

MERCURIO TOTAL EN ANIMALES DOMÉSTICOS EN MINA SANTA CRUZ, SUR DE BOLÍVAR – COLOMBIA

TOTAL MERCURY IN DOMESTIC ANIMALS AT SANTA CRUZ MINE, SOUTH BOLIVAR – COLOMBIA

ARGUMEDO, G. MARCELA^{1*} Biol., VIDAL, D. JHON² MSc., MARRUGO, JOSE³
PhD.

¹ Universidad de Sucre, Grupo de Investigación Conservación del Recurso Hídrico y Alimentos (CRHIA), Colombia. ² Corporación Universitaria del Caribe CECAR, Director centro de investigaciones, Colombia. ³ Universidad de Córdoba, Director grupo de investigación aguas, química aplicada y ambiental, Colombia.

*Correspondencia: marce404@hotmail.com

Recibido: 21-01-2013; Aceptado: 18-03-2013.

Resumen

El mercurio (Hg) es considerado un contaminante global por su alta toxicidad y características fisicoquímicas que le permiten transportarse a los diferentes compartimientos ambientales, bioacumularse y biomagnificarse en la cadena trófica. Existen numerosos sitios contaminados por mercurio entre el norte de Antioquia y el Sur de Bolívar debido a la explotación aurífera, en ellos viven mineros y sus familias, quienes consumen cantidades considerables de animales domésticos como gallinas, cerdos y patos, por lo que esta investigación tuvo por objeto evaluar la concentración de mercurio presente en animales domésticos en Mina Santa Cruz, Sur de Bolívar. Se tomaron 146 muestras biológicas procedentes del sitio de estudio, distribuidas en 39 muestras de pelo de *Sus scrofa* (cerdo) y 107 muestras de pluma, 91 en *Gallus gallus* (gallina) y 16 en *Cairina moschata* (pato); asimismo, se tomó un grupo de comparación en zona rural del municipio de Sincelejo de 10 individuos de las mismas especies, que no estaban expuestos al metal por actividades mineras y se determinó la concentración de mercurio total (HgT) por espectrofotometría de absorción atómica por vapor frío. Las concentraciones más altas de HgT se observaron en *Sus scrofa*, (8156,9 ± 882,2 ng/g peso seco), seguido de *Gallus gallus* (3391,9 ± 639,5 ng/g peso seco) y *Cairina moschata* (1426,5 ± 263,9 ng/g peso seco). El consumo de patos, gallinas y cerdos establecidos en Mina Santa Cruz, representan un riesgo importante a la salud pública, debido a las altas concentraciones acumuladas en sus organismos.

Palabras clave: mercurio, minería aurífera, pluma, pelo, espectrofotometría de absorción atómica por vapor frío, salud pública.

Abstract

Mercury (Hg) is considered a global pollutant due to its high toxicity and physicochemical characteristics that allow it to transport themselves to different environmental compartments, bioaccumulate and biomagnify in the food chain. There are numerous sites contaminated by mercury Antioquia between northern and southern Bolivar due to gold mining, miners live in them and their families, who consume substantial quantities of domestic animals such as chickens, pigs and ducks, so this research was to evaluate the concentration of mercury in domestic animals in Mina Santa Cruz, southern Bolivar. There were 146 biological samples from the study site, in 39 hair samples *Sus scrofa* (pig) and 107 feather samples, 91 in *Gallus gallus* (chicken) and 16 *Cairina moschata* (duck) also took a comparison group in a rural area of the municipality of Sincelejo of 10 individuals of the same species, they were not exposed to metal mining, and the concentration of total mercury (HgT) by atomic absorption spectrophotometry by cold vapor. The highest concentrations of HgT were observed in *Sus scrofa*, (8156.9 ± 882.2 ng / g dry weight), followed by *Gallus gallus* (3391.9 ± 639.5 ng / g dry weight) and *Cairina moschata* (1426.5 ± 263.9 ng / g dry weight) with the lower concentrations. Consumption of ducks, chickens and pigs established in Mina Santa Cruz, present a significant risk to public health due to the high concentrations accumulated in their bodies.

Key words: mercury, gold mining, feathers, hair, spectroscopy cold vapor atomic absorption, public health.

Introducción

Los metales pesados son un problema creciente de contaminación ambiental a nivel mundial, pues a diferencia de los compuestos orgánicos, estos no pueden ser biodegradados, razón por lo que las concentraciones en los compartimientos ambientales aumentan continuamente (ISLAM *et al.*, 2007). Uno de los contaminantes más estudiados por su alta toxicidad y gran impacto sobre el ambiente y la humanidad es el mercurio, el cual está relacionado con daños ambientales y efectos tóxicos en humanos, que incluyen alteraciones en el sistema nervioso central (SNC), en los riñones (nefrotoxicidad), en los pulmones (asociado con neumonitis intersticial) y daños hepáticos (Ye *et al.*, 2008), especialmente cuando hay exposición a formas orgánicas como metilmercurio (MeHg); ampliamente conocido como una sustancia neurotóxica (CASTOLDI *et al.*, 2001) y que ha sido listada por la International Program of Chemical Safety (IPCS) como una de las seis sustancias químicas más nocivas para el medio ambiente (WHO, 1990; GERBERSMANN, 1997).

El mercurio puede presentarse en el ambiente a través de fuentes naturales o antropogénicas, siendo la minería aurífera artesanal, la principal fuente de contaminación en países en vía de desarrollo (MORENO *et al.*, 2005). En Colombia, el norte de Antioquia y el sur del departamento de Bolívar, constituyen las zonas de mayor densidad minera con más de 12.400 minas en explotación, para el año 2002. Para ese entonces, la cantidad de mercurio liberada no había sido calculada con exactitud, pero se estimaba en cerca de 80-100 toneladas al año (OLIVERO y JOHNSON, 2002). En las últimas décadas el uso creciente de este metal ha generado un aumento significativo de la contaminación ambiental (en su mayoría de agua y alimentos) e incidentes de intoxicación en humanos (YOUNG *et al.*, 2008).

Uno de los municipios de mayor impacto por la explotación aurífera es Barranco de loba, Sur de Bolívar (VIDAL *et al.*, 2010), siendo el corregimiento Mina Santa Cruz un importante lugar de contaminación por mercurio. En este sitio se han identificado tres subzonas que tienen un área total de 28.4 has: sector de explotación, sector urbano y sector aledaño a la ciénaga La redonda, que se interconecta con el río Magdalena. La explotación en la mina se inicia en la zona montañosa con el lavado de las rocas, de las cuales se desprende un material de menor granulometría que es llevado a los molinos de amalgamación donde es mezclado con mercurio, cal y agua. Es así que se desprenden dos tipos de colas o corrientes: la primera que se denomina como colas mixtas, que son las que bajan de la montaña con gran caudal pero con poca concentración y la segunda, denominada cola de amalgamación, que sale de los molinos con gran cantidad de mercurio y se encuentran en su casco urbano llegando a la ciénaga La redonda. En Mina Santa Cruz cerca de 2000 personas viven principalmente de la minería y como una alternativa de subsistencia y base fundamental en su dieta alimenticia crían animales domésticos entre ellos gallinas (*Gallus gallus*), patos (*Cairina moschata*) y cerdos (*Sus scrofa*), que pueden contaminarse y biomagnificar el mercurio a lo largo de los diferentes niveles tróficos hasta llegar al hombre, poniendo en riesgo la salud de la población a través del consumo de estos alimentos contaminados.

Hasta la fecha, no se había realizado un estudio que diagnostique el grado de contaminación que tienen los animales domésticos establecidos en el corregimiento de Mina Santa Cruz, lo cual permite valorar los riesgos en salud pública a la cual está expuesta la comunidad a través del consumo de estos animales; por lo que esta investigación tuvo como objetivo evaluar la concentración de mercurio total (HgT) presente en *Gallus gallus*, *Cairina moschata*

y *Sus scrofa* procedentes de Mina Santa Cruz, Sur del departamento de Bolívar, Colombia.

Materiales y métodos

Tipo, población y sitio de estudio. Este estudio es de tipo descriptivo y su población el total de gallinas (*Gallus gallus*), patos (*Cairina moschata*) y cerdos (*Sus scrofa*) establecidos en el corregimiento de Mina Santa Cruz, ubicado entre los 8° 42' y 8° 45' latitud norte y entre los 74° 10' y 74° 14' longitud occidente, en el municipio Barranco de Loba, Sur de Bolívar, norte de Colombia (Fig. 1).

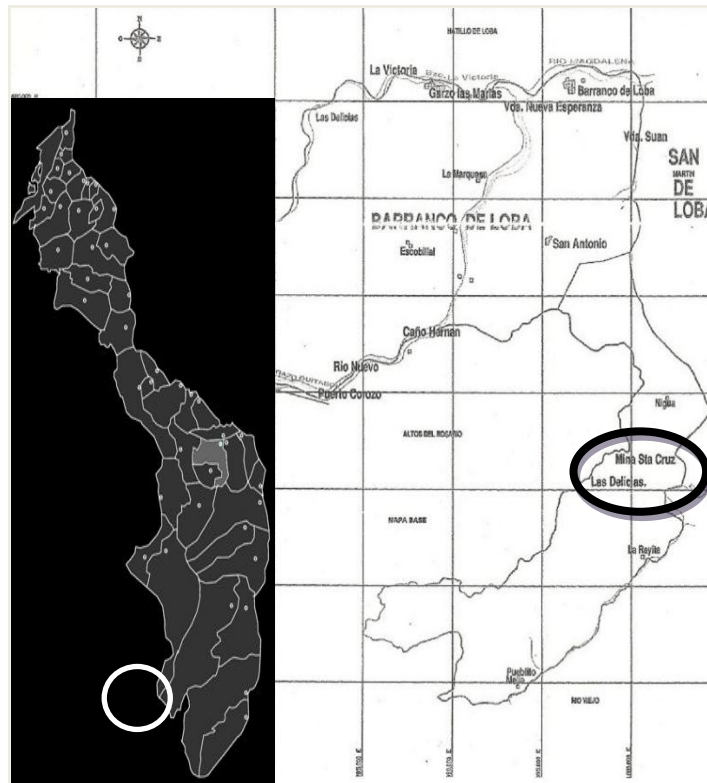


Figura 1. Ubicación geográfica de Mina Santa Cruz, Sur de Bolívar, sitio en el que se tomaron las muestras de los animales domésticos expuestos a mercurio. Fuente: Vidal, 2009.

Selección y toma de muestras. Las muestras fueron tomadas de manera aleatoria con un nivel de confianza de 95 %. Se tomaron 146 muestras biológicas, distribuidas en 39 muestras de pelo de *Sus scrofa* y 107 muestras de pluma (91 en *Gallus gallus* y 16 en *Cairina moschata*). Asimismo, se tomó un grupo de comparación de 10 individuos de las mismas especies en zona rural del municipio de Sincelejo, que no estaban expuestos a contaminación por mercurio debido a

actividades mineras. Las muestras colectadas fueron empacadas en bolsas de polietileno de cierre hermético, etiquetadas y enviadas al laboratorio de Agua de la Universidad de Córdoba, para su posterior análisis.

Análisis de las muestras. La concentración de mercurio total (HgT) en las muestras fue determinada por el método de absorción atómica de vapor frío con el procedimiento de digestión y análisis de SADIQ *et al.*, (1991) y USEPA (1998); previamente validados en el Laboratorio de Aguas y Química Ambiental de la Universidad de Córdoba. El método se basa en la conversión rápida de los compuestos oxidados de Hg^{+2} a su forma volátil (Hg^0) a través de la reducción con $SnCl_2$. El mercurio elemental formado en la mezcla es desplazado por burbujeo con aire y es transportado en forma de vapor hasta la celda de absorción del equipo. La concentración del metal en la muestra es determinada empleando una curva de calibración creada mediante soluciones patrón de mercurio en un rango establecido. Los análisis fueron realizados por duplicado y los resultados se reportaron en ng HgT/g peso seco. Las determinaciones de mercurio se realizaron en un espectrofotómetro de absorción atómica Thermo Electron S-series (provisto de una celda con ventanas de cuarzo).

Análisis de los datos. Los datos de concentración de HgT en plumas y pelo se presentan como media +/- error estándar. Para determinar diferencias significativas entre las muestras tomadas en la zona contaminada y el grupo de comparación se utilizó un *t*-test, previa verificación de la normalidad (Prueba de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianza (prueba de Bartlett). Para realizar comparaciones entre las distintas especies se realizaron *t*-test y Anovas con postet de Tukey, tomando un grado de significancia $P < 0.05$.

Resultados

La continua emisión de Hg en los procesos de amalgamación ha conllevado a que los niveles de concentración del metal en el suelo, sean altos como se muestra en el mapa de perfiles de contaminación realizado por VIDAL (2009) (Fig. 2), donde se observan zonas que tienen concentraciones cercanas a 30.000 ng/g. También se destaca que las colas mixtas y de amalgamación se interconectan en ciertos puntos dentro de la zona urbana y los animales domésticos (*Sus scrofa*, *Gallus gallus* y *Cairina moschata*) consumen agua de ambas corrientes (Fig. 3). Además, la mayoría se mantienen fuera de las viviendas y pocos son los que se encuentran encerrados.

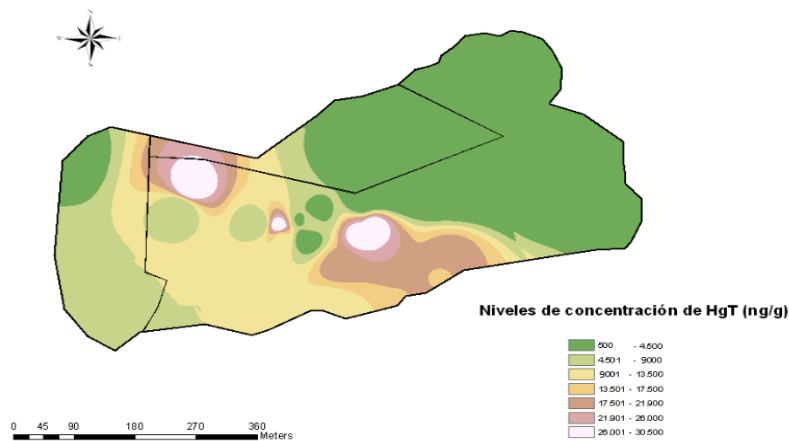


Figura 2. Mapa de niveles de concentración de mercurio en suelos de Mina Santa Cruz. Fuente: Vidal, 2009.

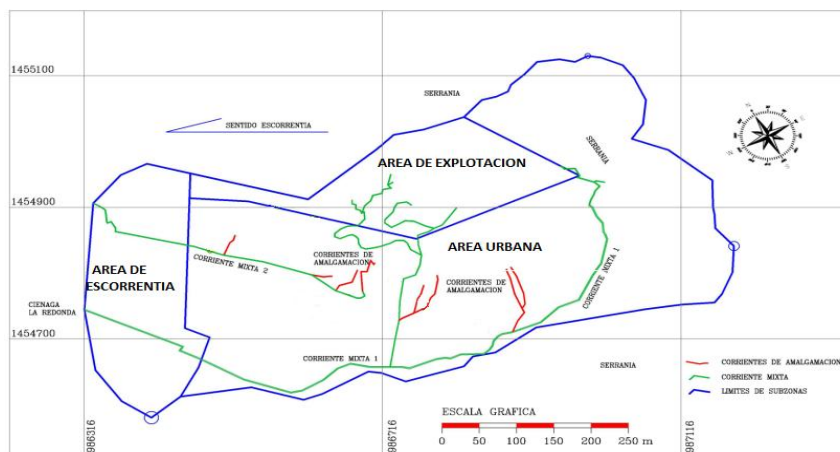


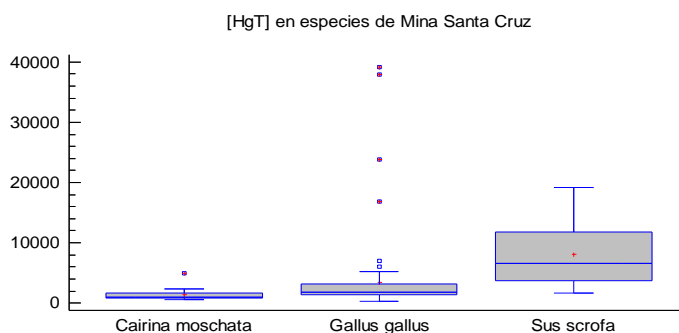
Figura 3. Mapa de corrientes mixtas (aguas domésticas y de lavado de las rocas) y de corrientes de amalgamación (aguas que salen de los molinos donde se amalgama el mercurio con oro). Fuente: Vidal, 2009.

En la Tabla 1 se observan las concentraciones de HgT para cada especie. Los resultados indican que las mayores concentraciones del metal se encontraron en *Sus scrofa* (cerdos) y las menores en *Cairina moschata* (patos).

Tabla 1. Concentración media de HgT (ng/g) en las diferentes especies y sitios de colecta

Procedencia de las muestras	[ngHgT/g] Cerdos	[ngHgT/g] Gallinas	[ngHgT/g] Patos
Mina Santa Cruz	8156,9 ± 782,2	3391,9 ± 639,5	1426,5 ± 263,9
Sincelejo	426,79 ± 49,2	448,7 ± 55,6	268,4 ± 24,6

Asimismo se observa que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de las tres especies establecidas en el corregimiento de Mina Santa Cruz con un $p < 0.0001$ (Fig. 4).

**Figura 4.** Concentración media y error estándar de HgT en *Sus scrofa*, *Gallus gallus* y *Cairina moschata* en Mina Santa Cruz

Las muestras de *Sus scrofa* y *Cairina moschata* provenientes de Mina Santa Cruz y de Sincelejo, presentaron diferencias estadísticamente significativas en cuanto a la acumulación de HgT, con un $p < 0.0001$ y $p = 0.0022$, respectivamente (Fig. 5 y 6). Mientras que en *Gallus gallus* de Mina Santa Cruz y de Sincelejo no hubo diferencias estadísticamente significativas ($p = 0,1321$) entre las concentraciones de HgT (Fig. 7).

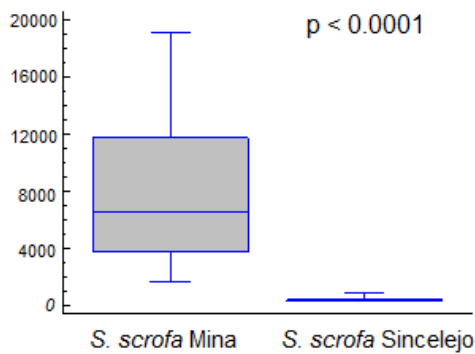


Figura 5. Concentración media y error estándar de HgT en *Sus scrofa* en Mina Santa Cruz y *Sus scrofa* en Sincelajo

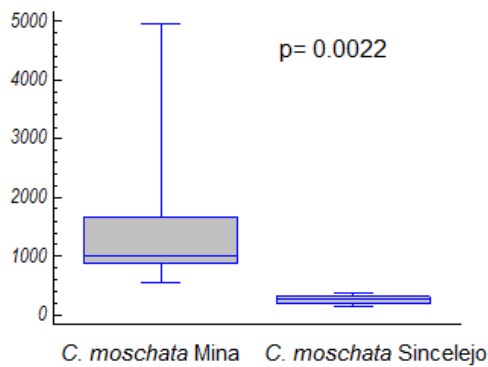


Figura 6. Concentración media y error estándar de HgT en *Cairina moschata* en Mina Santa Cruz y *Cairina moschata* en Sincelajo

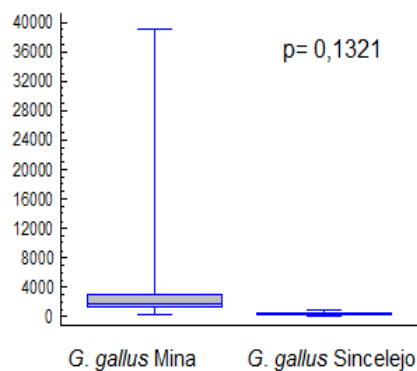


Figura 7. Concentración media y error estándar de HgT en *Gallus gallus* en Mina Santa Cruz y *Gallus gallus* en Sincelajo

La concentración de HgT en plumas de *Gallus gallus* Vs *Cairina moschata* de muestras colectadas en Sincelejo, presentaron diferencias estadísticamente significativas con un valor $p= 0.0082$ (Fig. 8). Asimismo, se observa en Fig. 9, que patos y gallinas establecidas en Mina no presentaron diferencias estadísticamente significativas.

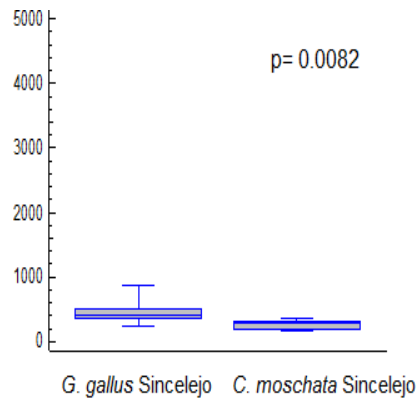


Figura 8. Concentración media y error estándar de HgT en *Gallus gallus* y *Cairina moschata* en Sincelejo

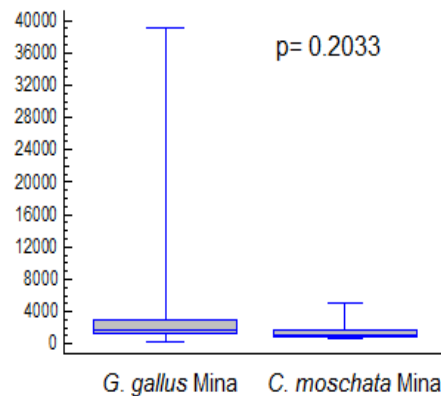


Figura 9. Concentración media y error estándar de mercurio total en *Gallus gallus* y *Cairina moschata* en Mina Santa Cruz

Discusión

Las concentraciones más altas estuvieron en *Sus scrofa* (cerdos) seguido de *Gallus gallus* (gallinas) con valores intermedios y *Cairina moschata* (patos) con menos cantidad de HgT, lo que indica que las especies en estudio están expuestas a una considerable cantidad de mercurio gracias a la actividad minera propia de la zona. Además, el Hg por su gran lipoficidad es un metal que se

difunde fácilmente en ellos, lo que permite aumentar su potencial de toxicidad, esto explica por qué las mayores concentraciones se encontraron en los cerdos, una especie caracterizada por su alto contenido de grasa. También se observa que las muestras tomadas en la ciudad de Sincelejo presentaron valores que a pesar de ser bajos expresan que estas especies presentan una leve contaminación de mercurio que puede ser debida a fuentes naturales y/o actividades antropogénicas como rupturas de termómetros, barómetros, lámparas de mercurio, etc.

A pesar que en *Gallus gallus* de Mina Santa Cruz la media de HgT en plumas fue de 3391,9 ng/g, en comparación de las muestras de Sincelejo que presentaron 448,7 ng/g, no hubo diferencias estadísticamente significativas ($p= 0,1321$), esto tiene su explicación en la alta variabilidad de los datos proporcionada por cuatro individuos de *Gallus gallus*, que viven encerrados en la zona de mayor contaminación de suelos y agua, que se muestra de color blanco en la parte derecha del mapa de perfiles de contaminación del suelo (Fig. 2); esta situación permite que el error estándar aumente y por ende no haya diferencia significativa. Si se excluyen, estos animales (que representan sólo el 4%), y se dejan aquellos que no viven encerrados y se trasladan por toda la Mina en búsqueda de alimentos, si se presentan diferencias estadísticamente significativas con respecto a las muestras analizadas en la ciudad de Sincelejo ($p < 0.0001$), como se muestra en Fig. 10.

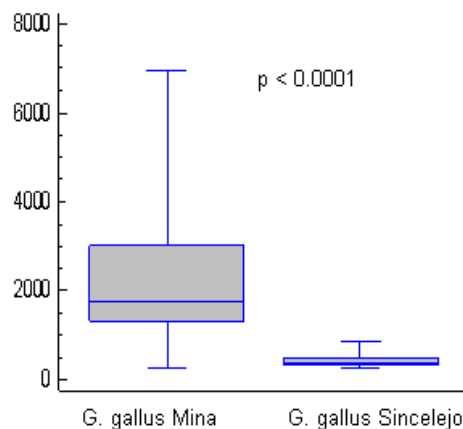


Figura 10. Concentración media y error estándar de mercurio total en *Gallus gallus* en Mina Santa Cruz (sin los cuatro individuos que viven encerrados en la zona de mayor contaminación) y *Gallus gallus* en Sincelejo

Por otra parte, la concentración de HgT en plumas de gallinas Vs patos de muestras colectadas en Sincelejo, también presentaron diferencias estadísticamente significativas, esto puede deberse a diferencias metabólicas en la captación y acumulación de mercurio entre estos animales, así como las estrategias de alimentación (BURGER, 1996). Mientras que las muestras establecidas en Mina no presentaron diferencias estadísticamente significativas, por lo que la alta concentración de Hg presente puede influenciar de manera importante a estas aves, indistintamente de su especie y más aun de sus posibles diferencias de acumulación a bajas concentraciones de Hg, como las presentes en la zona rural de la ciudad de Sincelejo.

La presencia de HgT en las muestras de *Sus scrofa*, *Gallus gallus* y *Cairina moschata* tomadas en el corregimiento de Mina Santa Cruz representan un problema de salud pública. El riesgo de la población frente al metal es alto debido no sólo por el contacto directo de Hg elemental (inhalación de aire contaminado con Hg), utilizado en la minería y el consumo de pescados o mariscos contaminados, sino también por la ingesta de estas especies que son criadas en una zona altamente contaminada. Además los animales se mantienen fuera de las viviendas consumiendo agua de ambas corrientes, exponiéndose de forma directa al metal (Hg), debido especialmente al consumo del recurso hídrico y vegetales contaminados.

Varios estudios han demostrado la relación entre el nivel total del metal en el cabello y sus preferencias alimentarias, encontrando que la concentración de mercurio es más alta entre las personas que prefieren los peces (3.305 ng/g), seguido por las que prefieren la carne (2.150 ng/g) y la menor entre aquellas que prefieren las verduras (1.790 ng/g) (EISLER, 1987). Esto indica que la población corre un gran riesgo de afectación a la salud por las concentraciones encontradas en estas especies que hacen parte de su dieta alimenticia y que permanentemente están en contacto con el agua, suelo y alimentos contaminados con Hg, al permanecer todo el tiempo desplazándose por toda la Mina.

Por otra parte, el Comité Mixto FAO/OMS de expertos en aditivos alimentarios ha establecido una ingesta semanal tolerable provisional de mercurio total (HgT) de 5000 ng/g de peso corporal (WHO, 1986) y según HONDA *et al.*, (1986) el plumaje de aves adultas puede contener hasta un 70% de la carga de Hg total del cuerpo, lo que indica que la población puede estar expuesta a concentraciones de Hg perjudiciales para la salud debido a los altos índices de mercurio presente en estas especies, pudiendo superar los límites establecidos por el codex

alimentarius, lo que pone en grave riesgo a mineros, familiares y demás personas que consuman estos animales domésticos. Esto sin contar con la exposición a mercurio debida al consumo de pescado y de manera directa por actividades mineras.

En conclusión, el consumo de patos, gallinas y cerdos establecidos en Mina Santa Cruz, representan un peligro a la salud pública, debido a los altos índices de mercurio presentes en ellos. Estas diferencias en las concentraciones de Hg, se deben principalmente a diferencias en la exposición al metal (ubicación de las presas y estrategias de alimentación) es decir, los mayores niveles de Hg dependen de las cargas de la presa y no del tamaño (BURGER, 1996). Así la elevada concentración de mercurio en el pelo de *Sus scrofa* y en las plumas de *Gallus gallus* y *Cairina moschata* están influenciadas también por la ubicación de su dieta alimenticia, lo que indica que entre más contaminación haya en el lugar mayores serán las cargas del metal en las presas que hacen parte de la dieta de estos animales.

Agradecimientos. Los autores expresan sus agradecimientos a la comunidad del corregimiento de Mina Santa Cruz por permitirnos llevar a cabo este estudio en su propiedad, así como a la Universidad de Córdoba y Universidad de Sucre, por su respaldo en el desarrollo de esta investigación.

Referencias

AMORIM, M.I.; MERGLER, D.; BAHIA, M.O.; DUBEAU, H.; MIRANDA, D.; LEBEL, J. *et al.*, 2000. Cytogenetic damage related to low levels of methylmercury contamination in the Brazilian Amazon. *An Acad Bras Cienc.* 72:497–507.

BOFFETA, P.; GARCÍA-GÓMEZ, M.; POMPE-KIRN, V.; ZARIDZE, D.; BELLANDER, T.; BULBULYAN, M., *et al.* 1998. Cancer occurrence among European mercury miners. *Cancer Causes Control* 9:591–9.

BURGER, J. 1996. Heavy metal and selenium levels in feathers of Franklin's gulls in interior North America. *Auk* 113:399–407.

CASTOLDI, A.F.; COCCINI, T.; CECCATELL, S.; MANZO, L. . 2001. Neurotoxicity and molecular effects of methylmercury. *Brain Res. Bull* 55 (2):197-203.

CEBULSKA-WASILEWSKA, A.; PANEK, A.Z.; ABIN' SKI Z, MOSZCZYN' SKI P. 2005. Occupational exposure to mercury vapour on genotoxicity and DNA repair. *Mutat Res.* 586:102–14.

CRESPO-LÓPEZ, M.E.; DE SA, A.L.; HERCULANO, A.M.; BURBANO, R.R.; DO NASCIMENTO, J.L.M. 2007. Methylmercury genotoxicity: a novel effect in human cell lines of the central nervous system. *Environ Int.* 33:141–6.

DENNEMAN, W.D. y Douben, P.E.T. 1993. Trace metals in primary feathers of the barn owl (*Tyto alba guttatus*) in the Netherlands. *Environ. Pollut.* 82:301–310.

EISLER, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. US Fisheries and Wild Life Service, Biological Report 1 (1):1-85.

GERBERSMANN, C.; HEISTERKAMP, M.; ADAMS, F.C.; BROEKAERT, J.A.C. 1997. Two methods for the speciation analysis of mercury in fish involving microwave-assisted digestion and gas chromatographyatomic emission spectrometry. *Anal. Chim. Acta* 350:273–285.

HILSON, G. 2006. Abatement of mercury pollution in the small-scale gold mining industry: restructuring the policy and research agendas. *Science of the Total Environ.* 362 (1–3):1–14.

HONDA, K.; NASU, T.; TATSUKAWA, R. 1986. Seasonal changes in mercury accumulation in the black-eared kite (*Milvus migrans lineatus*). *Environ. Pollut. Ser. AEcol. Biol.* 42:325–334.

INGRID, M.D.; TATIANE, A.; MARANHAO, D.; BORGES, L.G.; MARIANA, A.V.; BERNHARD, W.; ADILSON, J.C. 2007. Determination of mercury in biological samples by cold vapor atomic absorption spectrometry following cloud point extraction with salt-induced phase separation. *Talanta* 72:1786–1790.

ISLAM, E., *et al.* 2007. Assessing potential dietary toxicity of heavy metals in selected vegetables and food crops. *Journal of Zhejiang University* 8:1-13.

MORENO, F., *et al.* 2005. Mercury volatilisation and phytoextraction from base-metal mine tailings. *Environ. Pollut.* 136:341-352.

MOVALLI, P.A. 2000. Heavy metal and other residues in feathers of laggar falcon (*Falco biarmicus juggar*) from six districts of Pakistan. *Environ. Pollut.* 109:267–272.

OLIVERO J y JOHNSON B. 2002. *El lado gris de la minería del oro: La contaminación con mercurio en el norte de Colombia*. Editorial Universitaria. Colombia.

SADIQ, M.; ZAIDI, T.; AL-MOHANA, M. 1991. Sample Weight and Digestion Temperature as Critical Factors in Mercury Determination in Fish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 47:335-341.

SANFELIU, C.; SEBASTIA, J.; CRISTOFOL, R.; RODRIGUEZ-FARRE, E. 2003. Neurotoxicity of organomercurial compounds. *Neurotox Res.* 5:283–305.

USEPA. 1998. *Method 7471B for determination of mercury in solid or semisolid waste*. U.S. Environmental protection Agency. Cincinnati. Ohio, EEUU.

VIDAL, J. 2009. *Capacidad del guarumo (Cecropia peltata) como planta fitorremediadora de suelos contaminados con mercurio de la mina Santa Cruz, sur de Bolívar*. SUE-CARIBE, Tesis Maestría en Ciencias Ambientales. Colombia.

VIDAL, J.; MARRUGO, J.; PÉREZ, L. 2010. *Remediación de suelos contaminados con mercurio utilizando guarumo (Cecropia peltata)*. Ingeniería y Desarrollo. ISSN 0122-3461. Colombia.

WESTPHAL, G.A; ASGARI, S.; SCHULZ, T.G.; BUNGER, J.; MULLER, M.; HALLIER, E. 2003. Thimerosal induces micronuclei in the cytochalasin B blockmicronucleus test with human lymphocytes. *Arch Toxicol.* 77 (1):50–5.

WHO. 1986. *Environmental Health Criteria 86 (IPCS). Mercury-Environmental Aspects*. World Health Organization. Geneva.

WHO. 1990. *Environmental Health Criteria 101 (IPCS). Methylmercury*. World Health Organization. Geneva.

YE, X.; QIAN, H.; XU, P.; ZHU, L.; LONGNECKER, M.; FU, H. 2008. Nephrotoxicity, neurotoxicity and mercury exposure among children with and without dental amalgam fillin. *International journal of hygiene and environmental health* 212:378–386.

YOUNG, H.A.; GEIER, D.A.; GEIER, M.R. 2008. Thimerosal exposure in infants and neurodevelopmental disorders: an assessment of computerized medical records in the Vaccine Safety Datalink. *J Neurol Sci.* 271 (1–2):110–8.

ZADNIK, V.; POMPE-KIRN, V. 2007. Effects of 500-year mercury mining and milling on cancer incidence in the region of Idrija, Slovenia. *Coll Antropol.* 31 (3):897–903.