

# Mercurio en peces de la bahía de Buenaventura

COLCIENCIAS TIPO 1. ARTÍCULO ORIGINAL  
RECIBIDO: ABRIL 1, 2016; ACEPTADO: MAYO 1, 2016

Guillermo Duque, PhD  
gduquen@unal.edu.co

Universidad Nacional de Colombia. Palmira, Colombia.

Pilar Cogua, Dra. Sci.Bio.  
rosa.cogua00@usc.edu.co

## Resumen

El mercurio es un metal persistente que puede causar graves efectos ecológicos en los ecosistemas. El objetivo del presente estudio es relacionar las anomalías nucleares de los eritrocitos (*ENA*), la frecuencia de eritrocitos inmaduros (*EI*) con la concentración de mercurio total (*HgT*) en peces de la bahía de Buenaventura. Las especies colectadas son Lisa (*Mugil cephalus*), Loca (*Stellifer fuertii*) y Canchimalo (*Cathorops multiradiatus*). Todas las especies estudiadas presentaron mercurio en la sangre.

Las especies *M. cephalus* y *C. multiradiatus* muestran altas correlaciones negativas entre ‰ *ENA* y las concentraciones de *HgT* en sangre (0.76, 0.91). Para *S. fuertii* y *C. multiradiatus* se presentan altas correlaciones negativas (0.77, 0.67) entre ‰ *EI* con los niveles de *HgT* en sangre. Las variables biológicas fueron relacionadas con los niveles de *HgT* en músculo, donde *C. multiradiatus* obtuvo correlaciones fuertes (0.67, 0.69) para peso total y para la longitud total. Todas las especies bioacumulan activamente el *HgT*, confirmando la presencia de este contaminante en el ecosistema.

## Palabras Claves

Anomalías nucleares de eritrocitos *ENA*, Peces, Bioacumulación

## Abstract

Mercury is a persistent metal that can cause serious effects on the environment. The aim of this study is to relate erythrocyte nuclear abnormalities (*ENA*), the frequency of immature erythrocytes (*IE*) and biological variables with the concentrations of total mercury (*THg*) in fishes on the Buenaventura Bay. The collected are Lisa (*Mugil cephalus*), Loca (*Stellifer fuertii*) and Canchimalo (*Cathorops multiradiatus*). *M. cephalus* and *C. multiradiatus* were negative correlations between *ENA* ‰ and blood *THg* concentrations (0.76, 0.91). For *S. fuertii* and *C. multiradiatus* showed negative correlations (0.77, 0.67) between *EI* ‰ with *THg* levels in blood. The biological variables were related to *THg* levels in muscle, *C. multiradiatus* obtained strong correlations (0.67, 0.69) for total weight and total length. All species bioaccumulate activating of *THg*, confirmed the presence of this pollutant in the environment.

## Key words

Erythrocyte nuclear abnormalities *ENA*, Fishes, Bioaccumulation.

## I. INTRODUCCIÓN

La contaminación por mercurio es una problemática global, su acumulación y toxicidad en la biota representan una amenaza para los ecosistemas (Olivero y Johnson, 2002). El mercurio se encuentra en los ecosistemas en diferentes formas químicas, la más conocida es el metilmercurio (compuesto orgánico de mercurio), el cual se puede acumular y biomagnificar en las redes tróficas y en peces de ecosistemas de aguas dulces y saladas, en concentraciones miles de veces mayores a las de las aguas donde viven estos organismos (Gracia et al., 2010).

En Colombia, desde la década de los setenta se han realizado estudios con el objetivo de determinar las concentraciones de mercurio en sedimentos, peces e incluso en vegetación acuática (Mancera-Rodriguez y Álvarez-León, 2006). En el litoral Pacífico la industria se encuentra representada en la ciudad de Buenaventura por las madereras, químicas y de alimentos (procesamiento), (Garay y Velez 2004). En Buenaventura existen minas de oro, platino, carbón mineral, cobre, manganeso, diatomita y tierras refractarias; constituye la reserva minera más grande de Colombia, con 350 mil millones de toneladas (Troncoso et al, 2009).

Numerosas publicaciones demuestran la contaminación con mercurio en peces en algunos cuerpos de agua de la región de La Mojana (Marrugo et al, 2008). De igual manera se han encontrado concentraciones apreciables de mercurio en peces de la ciénaga de Ayapel y en la cuenca del río San

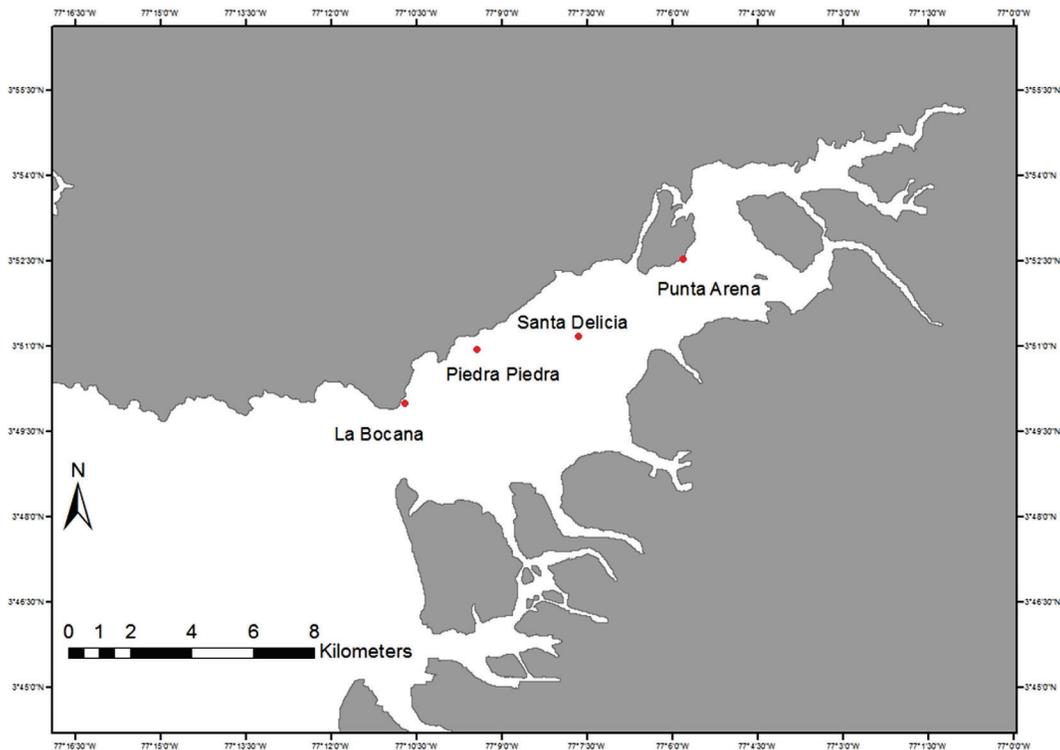
Jorge, departamento de Córdoba (Marrugo et al, 2007) y en la Bahía de Cartagena (Cogua et al, 2012). Se ha publicado poca información relacionada con estudios que comprueben la presencia de mercurio en ecosistemas costeros del Pacífico colombiano; un informe del Centro Control Contaminación del Pacífico (CCP) indica que se han reportado niveles de mercurio en aguas de la Bahía de Buenaventura entre 0.05-0.85 ppb (Calero y Casanova, 1997). En consecuencia es importante evaluar las concentraciones de mercurio total en peces, agua y sedimentos de la bahía de Buenaventura y así evaluar la calidad ambiental del ecosistema y los posibles riesgos indirectos sobre la población de la zona.

## II. METODOLOGÍA

La bahía de Buenaventura ubicada en el departamento del Valle del Cauca, es el puerto marítimo más importante sobre el Océano Pacífico, se localiza entre las latitudes 3°44' N y 3°56' N y longitudes 77°01'0 W y 77°20'0 W, con un área aproximada de 16 km<sup>2</sup>; es de forma angosta y alargada diferenciándose la bahía interior y la exterior (CCCP, 2001; Otero, 2005; figura1). El muestreo se realizó en cuatro estaciones dentro de la bahía de Buenaventura siguiendo un posible gradiente de contaminación.

**Muestras de sedimentos:** se colectaron tres muestras de sedimento alrededor del punto de referencia (cada estación) tomado con el GPS; estas se tomaron de la capa superficial del sedimento (primeros 10 cm). La colecta se realizó con una draga tipo Eckman, de la cual se tomó solo

FIGURA 1. MAPA DE LA UBICACIÓN DE LA BAHÍA DE BUENAVENTURA EN EL PACIFICO COLOMBIANO Y LAS ESTACIONES DE MUESTREO. PA: PUNTA ARENA, SD: SANTA DELICIA, PP: PIEDRA PIEDRA, LB: LA BOCANA.



Fuente: Elaboración propia.

la parte central de la muestra con el fin de evitar una posible contaminación con las paredes de la draga. Las muestras se empacaron individualmente en bolsas de polietileno de baja densidad previamente rotuladas y se trasladaron al laboratorio en neveras con hielo.

**Colecta de peces:** se colectaron organismos de tres especies, Lisa (*Mugil cephalus*), Loca (*Stellifer fuerthii*) y Canchimalo (*Cathorops multiradiatus*). La colecta se realizó con una atarraya. En el laboratorio a los peces capturados se les midió la longitud total y la longitud estándar con un calibrador, y se les tomó el peso total; a cada pez se le determinó su sexo y estado de madurez. De igual manera se tomaron muestras para determinación de mercurio total en sangre y genotoxicidad.

**Toma de muestra de sangre y determinación de genotoxicidad:** la sangre fue colectada de la vena cardinal posterior usando microtubos con heparina. Las muestras de sangre se extendieron en los portaobjetos, previamente lavados en etanol; las muestras expandidas fueron fijadas con metanol absoluto por 10 min (Pacheco y Santos, 1997). Luego dos muestras extendidas de sangre por cada pez fueron teñidas con una solución de Giemsa al 5% por 30 min para poder realizar la identificación de los eritrocitos (Guilherme et al, 2008). La identificación de las Anormalidades Nucleares Eritrocíticas (ENA) fue basada en criterios propuestos por Smith (1990), y Carrasco et al (1990). De acuerdo a estos autores las lesiones de los núcleos deben ser contadas dentro de las siguientes categorías: micronúcleos (MN), núcleo lobulado (LB), en forma de pesa o núcleos segmentados (NS), y núcleos en forma de riñón (R). De cada extendido se observaron 1000 eritrocitos bajo 1000x de ampliación con un microscopio óptico para determinar la frecuencia de ENA; adicionalmente se contaron otras anormalidades como el núcleo cortado (NT) sugerida por Ayllón y García-Vazquez (2001) y núcleo fragmentado (NF) por Baršienė et al, (2006). Los resultados fueron expresados como el valor medio de la suma aplicando la ecuación 1.

$$(1) \quad (MN + LB + NS + NT + NF)$$

El volumen de sangre restante se almacenó en tubos Eppendorf con 30µl con oxalato de sodio al 1%. En el laboratorio, las muestras de sangre fueron guardadas y

refrigeradas hasta el análisis de Hg total por espectrometría de absorción atómica (AAS) con descomposición térmica de muestra (Guilherme et al, 2008).

**Frecuencia de eritrocitos inmaduros (EI):** se calculó para los 1000 eritrocitos (maduros + inmaduros) de cada muestra (Guilherme et al, 2008). Los resultados fueron presentados como una frecuencia, resultando de la ecuación 2.

$$(2) \quad IE \text{ frecuencia (\%)} = (IE / (ME+IE)) * 1000$$

Donde ME = eritrocitos maduros; EI = eritrocitos inmaduros

La identificación de IE y EM fue basada en los criterios establecidos por Smith (1990). Donde los IE se caracterizan porque su núcleo es más redondeado, con un diámetro mayor y su citoplasma tiene una coloración más violácea que la de los EM.

**Determinación del efecto de mercurio en los peces:** para el respectivo análisis, se hicieron las correlaciones entre las diferentes anormalidades de los eritrocitos y las variables biológicas con las concentraciones de mercurio total en sangre de cada pez. De esta manera se determinó si el mercurio total en la sangre es un elemento que influye en las anormalidades halladas.

### III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las especies que se colectaron fueron la Loca (*Stellifer fuerthii*), el Canchimalo (*Cathorops multiradiatus*) y la Lisa (*Mugil cephalus*); a estas se les determinaron las respectivas variables biológicas y las concentraciones de mercurio en sangre (Tabla 1).

El análisis de varianza de los niveles de mercurio total en sangre para las especies de peces estudiadas presentan diferencias significativas ( $p=0.000$ ). La especie que mayor concentración de mercurio total presenta en la sangre es la Loca y la de menor concentración es la Lisa (Tabla 1). La prueba de HSD-Tukey muestra diferencias significativas entre la Lisa con la Loca ( $p=0.000$ ) y con el Canchimalo ( $p=0.005$ ).

TABLA 1. VARIABLES BIOLÓGICAS PARA LAS ESPECIES ESTUDIADAS.

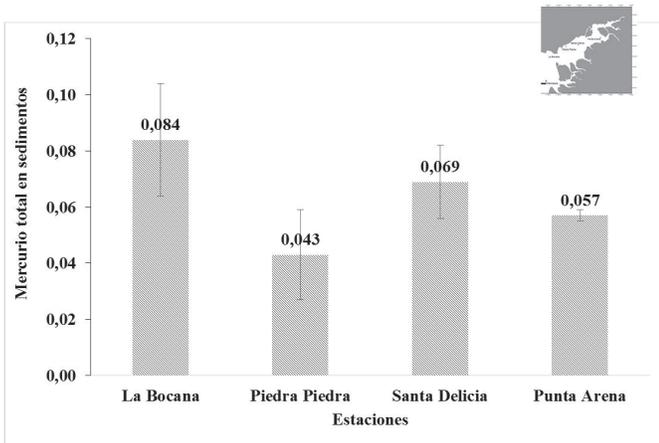
Especies	Parámetro	Variables biológicas		Mercurio total
		Longitud total (cm)	Peso total (g)	Contenido en sangre (µg/l)
<i>Mugil cephalus</i>	n	22	22	22
	Promedio ± ES	21,48 ± 0,10	201,32 ± 3,29	0,14 ± 0,01
<i>Cathorops multiradiatus</i>	n	25	25	25
	Promedio ± ES	22,56 ± 0,07	106,96 ± 1,07	0,40 ± 0,01
<i>Stellifer fuerthii</i>	n	30	30	30
	Promedio ± ES	18,67 ± 0,04	81,27 ± 0,74	0,50 ± 0,01

\* Lisa (*Mugil cephalus*), Canchimalo (*Cathorops multiradiatus*), Loca (*Stellifer fuerthii*). Tamaño de muestra (n), error estándar (ES) y el rango de valores (Rango).

Los resultados anteriores indican la relación existente entre las variables biológicas y la capacidad de bioacumulación de mercurio total en especies de peces con diferencias tróficas; estas relaciones se han demostrado en investigaciones que buscan modelar los procesos cinéticos de los contaminantes en los ecosistemas acuáticos (Evans, Kathman y Walther, 2000). Para algunos ecosistemas tropicales se ha indicado la relación de estas variables ecosistémicas con la capacidad de transferencia del mercurio a los peces (Ouédraogo, Chételat y Amyot, 2015; Poste et al, 2015).

Las concentraciones de mercurio total en sedimentos muestran que la estación con mayor concentración es la Bocana que es la que está ubicada más afuera de la bahía y la estación con menor concentración es Santa Delicia que está en la parte interna de la bahía (Figura 2). El análisis de varianza muestra que no hay diferencias significativas entre estaciones ( $p=0,267$ ).

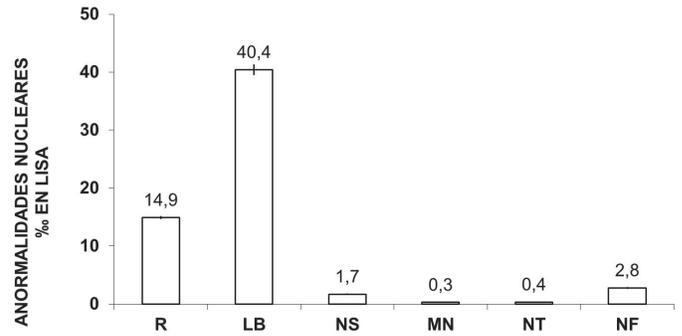
FIGURA 2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO TOTAL EN SEDIMENTOS DE LAS ESTACIONES EN LA BAHÍA DE BUENAVENTURA.



Fuente: Elaboración propia.

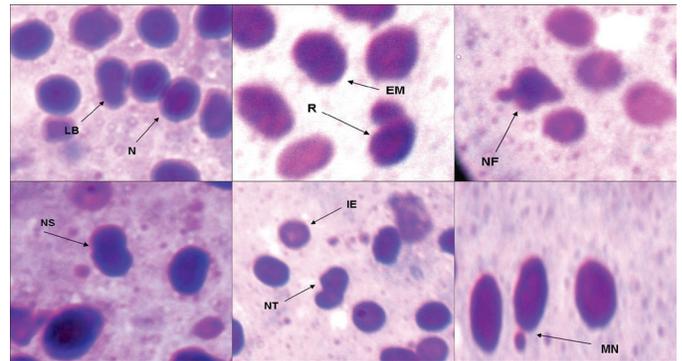
Tras el análisis histológico se observan anomalías nucleares en las tres especies de estudio, las cuales presentan el mismo patrón de incidencia en anomalías observadas. Para la Lisa el mayor porcentaje de anomalías corresponde a núcleo lobulado con un 40.4%, seguido de núcleo en forma de riñón con 14.9%; y en menor porcentaje núcleo cortado y micronúcleo (0.4% y 0.3% respectivamente) (figuras 3 y 4). Para Canchimalo se observa núcleo lobulado con un 40.4%, seguido de núcleo en forma de riñón con 14.9%; y en menor porcentaje núcleo cortado y micronúcleo (1.9% y 2.9% respectivamente) (figuras 5 y 6). Para la Lisa se observa núcleo lobulado con un 40.4%, seguido de núcleo en forma de riñón con 14.9%; y en menor porcentaje núcleo cortado y micronúcleo (1.9% y 2.9% respectivamente) (figuras 7 y 8).

FIGURA 3. ANORMALIDADES NUCLEARES EN LISA (*MUGIL CEPHALUS*). R: RIÑÓN; LB: NÚCLEO LOBULADO; NS: NÚCLEO SEGMENTADO; MN: MICRONÚCLEO; NT: NÚCLEO CORTADO; NF: NÚCLEO FRAGMENTADO.



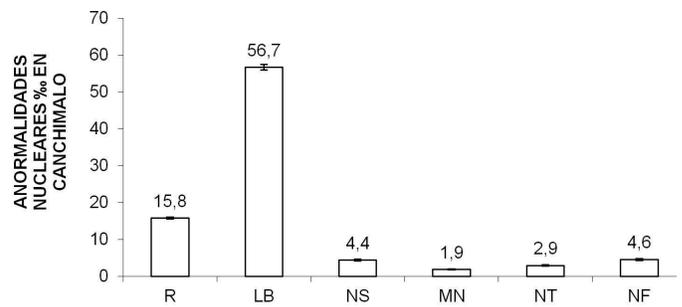
Fuente: Elaboración propia.

FIGURA 4. ANORMALIDADES NUCLEARES DE ERITRÓCITOS DE LISA (*MUGIL CEPHALUS*). LB: NÚCLEO LOBULADO, N: NÚCLEO NORMAL, EM: ERITRÓCITO MADURO, R: FORMA DE RIÑÓN, NF: NÚCLEO FRAGMENTADO, NS: NÚCLEO SEGMENTADO, NT: NÚCLEO CORTADO, IE: ERITRÓCITO INMADURO, MN: MICRONÚCLEO.



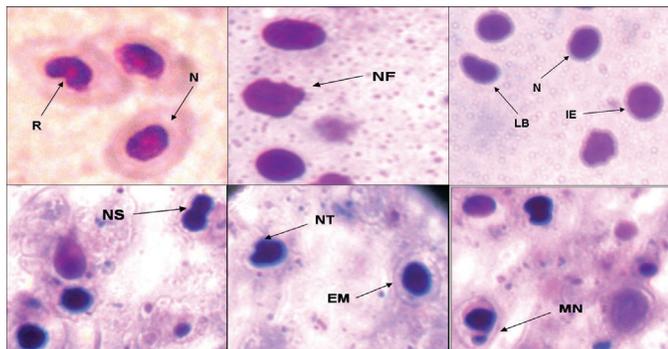
Fuente: Elaboración propia.

FIGURA 5. ANORMALIDADES NUCLEARES EN CANCHIMALO (*CATHOROPS MULTIRADLATUS*). R: RIÑÓN; LB: NÚCLEO LOBULADO; NS: NÚCLEO SEGMENTADO; MN: MICRONÚCLEO; NT: NÚCLEO CORTADO; NF: NÚCLEO FRAGMENTADO.



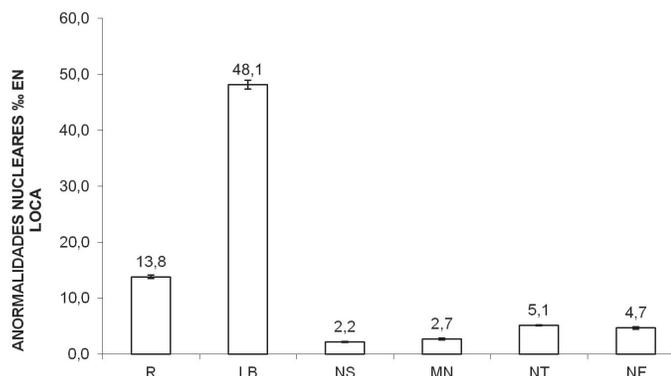
Fuente: Elaboración propia.

**FIGURA 6. ANORMALIDADES NUCLEARES DE ERITROCITOS DE CANCHIMALO (*CATHOROPS MULTIRADIATUS*). R: FORMA DE RIÑÓN, N: NÚCLEO NORMAL, NF: NÚCLEO FRAGMENTADO, LB: NÚCLEO LOBULADO, IE: ERITROCITO INMADURO, NS: NÚCLEO SEGMENTADO, NT: NÚCLEO CORTADO, EM: ERITROCITO MADURO, MN: MICRONÚCLEO.**



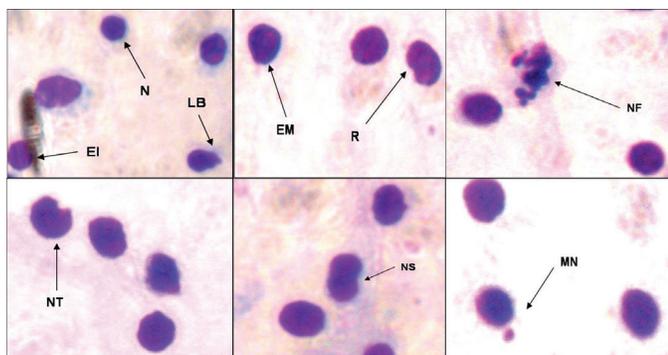
Fuente: Elaboración propia

**FIGURA 7. ANORMALIDADES NUCLEARES EN LOCA (*STELLIFER FUERTHII*). R: RIÑÓN; LB: NÚCLEO LOBULADO; NS: NÚCLEO SEGMENTADO; MN: MICRONÚCLEO; NT: NÚCLEO CORTADO; NF: NÚCLEO FRAGMENTADO.**



Fuente: Elaboración propia

**FIGURA 8. ANORMALIDADES NUCLEARES DE ERITROCITOS EN LOCA (*STELLIFER FUERTHII*). LB: NÚCLEO LOBULADO, IE: ERITROCITO INMADURO, N: NÚCLEO NORMAL, EM: ERITROCITO MADURO, R: RIÑÓN, NF: NÚCLEO FRAGMENTADO, NT: NÚCLEO CORTADO, NS: NÚCLEO SEGMENTADO, MN: MICRONÚCLEO.**



Fuente: Elaboración propia.

La frecuencia de eritrocitos inmaduros obtiene un aumento en *C. multiradiatus* y *S. fuerthii*, coincidiendo con lo establecido en Guillermé et al (2008) en donde obtuvieron un aumento de la frecuencia de EI% y argumentan que esto puede reflejar un equilibrio entre una variedad de factores como la entrada de células inmaduras vs células que se remueven a través del bazo, y la tasa de maduración celular. Además, cabe suponer que el aumento previo de la frecuencia de EI% impide la aparición de ENA%.

De igual manera los resultados obtenidos indican que existen procesos de genotoxicidad inducida a las especies estudiadas, que pueden ser causados por las concentraciones de mercurio total en el ecosistema. Este tipo de efectos causados por contaminantes ambientales ha sido descrito en otras investigaciones (Pacheco y Santos 2002; Pacheco et al, 2005; Tuomola et al, 2008).

Los resultados obtenidos de las anomalías se analizaron frente a las concentraciones de mercurio total en los organismos. Se determinó la relación entre el porcentaje de ENA y la concentración de mercurio en la sangre y se observaron correlaciones altas negativas para la Lisa (0,76) y para el Canchimalo (0,91). La correlación entre el logaritmo de la concentración de mercurio en sangre con la frecuencia de eritrocitos inmaduros presentó correlaciones altas positivas para el Canchimalo (*Cathorops multiradiatus*) (0,67) y negativa para la Loca (*Stellifer fuerthii*) (0,77).

Las variables biológicas como el peso (total y eviscerado), y la longitud (total y estándar) se relacionaron con el mercurio total en músculo para las tres especies analizadas. La única correlación significativa se presentó para el canchimalo (0,67, 0,65, 0,72 y 0,69) entre las variables anteriormente mencionadas.

Lo anterior, corrobora la influencia de estas variables con la concentración de mercurio, ya que a mayor peso y tamaño hay mayor posibilidad de incrementar este elemento. Según varios autores (Green and Knutzen, 2003; Burger y Gochfeld, 2007) algunos contaminantes, especialmente mercurio, aumentan sus niveles con el tamaño y la edad de los peces, en este caso sería el tamaño (Boening, 2000). Por otro lado, Trudel y Rasmussen (1997) encontraron que la tasa de eliminación se correlacionó negativamente con el tamaño, lo que sugiere una razón más para que peces más grandes tengan mayores niveles de mercurio.

#### IV. CONCLUSIONES

Las diferentes concentraciones de mercurio determinadas en las especies de peces estudiadas, pueden explicarse por otras variables biológicas y su función en el ecosistema.

Estos resultados representan el riesgo potencial de biomagnificación al que podría dar lugar el consumo de las especies de peces estudiadas, las cuales bioacumulan mercurio total en algún porcentaje en su sangre.

Los resultados obtenidos demuestran el potencial de la determinación de anomalías nucleares como medida de valoración ecosistémica frente a posibles fuentes de contaminación en los ecosistemas acuáticos, en especial en la bahía de Buenaventura.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la división de investigaciones de la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira por el apoyo económico para la realización de este estudio a través de la financiación de los proyectos de investigación titulados *Efectos genotóxicos causados por la contaminación por mercurio en peces del pacífico colombiano* con código Hermes 7752; *Influencia del microhábitat en la dinámica del mercurio en un estuario tropical, Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano.*, con código Hermes 25578. Y a la Universidad de Córdoba por la realización de los análisis de mercurio en laboratorio.

#### REFERENCIAS

- Ayllón, F., y Garcia-Vazquez, E. (2001). Micronuclei and other nuclear lesions as genotoxicity indicators in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 49:221-225.
- Baršienė J., Dedonyte V., Rybakovas A., Andreikenaite L., ketil O. (2006). Investigation of micronuclei and other nuclear abnormalities in peripheral blood and kidney of marine fish treated with crude oil. *Aquatic Toxicology*, 78:99-104.
- Boening D.W. (2000). Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review, *Chemosphere* 40, pp. 1335–1351.
- Burger, J., Gochfeld, M. (2007). Risk to consumers from mercury in Pacific cod (*Gadus macrocephalus*) from the Aleutians: Fish age and size effects. *Environmental Research* 105, 276–284.
- Calero, L.A. y Casanova, R.F. (1997). Evaluación de algunos parámetros fisicoquímicos y sustancias contaminantes en el Pacífico colombiano. CCCP, Bol. Científico. 6: 29-44.
- Carrasco, K.R., Tilbury, K.L., Myers, M.S. (1990). Assessment of the piscine micronuclei test as an in situ biological indicator of chemical contaminant effects. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 2123–2136.
- Centro Control Contaminación del Pacífico - CCCP. (2001). Caracterización y evaluación del Litoral Pacífico – Fase VIII. Informe técnico. CCCP. San Andrés de Tumaco. Colombia.
- Cogua, P., Campos, N., Duque, G. (2012). Concentración de mercurio total y metilmercurio en sedimento y seston de la bahía de Cartagena, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 41 (2): 267-285.
- Evans, D.W., Kathman, R.D., Walker, W.W. (2000). Trophic accumulation and depuration of mercury by blue crabs (*Callinectes sapidus*) and Shrimp (*Penaeus duorarum*). *Mar Environ. Res.* 49(5):419-34
- Garay, J; B. Marín y A.M. Vélez. (2004). Programa nacional de investigación, evaluación, prevención, reducción y control de fuentes terrestres y marinas de contaminación al mar-PNICM. Instituto de investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andés”-INVEMAR. Santa Marta. 110 p.
- Gracia, L., Marrugo, J., y Alvis E. (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Rev. Fac. Nac. Salud Pública* 28(2): 118-124.
- Green, N.W., Knutzen, J. (2003). Organohalogenes and metals in marine fish and mussels and some relationships to biological variables at reference localities in Norway. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 362–377.
- Guilherme, S., Valega, M., Pareira, M.E., Santos, M.A., y Pacheco, M. (2008). Erythrocytic nuclear abnormalities in wild and caged fish (*Liza aurata*) along an environmental mercury contamination gradient. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70, 411–421.
- Mancera-Rodriguez, N., Álvarez-León, R. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta biol. Colomb.* 11(1):3-23
- Marrugo, J., Lans, E., Benítez, L. (2007). Hallazgo de mercurio en peces de la Ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Rev. MVZ Córdoba* 12: 878-886.
- Marrugo, J., Olivero, J., Lans, E., Benítez L., (2008). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia *Environ Geochem Health* 30:21–30.
- Olivero, J., Jhonson, B. (2002). *El lado gris de la minería del oro: la contaminación con mercurio en el norte de Colombia*. Cartagena: Editorial Universidad de Cartagena. 123 paginas.
- Otero, L. (2005). Aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la bahía de Buenaventura. *Boletín científico CCCP*, 12: 9-21. Ouédraogo, O., Chételat, J. Amyot, M. (2015). Bioaccumulation and trophic transfer of Mercury and Selenium in African Sub-Tropical fluvial reservoir food webs (Burkina Faso). *PLoS ONE* 10(4): e0123048.
- Pacheco, M., Santos, M.A. (1997). Induction of erod activity and genotoxic effects by polycyclic aromatic hydrocarbons and resin acids on the juvenile eel (*Anguilla anguilla* L.). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 38, 252–259.
- Pacheco, M., Santos, M.A. (2002). Biotransformation, genotoxic, and histopathological effects of environmental contaminants in European eel (*Anguilla anguilla* L.) *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53:331–347.
- Pacheco, M., Santos, M.A., Teles, M., Oliveira, M., Rebelo, J.E., Pombo, L. (2005). Biotransformation and Genotoxic biomarkers in mullet species (*Liza* sp.) from a contaminated coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Environ. Monit. Assess.* 107:133-153.
- Poste, A.E., Muir, D.C.G., Guildford, S.J., Hecky, R.E. (2015). Bioaccumulation and biomagnification of mercury in African Lakes: The importance of trophic status. *Sci Total Environ.* 506-507: 126-136
- Smith, I.R., (1990). Erythrocytic micronuclei in wild fish from Lakes Superior and Ontario that have pollution-associated neoplasias. *J. Great Lakes Res.* 16, 139–142.
- Troncoso, W., L. Vivas, J. Sánchez, S. Narvaez, L. Echeverry y J. Parra. (2009). Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de

Colombia-REDCAM. Informe técnico 2009. INVEMAR. Santa Marta, 185 p. Trudel, M., Rasmussen, J.B. (1997). Modeling the elimination of mercury by fish. *Environ. Sci. Technol.* 31, 1716–1722.

Tuomola L., Niklassona T., Castro e Silvab E., Hylanderc LD. (2008). Fish mercury development in relation to abiotic characteristics and carbon sources in a six-year-old, Brazilian reservoir. *Science of the total environment* 390, 177–187.