

## **CARPA Y BAGRE COMO BIOMONITORES DE METALES EN EL LAGO DE CHAPALA, MÉXICO.**

*Ing. Misael Sebastián Gradilla Hernández, Dra. Claudia Alvarado Osuna, Dr. José de Anda Sánchez*  
Unidad de Biotecnología Industrial, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado  
de Jalisco, Avenida Normalistas 800, Guadalajara, Jalisco, C.P. 44270, MÉXICO.

### **Resumen**

Se analizaron dos estilos de biomonitoreo de metales en el Lago de Chapala, el biomonitoreo activo y el pasivo. Para tal efecto se realizó la pesca de carpas del lago como biomonitor pasivo y de bagre cultivado en un desarrollo de acuacultura de la misma zona como biomonitor activo. La alimentación del bagre se realizó mediante alimento balanceado a libre demanda. Se realizaron análisis en agua y en músculo de pez para contenido total de arsénico, cadmio, cromo y cobre mediante espectrometría de emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-AES), el contenido total de plomo mediante espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS) y el de mercurio por espectrometría de absorción atómica de vapor frío (CV-AAS). Las concentraciones de arsénico, cadmio, cromo y plomo encontradas en músculo de pescado estuvieron por debajo del límite de detección para ambas especies ( $As \leq 1.0$  ppm,  $Cd \leq 0.025$  ppm,  $Cr \leq 1.0$  y  $Pb \leq 0.02$  ppm). Se obtuvieron concentraciones significativamente mayores de mercurio y cobre total en carpa con respecto a bagre. La concentración media de mercurio total en carpa fue de  $0.42 \pm 0.08$  ppm mientras que en bagre resultó por debajo del límite de detección (LOD= 0.05 ppm). Para el caso del cobre total en carpa fue de  $29.78 \pm 17.69$  ppm y en bagre fue de  $1.98 \pm 0.65$  ppm. Las diferencias en la acumulación de mercurio y cobre entre ambas especies se atribuyeron a diferencias en la alimentación, factor implícito en el estilo de biomonitoreo. Los resultados mostraron que carpa y bagre son capaces de bioacumular cobre a las condiciones del Lago de Chapala mientras que en el caso del mercurio solo se comprobó la habilidad de la carpa por bioacumularlo. Finalmente, los datos arrojaron información relevante acerca de los dos estilos de bioacumulación.

### **Introducción**

La presencia de metales pesados en el Lago de Chapala ha sido objeto de estudios previos y se ha sugerido que los contaminantes son principalmente de origen antropogénico ya que el Río Lerma arrastra los efluentes de la cuenca Lerma-Chapala [10,22]. Específicamente, la contaminación de peces con metales ha tomado especial relevancia ya que Chapala cuenta con una comunidad de 2500 pescadores aproximadamente y que el pescado de la rivera es un producto de alto consumo [15].

El biomonitoreo es un enfoque utilizado ampliamente a nivel internacional para la evaluación de la presencia y bioadsorción de metales en cuerpos de agua mediante el análisis de tejidos de peces. La ventaja principal del biomonitoreo es que mide directamente la proporción de un contaminante que es “incorporado” al organismo por la biota. Es posible distinguir entre dos estilos fundamentales de biomonitoreo: el pasivo y el activo. Cuando los individuos biomonitores habitan naturalmente el ecosistema en cuestión se denomina biomonitoreo pasivo y cuando se introducen intencionalmente se le llama biomonitoreo activo. Debido a que el fenómeno de bioacumulación depende de condiciones

específicas del sitio - como el pH- y de características intrínsecas del organismo biomonitor - como su especie-, la eficiencia de la técnica de biomonitoreo radica en la elección de un organismo adecuado como monitor biológico y el conocimiento del mismo [4]. La carpa (*Cyprinus carpio*) y el bagre (*Ictalurus punctatus*) han sido utilizados previamente como biomonitores [1,19] y podrían utilizarse como indicadores de la presencia y toxicidad de metales en el Lago de Chapala. El objetivo de este trabajo es comparar los dos estilos de biomonitoreo mencionados y evaluar estas 2 especies de pez como biomonitores de metales pesados en el Lago de Chapala en base a su capacidad de incorporar dichos elementos en sus tejidos.

## **Metodología**

### *Muestras de agua y alimento*

Se tomaron muestras de agua en sitios cercanos a la Isla del Presidio y se obtuvieron muestras del alimento suministrado a los bagres en el desarrollo de acuicultura. Se realizaron las determinaciones del contenido total de metales por espectrometría.

### *Biomonitoreo pasivo*

Se capturaron 20 ejemplares de carpa nativa en sitios cercanos a la Isla del Presidio. Se contrataron embarcaciones de pescadores originarios de la región para la captura de peces. Solamente se recolectaron peces de entre 800 a 1200 gramos para disminuir la variabilidad de los organismos. Se considera que los organismos tenían aproximadamente 1 año de vida.

### *Biomonitoreo activo*

Se extrajeron especímenes de jaulas sumergidas de un desarrollo de acuicultura ubicado en las coordenadas (13706069E, 2244724N) aproximadamente a 100 metros de la Isla del Presidio. La edad y origen de los peces estaban controladas por la jaula sumergida a la que pertenecían por lo que los peces tenían el mismo tiempo de exposición al lago.

### *Procesamiento de las muestras*

Se obtuvieron muestras de músculo de cada uno de los especímenes de las dos especies. Los análisis de mercurio total en músculo de pescado, agua y alimento fueron realizados por absorción atómica de vapor frío con un espectrofotómetro PERKIN ELMER modelo AAnalyst 200. Los análisis de arsénico, cadmio, cromo y cobre total en todas las muestras se llevaron a cabo por emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo en un espectrofotómetro marca PERKIN ELMER modelo ÓPTIMA 3200 RL. El análisis de plomo total en las muestras se llevó a cabo por espectrometría de masas en un equipo ELAN 9000.

## **Resultados**

La Tabla 1 resume las determinaciones en muestras de agua. Se puede observar que las concentraciones de metales analizados se encuentran por debajo de los límites permisibles

para la normativa mexicana, los límites establecidos por la USEPA para sistemas de agua públicos y los establecidos por la Organización Mundial de la Salud. El límite de arsénico establecido por USEPA y WHO se sobrepasó.

En la Tabla 2 se muestran las concentraciones medias de metales (ppm d.w.) y las desviaciones estándar en los tejidos de 24 bagres (IP) y 20 tilapias (CC). Así mismo se muestra el límite de detección (LDD) de la técnica analítica.

**Tabla 1. Concentración media de metales en agua**

Metal	Concentración	USEPA [6]	WHO [24]	NOM-127-SSA1-1994 [17]
		ppm		
Pb	≤0.01 <sup>a</sup>	0.015	0.01	0.01
Cd	≤0.002 <sup>a</sup>	0.005	0.003	0.005
As	0.0125 (s.d. 0.004)	0.01	0.01	0.025
Hg	≤0.001 <sup>a</sup>	0.002	0.006	0.001
Cr	≤0.01 <sup>a</sup>	0.1	0.05	0.05
Cu	≤0.01 <sup>a</sup>	1	2	2.0

USEPA (United States Environmental Protection Agency) WHO (World Health Organization) NOM (Norma Oficial Mexicana)

<sup>a</sup> Límite de detección

**Tabla 2. Concentración de metales en músculo de bagre y carpa**

	N	Biomonitoreo	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb
			ppm					
LOD <sup>a</sup>			1.0	0.25	1.0	1.0	0.05	0.02
IP	24	Activo	≤1.0	≤0.25	≤1.0	1.98±0.65	≤0.05	≤0.02
CC	20	Pasivo	≤1.0	≤0.25	≤1.0	29.78±17.69	0.42±0.08	≤0.02

<sup>a</sup> Límite de detección de la técnica analítica en ppm.

Las concentraciones de arsénico, cadmio, cromo y plomo en músculo de ambas especies estuvieron por debajo de los límites de detección. La concentración media de cobre en bagre y carpa fueron de 1.98 ppm y 29.78 ppm respectivamente. La concentración de mercurio en bagre estuvo por debajo del límite de detección, sin embargo en carpa se determinó una concentración media de 0.42 ppm. Se obvió el análisis estadístico dadas las marcadas diferencias entre los resultados, de hasta un orden de magnitud en el caso del cobre.

## Discusión

### *Cadmio y cobre*

Cadmio y cromo totales en agua y músculo de ambas especies se encontraron por debajo del límite de detección y de la normativa mexicana.

### *Plomo*

El plomo no fue observado por el presente estudio ni en agua ni en ningún biomonitor. Nuestros resultados discrepan de lo reportado por Shine *et al.* (1998) quien muestra resultados en agua (0.007-0.028 ppm) y en músculo de carpa (4.8 ppm) [18]. Diferentes estudios han reportado plomo en sedimento a concentraciones que redundan entre 64-268

ppm [9, 21]. La NOM-027-SSA1-1993 señala que dada su toxicidad el límite máximo para pescado no debe sobrepasar 1ppm. Dadas las inconsistencias observadas sugerimos mayor monitoreo del metal en pescado y agua, ya que los sedimentos contienen plomo y podría alcanzar al pescado y así al ser humano en un momento dado.

#### *Arsénico*

El arsénico fue encontrado en agua a concentraciones medias de 0.0125 ppm, sin embargo no se detectó en el músculo de ninguna de las especies. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Shine *et al.* (1998) quien no detectó arsénico en carpa pero si obtuvo resultados en agua (0.034 ppm) [18]. Hansen (1992) reportó en sedimento 9.5 ppm por lo que se encuentra presente en el lago [9]. Al parecer la especie presente de arsénico no es biodisponible para la biota del Lago de Chapala, aun cuando las concentraciones están en el límite mínimo de cuidado que señalan la USEPA y la WHO.

#### *Cobre*

Las concentraciones de cobre total no fueron detectables en agua mientras que en músculo se encontraron significativamente mayores en carpa (un orden de magnitud mayor) que en bagre. Shine *et al.* (1998) observó concentraciones de cobre en agua inferiores a nuestro límite de detección [18]. La bioabsorción del cobre ocurre tanto por vía oral a través de la dieta, como por adsorción directa a partir del agua [3,10]. Esto es consistente con nuestros resultados, ya que el cobre fue detectado en ambos biomonitores. Las diferencias en las magnitudes encontradas es atribuible a la alimentación, el cobre ha sido reportado en la interfaz agua sedimento en 0.38 ppm aproximadamente [14] y en sedimento en la región donde se llevó a cabo el presente trabajo, a concentraciones de 38.2 ppm [21]. Estas concentraciones son consistentes con el mayor aporte de cobre a la carpa. Cabe señalar que el tiempo promedio de exposición de las carpas fue aproximadamente el doble que en el bagre, mismo que se ve reflejado en las concentraciones finales.

#### *Mercurio*

Los análisis realizados en músculo en ambos biomonitores de mercurio total mostraron la ausencia en bagre y presencia carpa, a concentraciones por debajo de los límites señalados en la NOM-027-SSA1-1993. Se ha documentado que el mecanismo de bioacumulación de mercurio en peces es por vía oral [7,8] y que la especie con mayor biodisponibilidad para los organismos superiores (el metilmercurio) se biomagnifica conforme avanza la cadena trófica [12]. Un rastreo de las posibles fuentes de ingreso de Hg a peces en el Lago de Chapala mostraron que ni el agua del lago ni el alimento proporcionado a los bagres constituyen la fuente de Hg. La opción restante es el sedimento que no fue analizado en el presente estudio, pero del que se dispone de reportes previos [9,20]. Dadas las condiciones de alcalinidad del lago (pH =8.5), Hansen (1992), señaló que el Hg metálico y HgII es adsorbido a las partículas. Las partículas suspendidas y los sedimentos superficial estarían jugando el papel de la incorporación del metal a la cadena trófica a través de su transformación por microorganismos a metilmercurio, en donde es captado por zooplancton y posteriormente es introducido a los peces [12]. Dentro de los hábitos alimenticios de la carpa se incluye la ingestión de semillas, insectos, zooplancton, agregados bénticos y sólidos suspendidos, éstos últimos punto de ingreso del metal al organismo, además de peces de menor tamaño que ya tienen incorporado el metilmercurio [7]. Los resultados concuerdan con los esquemas de ingreso del mercurio a la cadena trófica ampliamente

documentados [7,8,12]. Se observó que el bagre, biomonitor activo, consumió solo alimento a base de soya y maíz sin mercurio, rompiendo la cadena de ingreso natural en Chapala y quedando libre del metal. Por otra parte la carpa, como biomonitor pasivo tuvo oportunidad de la incorporación del metal a través de su alimentación tanto bioconcentrando a partir de zooplancton y agregados bénticos como biomagnificando por consumo de otras especies de peces inferiores que igualmente incorporaron Hg a partir del existente en el sedimento.

#### *Tipos de biomonitoreo*

El biomonitoreo activo permitió controlar la edad y origen de los peces así como el tiempo de exposición que fue en promedio de 6 meses y la ubicación de los peces, además de que fue posible controlar la alimentación de los peces. Tres aspectos destacan como diferenciales para el modelo de biomonitoreo pasivo (carpa): 1. el tiempo de exposición es variable aunque se estimó en un año, 2. la alimentación fue natural, siendo un factor crucial ya que constituye la fuente de ingreso de metales a la fauna por medio del sedimento del lago y 3. la libertad de migración de los peces a diferentes regiones del lago, que puede impactar en la exposición a condiciones de calidad de agua distintas a pesar de haber sido recolectadas en sitios cercanos a las jaulas de bagre.

#### **Conclusiones**

El biomonitoreo pasivo es de utilidad cuando se busca conocer la salud del cuerpo de agua bajo las condiciones reales, cuando se investiga sobre distribución espacial de un contaminante en la biota dentro de un sistema acuático, cuando se quiere detectar el efecto de la alteración de las condiciones ambientales y también para observar los procesos de biomagnificación. El biomonitoreo activo es de utilidad en el caso en que se desea encontrar condiciones estándar, permite hacer estudios longitudinales en los que se puede conocer las fluctuaciones de las concentraciones de metales a lo largo del tiempo y cuando se desea conocer el impacto de la alimentación o de un solo factor en el estudio, ya que como en este caso, se provee de alimento artificial.

#### **Referencias**

1. Al-Akel, A. S., Al-Balawi, H. F. A., Al-Misned, F., Mahboob, S., Ahmad, Z., & Suliman, E. M. (2010). Effects of dietary copper exposure on accumulation, growth, and hematological parameters in *Cyprinus carpio*. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 92(10), 1865-1878. doi: 10.1080/02772248.2010.486230
2. Clearwater S.J., Farag A.M. & Meyer J.S. (2002). Bioavailability and toxicity of dietborne copper and zinc to fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 132(3):269-313.
3. Croteau M. N. & Luoma S.N. (2005). Delineating Copper Accumulation Pathways for the Freshwater Bivalve *Corbicula* Using Stable Copper Isotopes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(11):2871-2871.
4. Doust, J. L., Schmidt, M., & Doust, L. L. (1994). Biological assessment of aquatic pollution: a review, with emphasis on plants as biomonitors. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 69(2), 147-186.
5. Environmental Protection Agency. (2012), Drinking water contaminants: Maximum contaminant levels.

6. FAO/WHO. (1989). Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants, Technical Report Series 759. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
7. Gorski P.R., Cleckner L.B., Hurley J.P., Sierszen M.E. & Armstrong D.E. (2003). Factors affecting enhanced mercury bioaccumulation in inland lakes of Isle Royale National Park, USA. *The Science of the total environment* 304(1-3):327-48.
8. Hall B. D., Bodaly R.A., Fudge R.J.P., Rudd J.W.M. & Rosenberg D.M. (1997). Food as the dominant pathway of methylmercury. (18):13-24.
9. Hansen M. (1992). Metales pesados en el sistema Lerma-Chapala: distribución y migración. *Hidrobiológica*, 4(1-2), 35-43.
10. Lee B-G., Griscom S.B., Lee J-S., Choi H.J., Koh C-H., Luoma S.N. & Fisher N. S. (2000). Influences of Dietary Uptake and Reactive Sulfides on Metal Bioavailability from Aquatic Sediments. *Science* 287(5451):282-284.
11. Lee B-G., Wallace W.G. & Luoma S. N. (1998). Uptake and loss kinetics of Cd, Cr and Zn in the bivalves *Potamocorbula amurensis* and *Macoma balthica*: effects of size and salinity. *Marine Ecology Progress Series* 175:177-189
12. Morel F.M.M., Kraepiel A.M.L. & Amyot M. (1998). The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual review of ecology and systematics* 29(1998):543-566.
13. National Research Council. (1989) Recommended dietary allowances. 10<sup>th</sup> ed. Washington, DC: National Academy Press, 224-30.
14. Ríos-Donato N., Zárate-del Valle P. F., Mendizabal-Mijares E. & Ávila-Rodríguez M. (2009) Evaluación biológica y geoquímica de la interfaz sediment-agua del Lago de Chapala. Universidad de Guadalajara. México
15. Sandoval-Moreno, A., & Ochoa-Ocaña, M. A. (2010). Grupos locales, acceso al agua y su problemática de contaminación en la ciénega de Chapala, Michoacán. *Economía, Sociedad y Territorio*, X(34), 683-719.
16. Secretaría de Salud México. (1995) NOM-027-SSA1-1993. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones Sanitarias. Diario Oficial de la Federación.
17. Spataru P., Hephher B. & Halevy A. (1980). The effect of the method of supplementary feed application on the feeding habits of carp (*Cyprinus carpio* L.) with regard to natural food in ponds. *Hydrobiologia* 72(1-2):171-178.
18. Shine J., Ryan D., & Ford T. (1998). Annual cycle of heavy metals in a tropical lake-lake Chapala, Mexico. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 33(1), 23-43. doi: 10.1080/10934529809376716
19. Stephens W. W., & Farris J. L. (2004). A biomonitoring approach to aquaculture effluent characterization in channel catfish fingerling production. *Aquaculture*, 241(1-4), 319-330. doi: 10.1016/j.aquaculture.2004.08.007
20. Trasande, L., Cortes, J. E., Landrigan, P. J., Abercrombie, M. I., Bopp, R. F., & Cifuentes, E. (2010). Methylmercury exposure in a subsistence fishing community in Lake Chapala, Mexico: an ecological approach. *Environmental health : a global access science source*, 9, 1-1. doi: 10.1186/1476-069x-9-1
21. Trujillo-cárdenas J. L., Saucedo-torres, N. P., Zárate, F., Ríos, N., Mendizábal, E., & Gómez-Salazar, S. (2010). Speciation and Sources of Toxic Metals in Sediments of Lake Chapala, Mexico. *Sociedad Química de México*, 54(2), 79-87.
22. WHO. (1985). Guidelines for the Study of Dietary Intakes of Chemical Contaminants. Geneva, Switzerland.
23. WHO. (2007). Guidelines for drinking-water quality [electronic resource]: incorporating 1st and 2nd addenda, Vol.1, Recommendations. – 3rd ed. Geneva, Switzerland.