 p.
- Roberts R. 1978. *Fish pathology*. Bailliere Tindal, Londres, pp. 36-37, 78-80.
- Rodríguez H, Anzola E, Lara C. 1988. *Prevención y tratamiento de las enfermedades de los peces*. Inderena, Regional Santander, Bucaramanga, 39 p.
- Spehar RL, Lemke AE, Pikerling R. 1981. Effects of pollution on freshwater fish. *J Water Pollut Control Fed* 53(6):1.028-1.076.

*Actual Biol* 24 (77): 33-38, 2002

Palacio J *et al.*

**Stoskopf M.** 1993. *Clinical pathology*. MK Stoskopf, Fish Medicine Saunders, Philadelphia, pp. 113-131.

**Tortorelli M, Di Marzio W, Sáenz M, Alberdi J.** 1994. Ensayos ecotoxicológicos con organismos acuáticos para la

evaluación de la contaminación ambiental. Curso de posgrado, Universidad Nacional de Luján, Departamento de Ciencias Básicas, Laboratorio de Ecotoxicología.