



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

BIOACCUMULATIVE EXPOSURE TO HEAVY METALS IN *GAMBUSIA PUNCTATA* AND *GAMBUSIA PUNCTICULATA* FROM THE ECOSYSTEM OF ALMENDARES, HAVANA-CUBA

EXPOSICIÓN BIOACUMULATIVA A METALES PESADOS EN *GAMBUSIA PUNCTATA* Y *GAMBUSIA PUNCTICULATA* DEL ECOSISTEMA ALMENDARES, LA HABANA-CUBA

George Argota Pérez¹, Humberto Argota Coello² & José Iannacone^{3,4}

¹ Centro de Investigaciones Avanzadas y formación Superior en Educación, Salud y Medio Ambiente "AMTAWI", Perú.

² Laboratorio de Minerales. Empresa Geominera Oriente, Santiago de Cuba, Cuba.

³ Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA). Facultad de Ciencias Naturales y Matemática. Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV), Lima, Perú.

⁴ Laboratorio de Ingeniería Ambiental. Facultad de Ciencias Ambientales.

Universidad Científica del Sur (Científica), Lima, Perú.

george.argota@gmail.com/h.argota@geominera.co.cu/joseiannacone@gmail.com

The Biologist (Lima), 14(2), jul-dec: 339-350.

ABSTRACT

The aim of this research was to assess the bioaccumulative exposure to heavy metals in *Gambusia punctata* and *Gambusia puncticulata* from the ecosystem of Almendares in Havana, Cuba. The study was conducted in two stations corresponding to the lower part of the river basin during May and November 2015. Concentrations of copper, lead, zinc and cadmium were determined in both sexes and at the organism level. The selected individuals were found in the size class interval with lengths between 2.5-3.1cm. The determination of heavy metals was carried out by mixing acid digestion, the elements quantified by Emission Spectrometry with Inductively Coupled Plasma Vista Axial (ICP-AES). Lead was the only element that did not exceed the value set by the regulatory standard used. Statistically significant differences between the number of individuals by species and in copper concentrations, zinc and cadmium between sex, species, month and seasons found, females having the greater bioconcentrations. It is concluded that the Almendares ecosystem presents environmental conditions with bioavailability of exposure to heavy metals, based on the heavy metal bioaccumulation in both species of *Gambusia*.

Keywords: bioaccumulation – ecosystem Almendares – exhibition – *Gambusia punctata* – *Gambusia puncticulata* – Havana – heavy metals

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la exposición bioacumulativa a metales pesados en *Gambusia punctata* y *Gambusia puncticulata* del ecosistema Almendares en La Habana, Cuba. El estudio se realizó en dos estaciones correspondientes a la parte baja de la cuenca hidrográfica durante mayo y noviembre del 2015. Se determinaron en ambos sexos y a nivel del organismo, concentraciones de cobre, plomo, zinc y cadmio. Los individuos seleccionados se encontraron en el intervalo de clase de longitud entre 2,5-3,1cm. La determinación de metales pesados se realizó por mezcla de digestión ácida, cuantificándose los elementos mediante Espectrometría de Emisión por Plasma Inductivamente Acoplado con Vista Axial (ICP-AES). El plomo fue el único elemento que no superó el valor establecido por la norma regulatoria utilizada. Se encontró diferencias estadísticamente significativas entre el número de individuos por especies, así como en las concentraciones de cobre, zinc y cadmio entre el sexo, especies, mes y estaciones, siendo las hembras las que más bioconcentraron. Se concluye que el ecosistema Almendares, presenta condiciones ambientales de exposición biodisponible para metales pesados, debido a que en ambas especies de *Gambusia* existió bioacumulación.

Palabras claves: bioacumulación – ecosistema Almendares – exposición – metales pesados – *Gambusia punctata* – *Gambusia puncticulata* – La Habana

INTRODUCCIÓN

El río Almendares ubicado en La Habana-Cuba, pertenece a una de las ocho cuencas hidrográficas más importantes de país, la cual se denomina Almendares-Vento. Se registró por el CCAV (1999), desde uno de sus primeros informes que este ecosistema, se encuentra contaminado, siendo los metales pesados uno de los agentes tóxicos de exposición (Hermenean *et al.* 2015).

Conjuntamente con las regulaciones legales vigentes en Cuba, hay que señalar que los programas de monitoreo y control de calidad de las aguas, están referidos fundamentalmente a los componentes abióticos como las aguas y los sedimentos, siendo una tarea de prioridad la evaluación de la contaminación que se genera. No obstante, según Palacios & Pereira (1997), las tendencias actuales de estos programas, deben

estar basadas de forma conjunta, a la utilización de organismos propios considerando sus capacidades adaptativas, así como las condiciones climáticas de cada país o región.

Uno de los organismos representados a lo largo de todo el cauce del río Almendares son los peces del género *Gambusia*. Estos peces, se encuentran distribuidos en casi todas las aguas interinas de Cuba (Alayo 1973), y generalmente, han sido reconocidos a nivel mundial como biorreguladores de culícidos (Offill & Walton 1999, Lee 2000, Vargas & Vargas 2003, Fimia-Duarte *et al.* 2015). Sin embargo, los estudios iniciados en las especie *Gambusia punctata* (Poey, 1854) por Argota *et al.* (2013ab) y Argota & Iannacone (2014a), pueden permitir que en la especie *Gambusia puncticulata* (Poey, 1854), la cual convive con la especie *G. punctata* en el río Almendares e indicar la posibilidad de revelar informaciones del estado ambiental de este ecosistema con

respecto a la contaminación por metales pesados, lo cual aumentaría la novedad en los análisis y evaluaciones con matrices bióticas.

Cuando los ecosistemas acuáticos están contaminados por metales pesados, constituyen un serio problema ambiental (Brodeur *et al.* 2009, Javed *et al.* 2015) y en este sentido, la comunidad científica según Rayms *et al.* (1998) dedica esfuerzo e interés, pues las mayores preocupaciones se deben a que al no ser biodegradables, pueden ser acumulados en algunos organismos inferiores incorporándose luego con relativa facilidad a la cadena alimentaria (Oyuela 1984, Javed *et al.* 2016), causando daños ecológicos e incluso convirtiéndose en una amenaza para la salud humana (Adams *et al.* 1992, Ermoesele *et al.* 1995, García-Gómez *et al.* 2014). Las preocupaciones anteriormente mencionadas, son debido a que se han registrado casos de cáncer y daños al sistema nervioso en humanos como resultado del consumo de aguas y alimentos contaminados con metales pesados (USEPA 1992, Zweig *et al.* 1999, MINAM 2016).

Los niveles de metales disueltos en las aguas, pueden fluctuar apreciablemente en el tiempo, ya sea por la variación en las emisiones de las fuentes antropogénicas o en las estaciones climáticas, resultando en tal sentido, la necesidad de realizar programas de monitoreo intensos de las aguas para lograr resultados fidedignos (Rainbow 1995); pero ello solo es transcendental, si se realizan los análisis desde la interpretación de comportamientos de parámetros físico-químicos y toxicología ambiental hasta la aplicación de biomonitores como ha sido reportado por Argota & Iannacone (2014b) para la especie *G. punctata*.

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la exposición bioacumulativa a metales pesados en las especies *G. punctata* y *G. puncticulata* del ecosistema Almendares en La Habana, Cuba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio: selección de las estaciones y época de muestreo

El adecuado establecimiento de las estaciones de muestreo, constituye un paso fundamental a la hora de caracterizar una zona en estudio, todo lo cual permitirá la toma de decisiones para el mejoramiento ambiental de un ecosistema dado.

La selección de las estaciones de muestreo se realizó sobre la base de las características del cuerpo de agua e informaciones sobre muestreo, monitoreo y análisis de datos relacionados con sustancias tóxicas (CAVCC 1999).

Fueron seleccionadas para el muestreo, únicamente dos estaciones correspondiente a la parte baja del río Almendares, cuyas referencias pertenecieron al Puente El Bosque (23°06'4,92", 82°24'30,41") y la zona del Basurero ubicada en la proximidad de la Calle 100 (23°04'2,78", 82°24'19,24") (figura 1), pudiendo contarse con la medición existente de su localización, a través de un geoposicionador por satélite (GPS) tipo Magullan 2000. El muestreo se realizó en los meses de mayo y noviembre del 2015, considerándose este período como lluvioso.

Muestreo

Para el muestreo en cada estación, se utilizó un jamo profesional (60x50x45cm con luz de malla de 0,5cm), realizándose dichos muestreos en cada estación en horas tempranas de la mañana con una frecuencia de jameo de 2 o 3 veces por min, aplicando tanto las técnicas de muestreo al vuelo y rasante según las condiciones del medio, ecología de la especie a estudiar y las características de los parajes. Cada muestreo tuvo duración de 20 a 25 min, realizándose finalmente una clasificación por estructura de edades.

Se trabajó con un total de 312 ejemplares de peces adultos correspondientes al género *Gambusia*, de los cuales 177 fueron identificados como *G. punctata* y 135 como *G. puncticulata*. El sexo en adultos se determinó por la presencia del gonopodio en machos y tamaño en las hembras (Constanz 1989, Reznick 1990, McPeck 1992). Para analizar el crecimiento se midió con un pie de rey (Lt) ($\pm 0,1\text{mm}$) la longitud total a cada ejemplar, seleccionando solamente aquellos individuos cuya talla correspondió al intervalo de clase de medición entre 2,5-3,1 cm.

Metales pesados en *Gambusia*

Los individuos completos una vez muestreados fueron colocados en estufa a 70°C durante 48 h para su secado total (Argota *et al.* 2013c). Posteriormente, las muestras fueron trituradas y homogenizadas utilizando un mortero de ágata (USEPA 1992).

Para el análisis de los metales se pesó en balanza analítica 0,5g de las muestras, colocándose luego en vasos de precipitados de 250mL. Se adicionaron 5mL de una mezcla de ácidos HClO_4 : H_2SO_4 (7:1) y 15 mL de HNO_3 concentrado, efectuando la digestión en una plancha de calentamiento a 80°C hasta la evaporación total de la mezcla de ácidos. Se añadió nuevamente 5mL de HNO_3 concentrado y se calentó hasta la aparición de sales húmedas. Posteriormente, se trasvasó cuantitativamente a frasco volumétrico (25mL) con ayuda de una disolución de ácido nítrico 0.7 M. La cuantificación de los elementos se realizó mediante Espectrometría de Emisión por Plasma Inductivamente Acoplado con Vista Axial (Argota *et al.* 2013c).

Para la evaluación de las concentraciones acumuladas de los metales pesados en

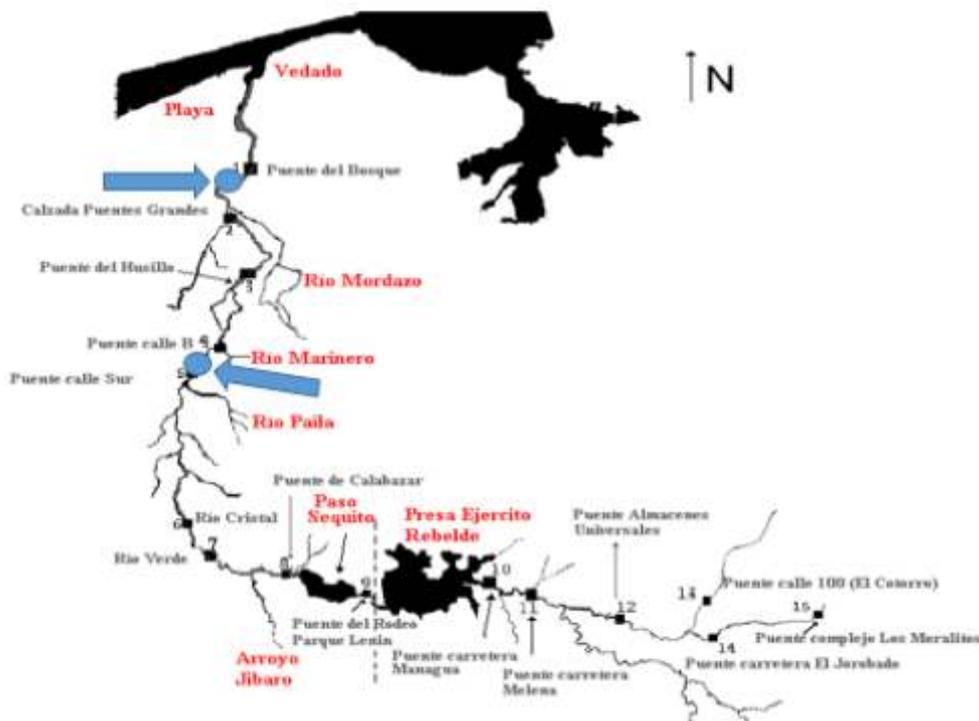


Figura 1. Mapa con la ubicación de las estaciones de muestreo seleccionadas (flechas) correspondiente a la parte baja del río Almendares.

Gambusia se evaluaron mediante la Norma Cubana: 38-02-06 (NC 1987). Sistemas de normas sanitarias para alimentos. Contaminantes metálicos y otros elementos en alimentos.

Análisis de los datos

Para el tratamiento de los resultados se utilizó el software profesional Statgraphics (SSPW 2001). Fue utilizado para la comparación de las muestras el análisis de la varianza (ANOVA) con replicas, donde la definición de las fuentes de variación significativas fue a través de la prueba de rango múltiple mediante el procedimiento de la diferencia mínima (LSD)

de Fisher. Los resultados fueron considerados significativos a un nivel de confianza del 95% (Montgomery 1991).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1, muestra el número de individuos muestreados por especie y año, siendo mayor para *G. punctata*, existiendo diferencias estadísticamente significativas en relación al número de peces por mes ($F = 614, p = 0,000$) en comparación con la especie *G. puncticulata* (tabla 1 y 2). La tabla 2 mostró diferencias significativas entre el número de individuos muestreados por mes de *Gambusia*.

Tabla 1. Resumen estadístico de los parámetros descriptivos con relación al número de peces del género *Gambusia* por mes.

Especie	Número de peces por mes	Coficiente de Variación (%)	Mín	Máx	Rango
<i>G. punctata</i> / may	83	1,20	82	84	2
<i>G. punctata</i> / nov	94	1,06	93	95	2
<i>G. puncticulata</i> / may	60	1,66	59	61	2
<i>G. puncticulata</i> / nov	75	1,33	74	76	2

Tabla 2. Prueba múltiple de rangos para evaluar las diferencias significativas entre el número de individuos de *Gambusia punctata* y *G. puncticulata* muestreados por mes.

	Media	Grupos Homogéneos
<i>G. puncticulata</i> may	60	X
<i>G. puncticulata</i> nov	75	X
<i>G. punctata</i> may	83	X
<i>G. punctata</i> nov	94	X

En la tabla 3, se muestra las concentraciones bioacumuladas de los metales pesados en *G. punctata* y *G. puncticulata*. Solo existió para Cobre ($F=306353, p=0,000$), Zinc ($F=724271, p=0,000$) y Cadmio ($F=52,29, p=0,000$) diferencias estadísticamente significativas

entre el sexo, especies, mes y estaciones entre las medias de las 16 variables con un nivel del 95% de confianza. No se observó diferencias significativas entre el sexo, especies, mes y estaciones para el Plomo ($F=1,02, p=0,46$) (Tabla 4).

Tabla 3. Metales pesados (ppm) en *Gambusia punctata* y *G. puniculata* por sexo estación de muestreo y periodos de muestreo durante el 2015.

Elemento	Sexo	<i>Gambusia punctata</i>				<i>Gambusia puniculata</i>			
		may		nov		May		nov	
		Est-1	Est-2	Est-1	Est-2	Est -1	Est-2	Est-1	Est-2
Cu	M	12,44	13,81	13,06	15,26	12,19	13,20	14,23	16,27
*(10 ppm)	H	14,93	20,86	15,03	21,90	14,67	22,16	15,95	17,12
Pb	M	0,09	0,12	0,15	0,14	0,08	0,10	0,10	0,11
*(1 ppm)	H	0,14	0,17	0,15	0,18	0,15	0,16	0,17	0,19
Zn	M	44,01	46,32	45,88	47,17	43,12	45,02	44,26	46,34
*(50 ppm)	H	45,53	51,82	47,59	58,57	4,42	59,88	46,34	48,41
Cd	M	0,07	0,09	0,09	0,11	0,06	0,08	0,08	0,10
*(0,05 ppm)	H	0,09	0,19	0,10	0,18	0,08	0,19	0,09	0,11

* Norma Cubana: 38-02-06 (NC 1987). M = Macho. H = Hembra.

Tabla 4. Prueba múltiple de rangos para evaluar las diferencias significativas entre los cuatro metales pesados en *Gambusia punctata* y *G. puniculata* por sexo, estación de muestreo y periodos de muestreo durante el 2015.

Cu	Media	Grupos Homogéneos	Pb	Media	Grupos Homogéneos
M-Gpn-E1-may	12,19	X	M-Gpn-E1-may	0,08	X
M-Gpc-E1-may	12,44	X	M-Gpc-E1-may	0,09	X
M-Gpc-E1-nov	13,06	X	M-Gpn-E1-nov	0,1	X
M-Gpn-E2-may	13,2	X	M-Gpn-E2-may	0,1	X
M-Gpc-E2-may	13,81	X	M-Gpn-E2-nov	0,11	X
M-Gpn-E1-nov	14,23	X	M-Gpc-E2-may	0,12	X
H-Gpn-E1-may	14,67	X	M-Gpc-E2-nov	0,14	X
H-Gpc-E1-may	14,93	X	H-Gpc-E1-may	0,14	X
H-Gpc-E1-nov	15,03	X	H-Gpn-E1-may	0,15	X
M-Gpc-E2-nov	15,26	X	M-Gpc-E1-nov	0,15	X
H-Gpn-E1-nov	15,95	X	H-Gpc-E1-nov	0,15	X
M-Gpn-E2-nov	16,27	X	H-Gpn-E2-may	0,16	X
H-Gpn-E2-nov	17,12	X	H-Gpn-E1-nov	0,17	X
H-Gpc-E2-may	20,86	X	H-Gpc-E2-may	0,17	X
H-Gpc-E2-nov	21,9	X	H-Gpc-E2-nov	0,18	X
H-Gpn-E2-may	22,16	X	H-Gpn-E2-nov	6,79	X

Zn	Media	Grupos Homogéneos	Cd	Media	Grupos Homogéneos
M-Gpn-E1-may	43,12	X	M-Gpn-E1may	0,06	X
M-Gpc-E1-may	44,01	X	M-Gpc-E1-may	0,07	XX
M-Gpn-E1-nov	44,26	X	H-Gpn-E1-may	0,08	XX
H-Gpn-E1-may	44,42	X	M-Gpn-E2-may	0,08	XX
M-Gpn-E2-may	45,02	X	M-Gpn-E1nov	0,08	XX
H-Gpc-E1-may	45,53	X	H-Gpn-E1-nov	0,09	XX
M-Gpc-E1-nov	45,88	X	H-Gpc-E1-may	0,09	XX
M-Gpc-E2-may	46,32	X	M-Gpc-E1-nov	0,09	XX
H-Gpn-E1-nov	46,34	X	M-Gpc-E2-may	0,09	XX
M-Gpn-E2-nov	46,34	X	H-Gpc-E1-nov	0,1	XX
M-Gpc-E2-nov	47,17	X	M-Gpn-E2-nov	0,1	XX
H-Gpc-E1-nov	47,59	X	M-Gpc-E2-nov	0,11	X
H-Gpn-E2-nov	48,41	X	H-Gpn-E2-nov	0,11	X
H-Gpc-E2-may	51,82	X	H-Gpc-E2-nov	0,18	X
H-Gpc-E2-nov	58,57	X	H-Gpc-E2-may	0,19	X
H-Gpn-E2-may	59,88	X	H-Gpn-E2-mau	0,19	X

Se observó, un mayor número de individuos para *G. punctata* en comparación con *G. puncticulata*, siendo superiores en ambos casos para el mes de noviembre (tabla 4). Debido a que el estudio se realizó en época de lluvia, quizás este mayor número para noviembre, estuvo referido a mejores condiciones de calidad físico-química de las aguas, pues ello influye en las mayores diluciones de contaminantes (parámetros) con relación al periodo de poca lluvia donde existe una concentración de contaminantes, a pesar de no determinarse parámetros físico-químicos de interés primario y secundario.

Aunque, se observó que hubo diferencias estadísticamente significativas, puede valorarse que las dos especies al parecer coexisten ambientalmente; y dado su número en los dos meses de estudio, pudiera valorarse que cualquier influencia del medio, al parecer influye por igual para ambas especies. Este patrón de índice poblacional, quizás resulte de interés para *G. puncticulata*, para su consideración de uso como organismo monitor ante determinados estudios de evaluación y vigilancia ambiental para este ecosistema, dada la posible presencia de algún (os) agente (s) contaminante (s), pues es conocido que la especie *G. punctata* ha sido seleccionada y utilizada con el ecosistema San Juan de Santiago de Cuba-Cuba con esta finalidad (Argota *et al.* 2013ad).

Resulta importante mencionar, que no existe ninguna población que se comporte de forma constante ambientalmente, ya que las fluctuaciones de factores abióticos y bióticos en el medio, hacen que varíe el número de individuos donde no siempre es similar en todas las poblaciones, ya que puede ser más drástico en un determinado compartimiento o matriz ambiental que en otros y por ende; el posible estrés resultará más directo en los organismos que desarrollen sus nichos ecológicos en dichas matrices ambientales afectadas. Aunque de forma tradicional existen

determinados índices biológicos relacionados con el número de individuos que comunican el grado de comportamiento dentro de las especies o poblaciones (Mills *et al.* 2001). Puede mencionarse que ello también resulta valorativo como un indicador biológico de sostenibilidad ambiental para determinados ecosistemas (MINAM 2016).

Múltiples factores bióticos como abióticos pueden influir en la no muy alta acumulación de metales en el pez, pudiendo influir desde la variedad en la alimentación de los peces hasta cambios en los organismos debido a las condiciones del medio (Javed *et al.* 2016).

Otros aspectos como los modelos de migración, tasas de crecimiento, posición trófica, estructura de edad en una muestra animal, fisiología, factores ambientales y una combinación de estos pueden influir en los patrones de bioacumulación en los peces (Morris *et al.* 2016). Se conoce la posibilidad de adaptaciones de los organismos ante la presencia de sustancias contaminantes donde por ejemplo; Hopkins *et al.* (2003), sugirió la selección natural entre organismos de la especie *Gambusia holbrooki* Girard, 1859 que le permitieron tolerar altos niveles de Hg. También se han descrito mecanismos en peces que incluyen la disminución de la sorción de las sustancias tóxicas o el incremento en la excreción de éstas (Wang 1987, Morris *et al.* 2016).

En ambientes acuáticos los organismos se exponen de manera crónica a bajas cantidades de contaminantes las cuales no les provocan la muerte; sin embargo, sufren alteraciones a niveles moleculares que se traducen en cambios estructurales y funcionales (Heath 1995, Rendón-von Oster *et al.* 2005, Argota *et al.* 2013b, Hermenean *et al.* 2015).

La bioacumulación de metales pesados, es el proceso por el cual los químicos entran a los organismos desde el agua, a través de las

branquias o tejido epitelial y son acumulados (Rand *et al.* 1995, Hermenean *et al.* 2015, Javed *et al.* 2016), donde en las dos especies, se encontró que el Cu y Cd, estuvieron por encima de lo permisible según la norma regulatoria ambiental utilizada. No obstante, el Zn en las hembras y para la estación dos por lo general, igualmente superó el valor establecido. Todas las concentraciones determinadas fueron superiores en hembras que en machos, donde, señalan que los peces del género *Gambusia* en general, resultan organismos oportunistas, los cuales se alimentan de una gran variedad de presas donde se incluyen zooplancton, insectos acuáticos y superficiales, caracoles, algas, anfibios, así como peces por lo que al parecer, la principal función de las hembras estaría relacionada con la alimentación, entonces podría ser el factor de biomagnificación, lo que justifique mayores bioconcentraciones en sus tejidos, debido a que estos organismos habitan en el mismo medio expuesto a metales pesados (García 1999, Offill & Walton 1999, Argota *et al.* 2012).

Según De Vevey (1993), el cobre es un elemento esencial para la vida de los peces, ya que interviene en la realización del metabolismo del tejido conectivo, desarrollo óseo y función nerviosa por tal motivo es requerido, aunque en altas concentraciones suele ser tóxico. Cu es uno de los metales menos redox activo y se han observado altas acumulaciones en muchas especies de peces (Hermenean *et al.* 2015, Javed *et al.* 2015). Las concentraciones de cobre por encima de su valor umbral, pueden ser bioasimiladas por los peces, por lo que afectan la masa perivisceral ocasionando la aparición de mesoteliomas asociados a las cápsulas del mesentérico del bazo, así como atada a su propia grasa. Estos neoplasmas varían en tamaño y color pudiendo alcanzar de 4,0-6,0 cm de diámetro (Munkittrick & Power 1990).

El zinc igualmente es un elemento esencial

para los vertebrados dado su papel fisiológico en la regulación de la homeostasia, el cual juega un rol clave en la expresión genética, división celular, y crecimiento y es esencial para la función de más de 200 enzimas (Widianarko *et al.* 2000, Brodeur *et al.* 2009, García-Gómez *et al.* 2014), aunque se ha observado que el zinc conjuntamente con el cobre y plomo, por encima de valores umbrales, ocasionan disturbios como carcinomas hepáticos celulares e incluso enfermedades neoplásicas hepáticas (Goede 1993). La alta acumulación de zinc en ambas especies de *Gambusia* podría ser debido a la inducción de metalotioneinas, la cual incrementa con el aumento de metales pesados y se une a los metales para detoxificarlos (Javed *et al.* 2015).

En el caso del plomo, este metal se acumula en los organismos acuáticos, experimentando efectos en su salud por envenenamiento (Hermenean *et al.* 2015). Los crustáceos se han visto seriamente afectados con pequeñas concentraciones (Demirak *et al.* 2005; Dugo *et al.* 2006). Asimismo, también se pueden alterar las funciones del fitoplancton. El plomo al ser un elemento poco soluble comparado con otros metales, presenta alta afinidad por las proteínas lo que representa efectos tóxicos adversos (Prager 2002).

En los sistemas acuáticos, la concentración aumenta desde la columna de agua hasta los sedimentos (agua < presas de los peces < peces < sedimentos). Altas concentraciones de plomo pueden dañar las branquias, causando problemas respiratorios, nacimientos de peces deformes, baja probabilidad de combatir determinadas enfermedades, infertilidad y formaciones tumorales (DVGW 1985-1988, Hermenean *et al.* 2015).

En estudios realizados con cadmio y plomo, encontraron que son neurotóxicos potentes de colinesterasas (ChE), ya que dichos agentes

interfieren con grupos tiónicos, carboxilos y fosfatos (Baatrup 1991, Repetto 1995). Es decir, probablemente ambos tóxicos interactúan con el sitio alostérico de la enzima acetilcolinesterasa aumentando la afinidad por su sustrato tal y como sucede con el aluminio y otros iones metálicos; además, este tipo de activación enzimática también se ha observado con dosis bajas de cadmio en tratamientos largos (Haris *et al.* 2004).

Para el cadmio, Prager (2002) indica que posee mejor capacidad para bioconcentrarse en tejidos y ello es debido a la alta solubilidad en agua con lo cual está más biodisponible al organismo (Hermenean *et al.* 2015), ya que Spacie & Hamelink (1995) señalan que para ser absorbido o transportado a través de la membrana biológica se requiere que este elemento este en forma disuelta y disponible. Larsson *et al.* (1981) mencionan que este es un metal que reacciona con grupos biológicos activos (carbósil, fenol, sulfidril y otros) y causa variados efectos tóxicos como fracturas y deformidad vertebral, daños testiculares, desarrollo defectuoso de óvulos, reducción del consumo de oxígeno por los tejidos branquiales, cambios patológicos en los tejidos renal e intestinal, efectos hematológicos y disturbios en el metabolismo de carbohidratos, siendo todos estos efectos observados en peces expuestos a pruebas subletales.

Muchos de los efectos tóxicos en humanos como lesiones en huesos y lesiones renales, anemia e hiperglicemia han sido muy parecidas a los efectos del cadmio sobre otros mamíferos (Javed *et al.* 2016). El propio Larsson *et al.* (1981) comprobaron en la especie *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) que el intercambio de cadmio con los iones potasio, calcio, fósforo inorgánico y magnesio afectan el funcionamiento de la membrana celular, a diferencia de lo que ocurre con los iones sodio y cloro.

Finalmente se concluyó que en el ecosistema Almendares, hubo condiciones ambientales de exposición biodisponible para metales pesados, ya que en ambas especies de *Gambusia* existió bioacumulación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adams, W.J.; Kimerle, R.A. & Barnett, J.W. 1992. Sediment quality and aquatic life assessment. *Environmental Science and Technology*, 26:1865-1875.
- Alayo, P. 1973. Lista de peces fluviales de Cuba. Torreira, Nueva serie, 29:1-59.
- Argota, P.G.; González, P.Y.; Argota, C.H.; Fimia, D.R. & Iannacone, O.J. 2012. Desarrollo y bioacumulación de metales pesados en *Gambusia punctata* (Poeciliidae) ante los efectos de la contaminación acuática. REDVET: Revista electrónica veterinaria, 13: 1-12.
- Argota, P.G.; Iannacone, O.J. & Fimia, D.R. 2013a. Características de *Gambusia punctata* (Poeciliidae) para su selección como biomonitor en ecotoxicología acuática en Cuba. *The Biologist* (Lima), 11: 229-236.
- Argota, P.G.; Argota, C.H. & Fimia, D.R. 2013b. Biomarcadores en la especie *Gambusia punctata* (Poeciliidae) dada las condiciones ambientales del ecosistema San Juan. REDVET: Revista electrónica veterinaria, 14: 1-12.
- Argota, P.G.; Argota, C.H.; Rodríguez, A.J. & Fernández, H.A. 2013c. Determinación de Cu, Zn, Pb y Cd por espectrometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado en órganos de la especie *Gambusia punctata* (Poeciliidae). *Revista Cubana de Química*, 25: 92-99.
- Argota, P.G.; Argota, C.H. & Iannacone, O.J. 2013d. Evaluación ecotoxicológica histórica del ecosistema San Juan, Santiago de Cuba, Cuba. *The Biologist*

- (Lima), 11: 229-236.
- Argota, P.G. & Iannacone, O.J. 2014a. Similitud en la predicción de riesgo ecológico entre el Software Gecotox y Biomarcadores en *Gambusia punctata* (Poeciliidae). *The Biologist* (Lima), 12: 85-98.
- Argota, P.G. & Iannacone, O.J. 2014b. Problemas sociales de la ciencia con los biomonitores en ecotoxicología ambiental acuática. *Biologist* (Lima), 12: 335-347.
- Baatrup, E. 1991. Structural and functional effects of heavy metal on the nervous system, including sense organs of fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 100: 253-257.
- Brodeur, J.C.; Asorey, C.M.; Sztrum, A. & Herkovits, J. 2009. Acute and subchronic toxicity of Arsenite and Zinc to tadpole of *Rhinella arenarum* both alone and in combination. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 72: 884-890.
- CAVCC (Cuenca Almendares–Vento: Consejo de Cuenca). 1999. *Informe de la Cuenca Almendares – Vento*. Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA). Ciudad de La Habana, Cuba.
- Constantz, G.D. 1989. *Reproductive Biology of Poeciliid Fishes*. pp. 33-50. In: Meffe, G.F. & Snelson Jr., F.F. (eds.). *Ecology and Evolution of Livebearing fishes (Poeciliidae)*. Englewood Cliffs, Nueva Jersey, Estados Unidos.
- De Vevey, E.; Bitton, G.; Rossel, D.; Ramos, L.D.; Guerrero, L.M. & Tarradellas, J. 1993. Concentration and bioavailability of heavy metals in sediments in Lake Yojoa (Honduras). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 50: 253–259.
- Demirak, T.A.; Yilmaz, F.; Tuna, A.L. & Ozdemir, N. 2005. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern. *Chemosphere* 63: 1451-1458.
- Dugo, G.; La Pera, I.; Bruzzese, A.; Pellicano, T.M. & Lo Turco, V. 2006. Concentration of Cd (II), Cu (II), Pb (II), Se (IV) and Zn (II) in cultured sea bass (*Dicentrarchus labrax*) tissues from Tyrrhenian Sea and Sicilian Sea by derivative stripping potentiometry. *Food Control*, 17: 146-152.
- DVGW (Deutscher Verein Des Gas-Und Wasserfaches) (Ed). 1985/88. *Daten und Informationen zu Wasserinhaltsstoffen. Datos e información sobre sustancias contenidas en el agua*. - Parte 1: 1985; Parte 2: 1988. Eschborn. Publicado en: "DVGW - Schriftenreihe WASSER" (Serie de publicaciones técnicas sobre agua, de la DVGW), No. 48.
- Ermosele, C.O.; Ermosele, I.C.; Muktar, S.A. & Birdling, S.A. 1995. Metals in fish from the upper Benue River and Lakes Geryo and Njuwa in Northern Nigeria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54:8-14.
- Fimia-Duarte, R.; Marquetti-Fernández, M.C.; Sánchez-Valdés, L.; Alagret-Rodríguez, M.; Hernández-Contreras, N.; Iannacone, J. & Gozález-Muñoz, G. 2015. Anthropogenic and environmental factors affecting fluvial larvivorous ictiofauna from Sancti Spiritus province, Cuba. *Neotropical Helminthology*, 9: 211-234.
- García, B.E. 1999. Food of introduced mosquitofish: ontogenetic diet shift and prey selection. *Journal of Fish Biology*, 55: 135-147.
- García-Gómez, C.; Fernández, D. M. & Babín, M. 2014. Ecotoxicological evaluation of sewage sludge contaminated with Zinc oxide nanoparticles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 494-506.
- Goede, R.W. 1993. *Fish health/ condition assessment procedures part (1)*. Utah division of Wildlife Resources, Fisheries Experimental Station, North Logan, Ut.

- Haris, C.; Vassiios, T.; Constatinos, P.; Constatinos, M.; Apostolos, Z. & Stylianos, T. 2004. *In vivo* an *in vitro* effects of cadmium on adult rat brain total antioxidant status, acetylcholinesterase, (Na⁺, K⁺)-ATPase and Mg²⁺-ATPase activities: Protection by L-cysteine. *Basic & Clinical Pharmacology & Toxicology*, 94:112-118.
- Heath, A.G. 1995. *Water pollution and fish physiology*. Boca Raton, CRC Press.
- Hermenean, A.; Damache, G.; Albu, P.; Ardelean, A.; Ardelean, G.; Ardelean, D.P.; Horge, M.; Nagy, T.; Braun, M.; Zsuga, M.; Kéki, S.; Costache, M. & Dinischiotu, A. 2015. Histopathological alterations and oxidative stress in liver and kidney of *Leuciscus cephalus* following exposure to heavy metals in the Tur River, North Western Romania. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 119: 198-205.
- Hopkins, W.; Tatara, C.P.; Brant, H.A. & Jagoe, C.H. 2003. Relationships between mercury body concentrations, standard metabolic rate and body mass in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) from three experimental populations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22: 586-590.
- Javed, M.; Usmani, N.; Ahmad, I. & Ahmad, M. 2015. Studies on the oxidative stress and gill histopathology in *Channa punctatus* of the canal receiving heavy metal-loaded effluent of Kasimpur Thermal Power Plant. *Environmental Monitoring Assessment*, 187: 4179.
- Javed, M.; Ahmad, I.; Usmani, N. & Ahmad, M. 2016. Bioaccumulation, oxidative stress and genotoxicity in fish (*Channa punctatus*) exposed to a thermal power plant effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 127: 163-169.
- Larsson, A.; Bengtsson, B. & Haux, C. 1981. Disturbed ion balance in flounder, *Platichthys flesus* L. exposed to sublethal levels of cadmium. *Aquatic Toxicology*, 1:19-35.
- Lee, D.K. 2000. Predation efficacy of the fish muddy loach, *Misgurnus mizolepis*, against *Aedes* and *Culex* mosquitoes laboratory and small rice plots. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 16:258-261.
- McPeck, M. 1992. Mechanisms of sexual selection operating on body size in the mosquitofish (*Gambusia holbrooki*). *Behavioral Ecology*, 3:1-12.
- Mills, L.J.; Gutjarh, G.R.E.; Haebler, R.A.; Borsay, H.D.J.; Jayaraman, S.; Pruell, R.J.; McKinney R.A.; Gardner, G.R. & Zaroogian, G.E. 2001. Effects of estrogenic (oo,p'-DDDT; octyphenol) and antiandrogenic (pp,p-DDDE) chemicals on indicators of endocrine status in juveniles males summer flounder (*Paralichthys dentatus*). *Aquatic Toxicology*, 52: 157-176.
- MINAM (Ministerio del Ambiente). 2016. *Objetivos de Desarrollo Sostenible e Indicadores*. Ministerio del Ambiente. Dirección General e Información Ambiental. Lima. 56 pp.
- Montgomery, C. 1991. *Diseño y Análisis de Experimentos*. Grupo Ed. Iberoamérica S.A de C.V. México DF.
- Morris, T.; Avenant-Oldewage, A.; Lamberth, S. & Reed, C. 2016. Shark parasites as bioindicators of metals in two South African embayments. *Marine Pollution Bulletin*, 104: 221-228.
- Munkittrick, K.R. & Power, E.A. 1990. *Literature review for biological monitoring of heavy metal in aquatic environments*. Final report to the B.C. Acid Mine Drainage. Task force. Prepared by EVS Environmets consultants, North Vancouver, BC.
- NC (Norma Cubana). 1987. *Norma Cubana: 38-02-06*. Sistemas de normas sanitarias para alimentos. Contaminantes metálicos y otros elementos en alimentos.

- Offill, A. & Walton, W. 1999. Comparative Efficacy of the Threespine Stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) and the Mosquitofish (*Gambusia affinis*) for Mosquito Control. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 15: 380-390.
- Oyuela, D.C. 1984. *Análisis de metales pesados en aguas crudas que abastecen a la Ciudad Capital por el método de Espectrofotometría de Absorción Atómica*. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. UNAH. (Tesis). Teg. D.C.
- Palacios, M. & Pereira, G. 1997. Estudio sobre el cultivo de *Metacyclops mendocinus* (Crustacea, Copepoda) y su utilización en ensayos toxicológicos acuáticos. *Acta Científica Venezolana*, 48: 58-61.
- Prager, J.C. 2002. *Environmental contaminant referent data book*. volumen I, Wiley-Interscience, USA.
- Rainbow, P.S. 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Marines Pollution Bulletin*, 31: 183-192.
- Rand, G.M.; Wells, P.G. & McCarty, L.S. 1995. *Introduction to aquatic toxicology*. En: Rand, G.M. (ed). *Fundamentals of Aquatic toxicology*. Taylor y Francis. Washington. 3-67.
- Rayms, K.A.; Olson, K.E.; McGaw, M.; Oray, C.; Carlson, J.O. & Beaty, B.J. 1998. Effect of heavy metals on *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 39:41-47.
- Rendón-von Osten, J.; Ortíz-Arana, A.; Guihermino, L.; Soares, A.M.V.M. 2005. *In vivo* evaluation of three biomarkers in the mosquitofish (*Gambusia yucatanana*) exposed to pesticides. *Chemosphere*, 58: 627-636.
- Repetto, M. 1995. *Toxicología avanzada*. Díaz de Santos. España. pp.293-358.
- Reznick, D. 1990. Plasticity in age and size at maturity in male guppies (*Poecilia reticulata*): An experimental evaluation of alternative models of development. *Journal of Evolutionary Biology*, 3: 185-203.
- SSPW (Software: *Statgraphics Plus for Windows*). 2001. Version 5.1. Copyright 1994-2001 for Statistical Graphics Corporation
- Spacie, A. & Hamelink, J.L. 1995. *Bioaccumulation* En: Rand, G.M. (ed). *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Taylor and Francis Washington. pp.1052-1082.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1992. *Quality Criteria for water*. EPA 440/5-86-001. Washington D.C.
- Vargas, V.M. & Vargas, C. 2003. Male and mosquito larvae survey at the Arenal-Tempisque irrigation project, Guanacaste, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 51: 759-62.
- Wang, W. 1987. Factors affecting metal toxicity to (and accumulation by) aquatic organism - overview. *Environmental International*, 13: 437-457.
- Widianarko, B.; Van Gestel, C.A.M.; Verweij, R.A. & Van Straalen, N.M. 2000. Associations Between Trace Metals in Sediment, Water and Guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from Urban Streams of Semarang, Indonesia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46: 101-107.
- Zwieg, R.D.; Morton, J.D. & Stewart, M.M. 1999. *Source Water Quality for Aquaculture: A Guide for Assessment*. The World Bank. Washington D.C.

Received August 1, 2016.
Accepted August 29, 2016.