CARPA EMPLEADA COMO BIOMONITOR ACTIVO Y PASIVO DE METALES PESADOS EN EL LAGO DE CHAPALA, MÉXICO

Claudia Alvarado[a], Gerardo Ramírez[b], Eva Maria Orozco[b], Martín Ramírez[b].
[a] Unidad de Biotecnología Industrial, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C., Camino al Arenero 1227, El Bajío del Arenal, Zapopan, Jal. CP 45019 MÉXICO. calvarado@ciatej.mx
[b] Servicios Analíticos y Metrológicos, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C., Av. Normalistas 800, Colinas de la Normal, Guadalajara, Jal. CP 44270.

Resumen
Con el objeto de evaluar los alcances en dos estilos de biomonitoreo de metales, se compararon el biomonitoreo activo y el pasivo en el Lago de Chapala, utilizando a la carpa (*Cyprinus carpio*) como organismo indicador. El estudio se llevó a cabo en los alrededores de una jaula experimental, ubicada a 2 km de la costa, dentro del lago y frente a la comunidad de Chapala. Para tal efecto se realizó la pesca de carpas (20 especímenes) como biomonitor pasivo. En paralelo se capturaron 17 carpas que se cultivaron dentro de la jaula y que constituyeron al biomonitor activo. Se realizaron análisis en agua, sedimento y en músculo de pez para contenido total de Cd, Cu y Zn con los métodos ICP-AES, Pb ICP-MS y el Hg por CV-AAS. Las concentraciones de metales en agua no fueron detectadas a los límites de detección del método, por lo que se encuentran dentro de los límites permisibles por la autoridad. El Cd no se observó en ninguno de los tipos de biomonitoreo. El Hg se encontró en los peces de biomonitoreo pasivo (0.407 mg kg^{-1}), aunque fue por debajo de los límites señalados en la NOM-027-SSA1-1993. No se observó la presencia de Hg en los peces del estilo activo. El Cu y Zn se encontraron en ambos biomonitores, sin embargo se observó el Cu resultó con una concentración 10 veces superior en los peces del pasivo respecto al activo, mientras que para las concentraciones de Zn estas fueron similares.

Introducción
En ecosistemas acuáticos el biomonitoreo es un enfoque utilizado para la evaluación de la presencia de metales pesados en cuerpos de agua mediante el análisis de metales en organismos acuáticos (*Doust et al*., 1994). Un biomonitor es un organismo que acumula metales traza en sus tejidos, la concentración de metal acumulado puede ser analizada para proporcionar una medida relativa de la cantidad total de metal incorporado por todas las rutas del organismo en relación a un periodo de tiempo en específico (Luoma *et al*., 2005). Es posible distinguir entre dos estilos fundamentales de biomonitoreo: el pasivo y el activo. El biomonitoreo activo se fundamenta en determinar la concentración de contaminantes concentrados en organismos introducidos a un ecosistema. Por otra parte, el biomonitoreo pasivo consiste en medir la concentración de esos contaminantes en especies que habitan naturalmente en la zona (Caggiano *et al*., 2005). El objetivo de este estudio fue comparar dos tipos de biomonitoreo de metales pesados utilizando la especie carpa (*Cyprinus carpio)* en una un área con influencia antropogénica dentro del Lago de Chapala. Los resultados permitirán definir los alcances para cada estilo de biomoitoreo y los factores que le afectan.

Metodología
El lugar de muestreo para ambos biomonitoreos fue seleccionado por encontrarse próximo a un asentamiento urbano y también dentro del Lago de Chapala. Se realizaron recolecciones de peces, agua y sedimento en las cercanías de la jaula experimental de CIATEJ ubicada en las coordenadas 20º 16' 56" Lat., 103º 10' 12" Long., a 2 km de distancia de la costa y frente a la comunidad de Chapala. Para el biomonitoreo activo se tomaron 17 peces cultivados en la jaula, la edad de las carpas era aproximadamente de 480 días, de los cuales 230 fueron expuestas al lago ya que fueron introducidos al lago a los 255 días de edad. Los peces fueron alimentados con alimento comercial Winfish-Zeigler 3.5

© 2016 Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química
ISBN 978-607-95593-4-2

mm y se mantuvo monitoreo constante de temperatura, pH y oxígeno disuelto. En contraparte el biomonitoreo pasivo consistió en capturar 20 especímenes libres de carpa con un peso no menor a 500 g y que se encontraran a una distancia no mayor a 2 km del sitio de ubicación de la jaula.
Se realizaron también análisis de agua del lago de sitio próximo a las jaulas, a una profundidad de 1 m. También se extrajo sedimento superficial con una draga marca Wildco. Los análisis de mercurio total en músculo de pescado, agua y sedimento fueron analizados por absorción atómica con vapor frío con un espectrofotómetro PERKIN ELMER modelo AAnalyst 200. La cuantificación de Cu, Zn y Cd se realizó por emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-AES) en un espectrofotómetro marca PERKIN ELMER modelo ÓPTIMA 3200 RL. Para la evaluación de la concentración de Pb se utilizó el espectrofotómetro de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS) marca PERKIN ELMER modelo ELAN9000. El control de calidad se realizó calculando el porcentaje de recobro que en todos los casos no superó al 10% del metal adicionado y mediante el análisis de material de referencia No. T07213QC (carne de cangrejo) de FAPAS, cuyos resultados se encontraron dentro de las especificaciones del proveedor.

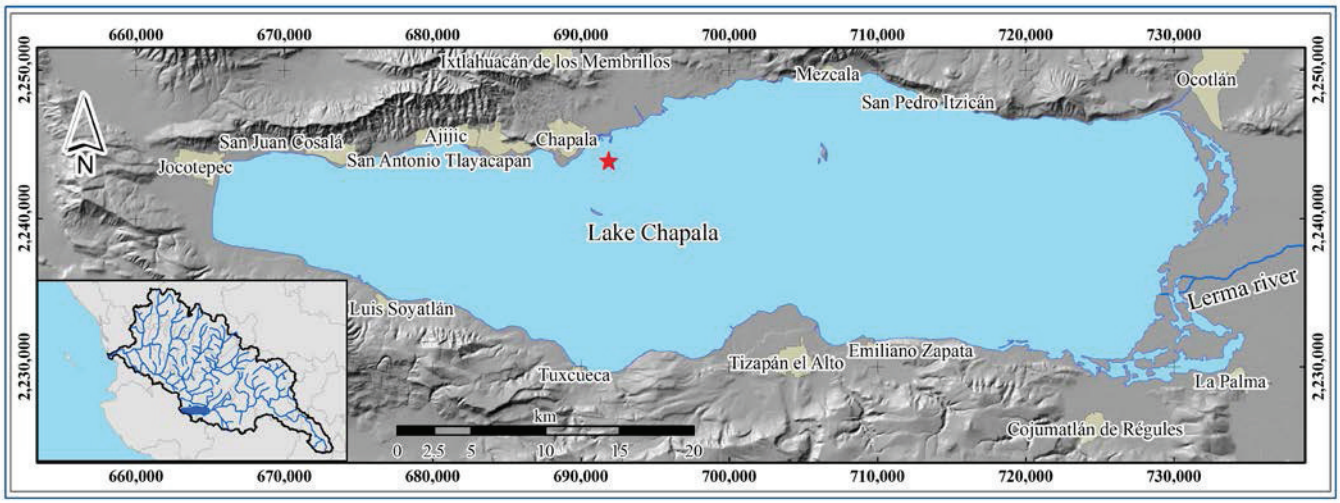

Figura 1.- Ubicación de la posición de la jaula experimental CIATEJ donde se realizó el biomonitoreo activo. El biomonitoreo pasivo se realizó dentro de una circunferencia con radio de 2 km, considerando el centro la jaula.

Resultados

En la Tabla 1 se muestran resultados de las concentraciones de metales en músculo de carpa de ambos tipos de monitoreo. Las concentraciones de los metales analizados se encontraron en todos los casos, por debajo de los límites permisibles por la norma Mexicana y el estándar internacional de la FAO/WHO.
Las concentraciones de metales en agua no mostraron la presencia de metales como Cd, Hg y Pb a los límites de detección del método, con lo que se considera que el agua se encuentra dentro del límite establecido por la NOM-127-SSA1-1994 y las recomendaciones de la USEPA y WHO.

© 2016 Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química
ISBN 978-607-95593-4-2

Metal	Biomonitor Pasivo (20 carpas)	Biomonitor Activo (17 carpas)	(FAO/ WHO) [4]	NOM-027-SSA1-1993 [5]
	mg kg^{-1}			
Cd	≤0.10	≤0.10	0.5-2.0	0.5
Hg	0.407	≤0.05	0.5	MeHg 0.5-1.0
Pb	0.0035	Pte**	0.5	0.5
Zn	10.38	12.0	40	N.A.
Cu	18.14	1.05	30-100	N.A.

*N.A. No aplica ** Pte: pendiente

Tabla 1.- Concentraciones de metales en músculo de carpa en los diferentes tipos de biomonitoreo y límites de referencia para partes comestibles de peces.

Metal	[metal]	USEPA (1986) [6]	WHO (1985) [7]	NOM-127-SSA1-1994 [8]
	mg L^{-1}			
Cd	≤0.002	0.005	0.003	0.005
Hg	≤0.001	0.002	0.001	0.001
Pb	≤0.01	0.005	0.01	0.01
Zn	0.039	3.0	3.0	5.0
Cu	0.005	1.0	1.0	2.0

*N.A. No aplica

Tabla 2. Concentración de metales en agua del área de estudio y límites de referencia para agua potable.

Por su parte las concentraciones de metales en sedimento se muestran en la Tabla 3. Los sedimentos del lago han sido reportados consistentemente con metales. Se ha reportado que la explicación de que éstos no aparezcan en el agua a los límites de detección es el pH del lago y la presencia de sólidos suspendidos (Hansen *et al.,* 1992).

Metal	Sedimento (mg kg^{-1})		Agua (mg L^{-1})	
	Observado	Previo	Observado	Previo
Hg	0.140 ± 0.016	8.4[9]	< 0.001	<0.001[CIATEJ]
Cu	29.2 ± 2.7	38.2[11]	0.005 ± 0.004	0.004[10]
Zn	105 ± 9	140[11]	0.039 ± 0.012	0.026[10]
Cd	15.1 ± 2.5	14.9[11]	< 0.001	0.002[10]

Tabla 3. Concentración promedio de metales en agua y sedimento del lago de Chapala, comparadas con reportes previos.

Metales tóxicos: Cadmio, Plomo y Mercurio

El Cd no se observó en ninguno de los tipos de biomonitoreo, de igual manera no se encontró presente en el agua, por lo que no se le considera un peligro ni para la salud de los peces, ni a través del consumo para humanos.

En el presente estudio el Pb no se observó en agua mediante ICP (límites de cuantificación : LOQ = 0.01 mg/L). Sin embargo utilizando el método ICP-MS se encontró Pb a niveles muy por debajo de los límites considerados de toxicidad. Shine *et al*. (1998) reportó previamente la presencia del metal en agua (0.007-0.028 ppm) y en músculo de carpa (4.8 ppm). A fin de reevaluar la concentración en agua, actualmente trabajamos en el método para reducir los límites de cuantificación (LOQ). Diferentes estudios han reportado plomo en sedimento a concentraciones que redundan entre 64-268 ppm (Hansen *et al.,* 1992; Trujillo *et al*., 2010). Dadas las inconsistencias observadas sugerimos mayor monitoreo del

© 2016 Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química
ISBN 978-607-95593-4-2

metal en pescado y agua, en virtud de que su presencia en sedimentos mantiene un elevado potencial tóxico en caso de que las condiciones de pH, fuerza iónica y contenido de solidos sufran modificaciones (Hansen *et al.,* 1997).

El Hg total se detectó solamente en el biomonitor pasivo (0.407 s.d. 0.195 mg kg^{-1}), aunque fue por debajo de los límites señalados en la NOM-027-SSA1-1993. Estudio previos han mostrado que el mecanismo de acceso de Hg en peces es por vía oral (Gorski *et al.,* 2003; Hall *et al*., 1997). Esto explica la ausencia del metal en el biomonitoreo activo, ya que dichos organismos fueron alimentados con alimento comercial libre de Hg y hace suponer que los peces que se encuentran libres tienen mayor acceso al Hg por vía oral. Dentro de los hábitos alimenticios de la carpa se incluye la ingestión de insectos, zooplancton, agregados bénticos y peces de menor tamaño que pueden constituir los puntos de ingreso del metal al organismo (Gorski *et al*., 2003). Nuestro grupo de trabajo previamente había reportado la presencia de Hg en carpa como biomonitor pasivo en el área de la isla de Mezcala donde mostró concentraciones del metal de 0.431 mg kg^{-1} (s.d. 0.270), muy similares a lo encontrado frente al poblado de Chapala, con lo que muestra la consistencia de los resultados y observándose que el metal está ingresando a la cadena trófica de los peces nativos del lago.

Metales esenciales: Cobre y Zinc

Cobre y Zinc son metales esenciales tanto para el pez como para el humano, por lo que su presencia en músculo de pez es normal por debajo de las concentraciones recomendadas. El Cu se encontró en agua a concentraciones inferiores a los límites permisibles también. Sin embargo se observó una concentración 10 veces superior en los peces de biomonitoreo pasivo respecto al activo para el caso del Cu, mientras que para las concentraciones de Zn estas fueron similares. La bioabsorción del cobre ocurre tanto por vía oral a través de la dieta, como por adsorción directa a partir del agua (Lee *et al*., 2000; Croteau *et al*., 2005). Esto concuerda con lo encontrado en ambos biomonitores ya que tanto Zn como Cu se detectaron en agua. Las diferencias en las magnitudes encontradas son atribuibles a la alimentación y al tiempo de exposición. El cobre ha sido reportado tanto en la interfaz agua-sedimento en 0.38 mg kg^{-1} (Ríos-Donato *et al*., 2009) como en sedimento, en el presente trabajo encontramos 29.2 mg kg^{-1} , concordando con previos reportes de la región de estudio 38.2 mg kg^{-1}(Trujillo *et al*., 2010).

Las concentraciones de Zn en pescado mostraron coincidencia con reportes previos para otras especies del lago de Chapala (Shine *et al.,* 1998). El monitoreo de Zn es de importancia debido a que Zn y Cd comparten mecanismo de detoxificación mediante (Cd, Zn)-metalotioneína, de tal suerte que aunque la toxicidad de Zn es baja, resta capacidad para detoxificación de Cd, un metal altamente tóxico (De Smet *et al*., 2001; Olsson *et al*., 1998).

Conclusiones

Se observó una enorme diversidad de comportamientos dependiendo del metal de estudio y tipo de biomonitoreo. El estilo activo permitió realizar conclusiones acerca de la acuicultura en lagos con potencial de contaminación. Mientras que el estilo pasivo parece tener mayor capacidad de aportar información sobre toxicidad por mercurio siempre y cuando sea efectuado en especies que se encuentran al final de la cadena trófica del lago como lo es la carpa. Cabe señalar que una de las principales desventajas del biomonitor pasivo es que no sabemos el tiempo de exposición es decir la edad del pez, solo contamos con el peso. Esto constituye un problema importante, ya que la bioacumulación es directamente dependiente del tiempo de exposición. En contraparte el biomonitoreo activo permite conocer con certeza la edad y origen de los peces, permite controlar la ubicación de los peces y su alimentación. Los tres aspectos distintivos del biomonitoreo pasivo: 1. Tiempo de exposición se desconoce con precisión, aunque se estimó en un año, 2. La alimentación fue natural, siendo un factor

© 2016 Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química
ISBN 978-607-95593-4-2

crucial ya que constituye la fuente de ingreso de metales 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.

Agradecimientos

Los autores agradecen al CONACYT por el financiamiento otorgado no. proyecto 216110.

Referencias

1. Doust J, Schmidt M, Doust L, "Biological assessment of aquatic pollution: a review, with emphasis on plants as biomonitors". *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, Vol. 69, No. 2, 147-186, 1994.
2. Luoma S, Rainbow P, "Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept", *Enviromental Science and Technology*, Vol. 39, 1921-1931, 2005.
3. Caggiano R, d'Emilio M, Macchiato M, Ragosta M, "Heavy metals in ryegrass species versus metal concentrations in atmospheric particulate measured in an industrial area of southern Italy", *Environmental Monitoring and Assesment*, Vol. 102, 67-84, 2005.
4. FAO/WHO, "Evaluation of certain food additives and the contaminants mercury, lead and cadmium", Technical report series no. 759, Geneva, 1989.
5. Norma Oficial Mexicana NOM-027-SSA1-SSA1-1993, "Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescado frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias". Diario oficial del a federación.
6. Environmental Protection Agency, "Drinking water contaminants: Maximum contaminant levels", 2012.
7. WHO. "Guidelines for drinking-water quality: incorporating 1st and 2nd addenda", Vol.1, 3rd ed. Geneva, Switzerland. 2007.
8. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".
9. Hansen M. (1992). Metales pesados en el sistema Lerma-Chapala: distribución y migración. Hidrobiológica, 4(1-2), 35-43.
10. Shine J, Ryan D, Ford T, "Annual cycle of heavy metals in a tropical lake-lake Chapala, Mexico". *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, Vol. 33, No. 1, 23-43, 1998.
11. Trujillo-Cárdenas JL, Saucedo-Torres N P., Zárate F, Ríos N, Mendizábal E, Gómez-Salazar S. "Speciation and Sources of Toxic Metals in Sediments of Lake Chapala, Mexico". *Sociedad Química de México*, Vol. 54, no. 2, 79-87, 2010.
12. Hansen A, Maya P. "Adsorption-desorption behaviors of Pb and Cd in lake Chapala, Mexico", *Environment International*, Vol. 23, No. 4, 553-564, 1997.
13. Gorski PR, Cleckner LB, Hurley JP, Sierszen ME Armstrong DE, "Factors affecting enhanced mercury bioaccumulation in inland lakes of Isle Royale National Park, USA". *The Science of the total environment*", Vol. 304, no. 1-3, 327-48, 2003.
14. Hall B D, Bodaly RA, Fudge RJP, Rudd JWM, Rosenberg DM, "Food as the dominant pathway of methylmercury". *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 18, no.13-24, 1997.
15. Lee BG, Griscom SB, Lee JS, Choi HJ, Koh CH, Luoma SN Fisher N S, "Influences of Dietary Uptake and Reactive Sulfides on Metal Bioavailability from Aquatic Sediments", *Science*, Vol. 287, no. 5451, 282-284, 2000.
16. Croteau MN, Luoma SN, "Delineating Copper Accumulation Pathways for the Frehwater Bivalbe Corbicula Using Estable Copper Isotopes", *Environmental Toxicology and Chemistry,* Vol. 24, no. 11,2871-2871, 2005.
17. Ríos-Donato N, Zárate-del Valle P F, Mendizabal-Mijares E, Ávila-Rodriguez M, "Evaluación biológica y heoquímica de la interfaz sediment-agua del Lago de Chapala", Universidad de Guadalajara, México, 2009.
18. De Smet H, De Wachter B, Lobinski R, Blust R, "Dynamics of (Cd, Zn)-metallothioneins in gills, liver and kidney of common carp *Cyprinus carpio* during cadmium exposure". *Aquatic Toxicology*, Vol. 52, 269–281, 2001.
19. Olsson PE, Kling P, Hogstrand Ch, "Mechanisms of heavy metal accumulation and toxicity in fish", En:*Metal Metabolism in Aquatic Environments.* William J. Langston and Maria João Bebianno (Eds.). Springer-Verlag US. 321-350, 1998.

© 2016 Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química
ISBN 978-607-95593-4-2