



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**DETERMINACIÓN DE MERCURIO (Hg) EN CABELLO
DE PERSONAS EXPUESTAS A DIFERENTES FUENTES
DE CONTAMINACIÓN**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
LICENCIADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA**

P R E S E N T A:

JUAN PABLO SÁNCHEZ MARTÍNEZ

ASESOR DE TESIS:

DRA. OFELIA MORTON BERMEA



Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

HOJA DE DATOS DEL JURADO

1. Datos del alumno

Sánchez
Martínez
Juan Pablo
55 35 50 79 74
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Ciencias de la Tierra
309130064

2. Datos del tutor

Dra.
Ofelia
Morton
Bermea

3. Datos del sinodal 1

Dr.
Jorge Humberto
Limón
Pacheco

4. Datos del sinodal 2

Dr.
Rodolfo Omar
Arellano
Aguilar

5. Datos del sinodal 3

Dra.
Claudia Inés
Rivera
Cárdenas.

6. Datos del sinodal 4

Dra.
Rocío Jetzabel
Alcántara
Hernández

7. Datos del trabajo escrito

Determinación de mercurio (Hg) en cabello de personas expuestas a diferentes fuentes de contaminación.

53 p.
2018

Agradecimientos

En mi formación académica y profesional, he tenido la satisfacción de conocer a un gran número de personas e instituciones que han sembrado y fortalecido mis habilidades y cualidades. Me permito mencionarlas, y agradecerles por este mérito...

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por forjar mi conocimiento y engrandecer mis habilidades académicas, por formar parte de mi desarrollo personal y profesional, por arroparme en sus espacios y convertirse en mi segunda casa. Es un orgullo para mí ser parte de esta casa de estudios, la mejor del país.

A la Facultad de Ciencias, por brindar las instalaciones, herramientas y materiales para formarme como profesionista en ciencias de la tierra, por permitirme vivir grandes experiencias, buenas y no tan buenas, junto a las mejores personas que conocí durante mi estadía en esta honorable facultad. Gracias por los mejores recuerdos.

A mis profesores, por compartir y transmitir su conocimiento, por su dedicación y esfuerzo realizado para apoyarme durante sus clases, por inculcarme la curiosidad científica, por impulsar mis habilidades y orientarme en mi formación como científico. Gracias por invertir su tiempo a la enseñanza. Gracias, sobre todo, por su paciencia y palabras de ánimo cuando más las necesité ¡Muchas gracias!

Al Laboratorio ICP-MS y su equipo; Ofé, Liz, Sarita, Rodri, Flor y Layla , por todo el apoyo recibido durante el desarrollo de este proceso académico, por enseñarme valores como la unidad y el compañerismo, por hacerme parte de esta “familia” científica, por todas las reuniones y comidas que compartimos, por los que quedamos y seguiremos en esta bonita familia de científicos.

A la Dra. Ofelia Morton Bermea, por brindarme la oportunidad de desarrollar este tema para mi proyecto de tesis, por todas las observaciones y recomendaciones realizadas, por sus consejos , por su paciencia, por creer en mí, por abrirme las puertas de su casa, por todas las risas e historias que me relataba sobre sus experiencias, por todo el apoyo brindado, por todo el cariño ¡Gracias!

A la M. en C. Elizabeth Hernández Álvarez, por todo el apoyo técnico que recibí durante el desarrollo de este proyecto de tesis, por auxiliarme durante el análisis de muestras y control de calidad, por las observaciones y correcciones a mi trabajo, por su dedicación, por su esfuerzo sobrehumano, por estar al pendiente de mí, por siempre recibirme con una sonrisa, por los consejos y todo el cariño brindado ¡Gracias!

Al Dr. Jorge Humberto Limón Pacheco, por sus aportaciones; observaciones, correcciones e información complementaria recomendada para este estudio. Gracias por haber sido mi profesor en la licenciatura y por haberme compartido sus conocimientos en laboratorio y campo !Gracias¡

Al Dr. Rodolfo Omar Arellano Aguilar, por todo lo enseñado durante sus clases, por confiar en los estudiantes de ciencias de la tierra, por todo el apoyo recibido durante el tiempo que fui su alumno, por sus aportes como parte de mí jurado de tesis. ¡Gracias!

A la Dra. Claudia Inés Rivera Cárdenas, por todo el apoyo recibido durante el tiempo que fui su alumno, por siempre apoyar a los estudiantes, por las correcciones realizadas para este estudio, por su calidez humana y su sencillez,¡Gracias!

A la Dra. Rocío Jetzabel Alcántara Hernández, por todo lo enseñado en sus clases, por su amabilidad y su confianza brindada, por su disposición y su compromiso con los alumnos, por su apoyo y aportaciones realizadas a este estudio ¡Gracias!

A mis compañeros y amigos de la licenciatura, Lupita, Sonia, Vicky, Karla, Alexia, Alfredo, Carlos, Abel, Alexis, Mitsui y Felipe, por aligerar el viaje, por recorrer este camino junto a mí, por las experiencias vividas, por las prácticas de campo inolvidables, por los días de risa, por el apoyo, por comprenderme y quererme ¡Gracias!

Dedicatorias...

A la vida, por permitirme existir en este universo, en este tiempo y en este lugar, por brindarme salud y felicidad, por rodearme de un entorno natural en este país tan hermoso, por colocar, de manera precisa, las vidas de otros en la mía, por cada día vivido ¡Gracias!

A mi familia que, a pesar de las circunstancias, me apoyan y creen en mí, por su preocupación, por su compañía, por sus consejos y solidaridad. Gracias a mi tías que me han cuidado desde pequeño como a un hijo, a mis tíos que me han procurado y aconsejado durante toda mi vida, a mis primos y primas que me han permitido ser un hermano y ejemplo de vida, a mis abuelitos que me quieren y estiman con un cariño sincero.

A mi mamá, por siempre estar ahí, por cuidarme, por quererme, por comprenderme, por aceptarme tal y como soy, por enseñarme e inculcarme valores. Gracias por tus palabras, por tu apoyo cuando más lo necesito, por tus enseñanzas. Gracias por ser la mejor mamá del mundo, por siempre tener en tu rostro esa sonrisa, por siempre estar feliz a pesar de las circunstancias, por tu ternura y amor incondicional. *Rosita*, eres el mejor ejemplo que la vida me dio para sonreír. Este mérito es gracias a ti ¡Te quiero muchísimo!

A mi papá, por siempre enseñarme el camino de la rectitud, por tus consejos y apoyo durante toda mi vida, por inculcarme a ser solidario con mis semejantes, por enseñarme a extender la mano a quien más lo necesita. Gracias por ser el mejor papá del mundo, por enseñarme a afrontar la vida y a seguir adelante a pesar de las situaciones. Gracias por enseñarme a trabajar y ganarme la vida con dedicación y esfuerzo. *Raymundito*, eres el mejor ejemplo que la vida me dio para vivir al máximo. Este mérito también es gracias a ti ¡Te quiero mucho papa!

A mis hermanos, por las risas en los desayunos de las mañanas y por las risas de las cenas por las noches, por verme crecer, por el apoyo brindado, por creer en mí y por regalarme la felicidad de ser tío !Los quiero mucho hermanos;

A mi compañero de vida Víctor Luna, por haber estado conmigo desde el primer día que inició este proceso, por acompañarme en todos mis momentos felices y tristes, por apoyarme, por tus consejos cuando más los necesito, por comprenderme y quererme. Gracias por todas veces que me has hecho reír, por todas las veces que me has devuelto la seguridad de superarme, por todas las veces que me has ayudado a levantarme, por las buenas y por las malas. Te amo mucho.

A mis amigos de toda la vida, Fabian, Ceci, Eber, Dulce, Angeles y Lucía, por siempre estar ahí, porque entre nosotros nos entendemos, por todas las largas pláticas, por todos los sueños planeados desde adolescentes. Los amo.

A Katya y Vale, por nunca marcharse de mi vida por más duros que fueran los cambios, por quedarse a pesar de la distancia, por continuar conmigo para toda la vida. Las amo.

*¿Qué es la vida? Un frenesí.
¿Qué es la vida? Una ilusión,
una sombra, una ficción,
y el mayor bien es pequeño:
que toda la vida es sueño,
y los sueños, sueños son.*

Pedro Calderon de la Barca

*“Lo importante en la ciencia no es tanto obtener nuevos hechos, sino descubrir nuevas formas de
pensar sobre ellos”*

William Lawrence Bragg

Índice

Resumen	I
1. Introducción.....	1
2. Generalidades	7
2.1 Propiedades y formas químicas del Hg en el ambiente.....	7
2.1.1 Ciclo Biogeoquímico del Hg.....	9
2.2. Fuentes de emisión de Hg	11
2.3. Usos del Hg.....	13
2.3.1 Usos del Hg en la minería artesanal de Au y Ag	14
2.3.2 Minería de Hg en México	15
2.4 Toxicocinética del Hg	17
2.4.1 Efectos del Hg sobre la salud humana	19
2.5 Determinación de la exposición a Hg.....	21
2.5.1 Técnicas analíticas para la determinación de Hg	24
3. Zonas de muestreo	28
3.1 Cedral, S.L.P.	28
3.1.1 Localización geográfica	28
3.1.2 Características físicas.....	29
3.3 Actividad minera en Cedral, S.L.P.....	30
3.2 Ciudad de México	31
3.2.1 Localización geográfica	31
3.2.2 Fuentes de emisión de Hg en la Ciudad de México	31
4. Objetivos	33
5. Hipótesis.....	33
6. Materiales y métodos	34
6.1 Muestreo	34
6.2 Preparación de muestras.....	35
6.3 Análisis por DMA-80 (Direct Mercury Analyzer)	35
6.4 Control de calidad	35
6.5 Tratamiento estadístico de los resultados.....	36
7. Resultados y discusión.....	37
8. Conclusión.	46
9. Bibliografía.	48

Índice de Tablas

Tabla 1.	Propiedades físico-químicas del Hg	7
Tabla 2.	Principales compuestos orgánicos e inorgánicos del Hg	8
Tabla 3.	Eficiencia de la absorción de Hg y ruta de exposición	17
Tabla 4.	Vida media del Hg en el órganos y tejidos del cuerpo humano	20
Tabla 5.	Porcentaje de error (precisión), exactitud, porcentaje de recuperación y desviación estándar en términos del material de referencia certificado (ERM-DB001)	23
Tabla 6.	Control de calidad para MRC-ERM-DB001 (human hair) y MRC-2780 (hard rock mine waste)	36
Tabla 7.	Control de calidad para material de referencia interno “MR-In house” (cabello humano)	36
Tabla 8.	Edad y género de individuos participantes en Cedral, S.L.P. y la Ciudad de México.	37
Tabla 9.	Resultados de encuestas en Cedral, S.L.P.	38
Tabla 10.	Resultados de encuestas en Ciudad de México	38
Tabla 11.	Datos estadísticos de los resultados	39
Tabla 12.	Comparación de la concentración de Hg en cabello del presente estudio y estudios similares	39
Tabla 13.	Correlación de Spearman para las concentraciones de HgT	41
Tabla 14.	Correlación de Spearman para la concentración de Hg en cabello de habitantes femeninos de Cedral S.L.P.y la Ciudad de México	42
Tabla 15.	Correlación de Spearman para la concentración de Hg en cabello de habitantes masculinos de Cedral S.L.P. y la Ciudad de México	43
Tabla 16.	Correlación de Spearman para la concentración de Hg en habitantes femeninos de Cedral S.L.P.	43
Tabla 17.	Correlación de Spearman para la concentración de Hg en cabello de habitantes femeninos de la Ciudad de México	44

Índice de Figuras

Figura 1.	Ciclo biogeoquímico del Hg	10
Figura 2.	Principales yacimientos de Hg en México	16
Figura 3.	Esquema de componentes y principio de espectrometría de absorción atómica (AA)	24
Figura 4.	Representación esquemática del principio de funcionamiento del Analizador Directo de Mercurio (Direct Analyzer Mercury, DMA-80)	27
Figura 5.	Ubicación geográfica de Cedral, S.L.P.	28
Figura 6.	Ubicación geográfica de la Ciudad de México	31

Abreviaturas

S.L.P.	San Luis Potosí
P.N.U.M.A.	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
C.R.M.	Consejo de Recursos Minerales
S.G.M.	Servicio Geológico Mexicano
O.M.S.	Organización Mundial de la Salud
U.S.E.P.A.	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (United States Environmental Protection)
O.N.U.	Organización de las Naciones Unidas
ATSDR	Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (The Agency for Toxic Substances and Disease Registry)

Resumen

El Hg es una sustancia, que en cierta concentración, es tóxica para los organismos vivos. Este metal se presenta en el ambiente en diferentes formas químicas; especies orgánicas e inorgánicas. Estas formas químicas poseen variados mecanismos de transporte y deposición, así como, diferentes espectros de toxicidad e influencia sobre un ser vivo. Las especies orgánicas del Hg son la forma química de mayor toxicidad. El metilmercurio (MeHg, CH₃Hg) presenta acción acumulativa en tejidos, causando afectaciones en el sistema nervioso central y reproductivo. En la fauna silvestre, las principales afectaciones consisten en la generación de deficiencias físicas durante el desarrollo embrionario en peces, mamíferos y aves. En los humanos, el MeHg interviene en procesos metabólicos, celulares y de gestación, causando enfermedades cardíacas y lesiones cerebrales en recién nacidos.

Una tarea importante en relación a la determinación del impacto ambiental ocasionado por la exposición a sustancias tóxicas, es su evaluación en el medio ambiente; agua, suelo y aire. En el ser humano, la determinación del impacto ambiental ocasionada por la exposición a Hg, es posible de evaluar en biomonitores que retienen sustancias tóxicas, tales como cabello, uñas, sangre, saliva y orina. La aplicación de técnicas analíticas para determinar cierto material tóxico en biomonitores, permiten detectar y cuantificar la concentración a la que ha sido expuesto un individuo en un determinado tiempo.

La Unión Europea, China y Japón han desarrollado metodologías que permiten determinar una posible relación entre la concentración de Hg en biomonitores, como el cabello, y ciertas fuentes de exposición mediante el estudio de hábitos cotidianos; tratamiento médico, uso de tintes para el cabello, hábitos fumadores, alimentación y uso de amalgamas molares.

El presente estudio determinó la concentración de Hg en muestras aleatorias de cabello de 21 habitantes voluntarios de Cedral, S.L.P. y 37 habitantes voluntarios de la Ciudad de México. Previo al trabajo de campo, se diseñó una encuesta con base en investigaciones recientes en China y la Unión Europea. La encuesta, toma y análisis de muestras se realizaron en el periodo de julio de 2016 a enero de 2017. Se encontró una concentración mínima y máxima en cabello de habitantes de Cedral, S.L.P. y la Ciudad de México de 41.6 µg/kg y 59.3 µg/kg de Hg y 386.7 µg/kg y 2382.4 µg/kg de Hg, respectivamente. Se utilizó el análisis estadístico de correlación de Spearman para determinar una posible relación con posibles de fuentes de exposición; se encontró una asociación positiva entre la concentración de Hg en cabello y el consumo de pescado. Por otro lado, se determinó el género con mayor exposición y se encontró que los individuos femeninos que habitan en la Ciudad de México presentan una mayor exposición al Hg

1. Introducción

El mercurio (Hg) es un metal pesado y cuyo nombre proviene del latín (*hydrargirium*) que significa “plata líquida” (Parsons y Percival, 2005). Es volátil a temperatura ambiente, y su forma metálica (Hg⁰) permanece líquida a esta temperatura (Faro *et al.*, 2010).

El Hg y su forma mineral, el cinabrio (sulfuro de mercurio, HgS), son conocidos desde la antigüedad y han sido utilizados por un gran número de culturas. Los chinos (3000 a.C.), hindúes (3000 a.C.) y egipcios (1500 a.C.) emplearon el cinabrio en la fabricación de tintas y pinturas (Parsons y Percival, 2005; Faro *et al.*, 2010). Los romanos (500 a.C.) conocían la transformación de cinabrio a mercurio metálico (Hg⁰), mismo que era empleado para extraer otros metales por medio de la amalgamación. En la India y Persia (I d.C.) se utilizó Hg⁰ como tratamiento para prevenir enfermedades cutáneas (Faro *et al.*, 2010) y durante la época medieval, se empleó comúnmente en la alquimia, ya que se creía en su transmutación en oro (Au) (Parsons y Percival, 2005).

Hipócrates (370 a.C.) y Plinio (77 a.C.) describieron los efectos de la toxicidad del Hg por su uso y exposición. Ellos observaron que los esclavos condenados a trabajar en minas de Hg, presentaban padecimientos como temblores, demencia y pérdida de dientes y de la vista (Gaona y Malmagro, 2004). En 1463, Ulrich Ellenbog describió la sintomatología de la exposición ocupacional del Hg (Gaona y Malmagro, 2004), y en 1665, Walter Pope la denominó como hidragirismo o mercurialismo (Faro *et al.*, 2010).

El Hg como contaminante proviene de diferentes fuentes de emisiones naturales y antropogénicas. Este elemento es producto de procesos naturales, tales como la desgasificación de la corteza terrestre, actividad volcánica y la erosión de las rocas y los suelos. Estos procesos de emisión de Hg son denominados fuentes naturales (Díaz, 2013). Por otro lado, las fuentes antropogénicas han elevado significativamente la concentración de Hg en el ambiente (Lu *et al.*, 2009; Harrys, 2007). Se consideran fuentes de emisión antropogénica a aquellas actividades asociadas con la actividad humana (Faro *et al.*, 2010). Las fuentes antropogénicas de emisión de Hg más importantes se producen durante la quema de combustibles fósiles, en actividades metalúrgicas como en la extracción minera de oro (Au) y plata (Ag), y durante la producción de compuestos químicos, tales como sosa cáustica (NaOH), colorantes y pinturas (Faro *et al.*, 2010; Goldwater, 1972; Parsons *et al.*, 2005). Sin embargo, la minería de Au y Ag y actividades

metalúrgicas son la principal fuente antropogénica de emisión de Hg al medio ambiente. La contaminación de Hg que derivada de esta industria puede provenir de tres tipos de actividades: minería de Hg, usos del Hg en procesos de extracción y su liberación en procesos de recuperación de Hg a partir de residuos mineros (Gaona *et al.*, 2004).

Uno de los procesos de extracción de Au y Ag consiste en la separación de estos metales a partir de sus rocas minerales mediante el uso de Hg. La extracción consiste en la pulverización de minerales de Au o Ag, mismo que se mezcla con Hg para generar un compuesto químico denominado amalgama que, facilita la separación del Au o Ag metálico de la roca mineral que los contiene (Telmer *et al.*, 2011). Posteriormente, la amalgama se somete directamente al fuego para generar la volatilización del Hg⁰, de este proceso se obtiene Au o Ag en estado puro (PNUMA, 2002 ; 2008). A este método extractivo del Au y Ag se le conoce como “minería de patio”.

La “minería de patio” de Au y Ag, generalmente se realiza en condiciones inseguras de protección personal (Telmer *et al.*, 2011). En países en desarrollo, es un método comúnmente empleado debido al bajo costo económico y su facilidad de operación a escala local. Asimismo, este tipo de proceso representa una importante fuente de ingresos para los mineros, especialmente en comunidades y regiones rurales donde las alternativas económicas son limitadas (PNUMA, 2002; 2008).

En México, el Consejo de Recursos Minerales (C.R.M.) establece que el uso de Hg en procesos extractivos de Au y Ag inició desde 1556 (CRM, 2002). Díaz (2011) reporta que la cantidad de Hg utilizada durante la colonia española fue de 19,794 toneladas (ton) de Hg, importado desde España y Perú hacia los centros mineros de Au y Ag localizados en Zacatecas, Guanajuato, San Luis Potosí e Hidalgo. Posterior a la independencia mexicana (1810), la actividad minera disminuyó, cayó en desuso el empleo de Hg como agente extractante y se recurrió al empleo de cianuro (CN-) para la extracción minera de Au y Ag (Díaz, 2011). Sin embargo, en el año de 1891 se retomó la producción primaria de Hg y su uso como extractante de Au y Ag (CRM, 2002). Durante el siglo XX la explotación minera en México posicionó al país como uno de los principales productores de metales en el mercado global de minerales (Díaz, 2011).

Los principales centros mineros en México fueron los estados de Chihuahua, Durango, Guerrero, Querétaro, Sonora y Zacatecas (Yarto *et al.*, 2004; Diaz, 2011). En la región de Zacatecas y San Luis Potosí se utilizó ampliamente el Hg como agente extractante de Ag y Au en plantas de beneficio de jales (Yarto *et al.*, 2004; Diaz, 2011).

En la actualidad, una gran parte de los problemas ambientales que representa la minería en México son una herencia del pasado, cuando no existía ningún tipo de legislación ni control de residuos mineros (Ramos-Arroyo y Siebe-Grabach, 2006). Históricamente, la generación de residuos mineros ha acumulado cientos de millones de toneladas de jales dispersos en el territorio nacional, mismos que son estudiados por investigadores para conocer sus condiciones y potenciales afectaciones al medio ambiente (Ramos-Arroyo y Siebe-Grabach, 2006).

El impacto ambiental generado por la minería y actividades metalúrgicas se encuentran estrechamente relacionados con los efectos tóxicos ocasionados por la emisión y exposición del Hg (Vélez, 2007; Díaz, 2011; 2013). Además, es consecuencia de diversos factores, tales como: el tipo de operación minera, gestión de residuos, uso de sustancias químicas durante el proceso de extracción de metales, tipos de contaminantes generados, etc.

El comportamiento del Hg en el ambiente; transporte, deposición, biodisponibilidad y bioacumulación, varía según la especie química generada y el tipo de fuente de emisión. Comúnmente, el Hg en el ambiente se encuentra como Hg (II), Hg orgánico (metilmercurio) e inorgánico (cloruros, óxidos y nitratos de Hg) (Wang *et al.*, 2005). Estas formas químicas presentan diferentes mecanismos de transporte y deposición, así como, diferentes espectros de toxicidad e influencia sobre un ser vivo (Wang *et al.* 2005; Español, 2012). Además, la interacción con otros factores ambientales posibilita su introducción en ecosistemas terrestres, acuáticos y marinos (Xiu *et al.*, 2009).

El Hg puede ingresar dentro de un organismo por contacto dérmico, ingesta e inhalación (Ramirez, 2008). Los efectos más importantes del Hg sobre la salud de los seres vivos, consisten en la generación de deficiencias metabólicas, físicas y degenerativas como respuesta biológica en funciones celulares, tejidos y órganos (Parsons y Percival, 2005). El metilmercurio (MeHg, CH₃Hg) presenta acción acumulativa en tejidos, causando

alteraciones en el sistema nervioso central y en el sistema reproductivo. En la fauna silvestre, las principales alteraciones consisten en la generación de deficiencias físicas durante el desarrollo embrionario en peces, mamíferos y aves (Parsons *et al.*, 2005). En los humanos, el MeHg interviene en procesos metabólicos, celulares y de gestación, causando enfermedades cardíacas y lesiones cerebrales en recién nacidos (Chan, 2011).

Una tarea importante en relación a la determinación del impacto ambiental ocasionado por la exposición a sustancias, es su evaluación mediante biomarcadores. Los biomarcadores son parámetros biológicos que proveen información sobre el estado normal o patológico de un individuo o una población, y son utilizados para medir una interacción entre un sistema biológico y un agente de tipo químico, físico o biológico (Arango, 2012).

En el ser humano, la determinación del impacto ambiental ocasionada por la exposición a Hg, es usualmente estimada mediante la medición de biomarcadores. Es posible evaluar la concentración de Hg en biomarcadores que retienen sustancias tóxicas tales como, cabello, uñas, sangre, saliva y orina (Hu y Chan, 2018). La aplicación de técnicas analíticas para determinar cierto material tóxico en biomarcadores, permiten detectar y cuantificar la concentración a la que ha sido expuesto un individuo en un determinado tiempo.

La concentración de Hg en sangre, sugiere exposición reciente (aproximadamente de tres días); derivado de la posible exposición de Hg ocasionada por su inhalación e ingesta de productos alimenticios (Poulin y Mercurio, 2008). La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (por sus siglas en inglés U.S.E.P.A.), ha definido como concentración que no representa riesgos a la salud, 5.3 $\mu\text{g/L}$ de Hg total (HgT) en sangre.

Han sido reportados datos referentes a la exposición de Hg en sangre. Veiga *et al.*, (1999) y Santa Rosa *et al.*, (2000) reportaron concentraciones de 20–250 $\mu\text{g/L}$ y 2.9–255 $\mu\text{g/L}$ de Hg en sangre de diferentes poblaciones mineras en Brazil. Kešeljević *et al.*, (2012), reportaron concentraciones de 0.00034–0.01224 $\mu\text{g/L}$ de Hg en sangre de individuos con obturaciones molares de amalgamas en Bosnia. Mientras que, Caldwell, *et al.*, (2009) reportaron concentraciones de 0.297–0.372 $\mu\text{g/L}$ de Hg en sangre de niños bajo exposición doméstica en Estados Unidos.

Por otro lado, el análisis de la concentración de Hg en orina también ha sido evaluado para determinar exposición de Hg. Ésta sugiere niveles asociados a una exposición, crónica o aguda a través de la inhalación de vapores de Hg (Poulin y Mercurio, 2008). La excreción de Hg en orina es variable a lo largo del día, por lo que una sola medición puede proporcionar resultados inciertos. Faro *et al.*, (2010), sugiere evaluar la concentración de Hg en varias muestras de orina excretadas a lo largo del día. Los resultados obtenidos pueden indicar exposición de Hg alta, con respecto al valor de referencia que no representa riesgos a la salud (Faro *et al.*, 2010). La Organización Mundial de la Salud (O.M.S.) ha establecido el valor de referencia en 40 µg/L de HgT en orina que no representa riesgos a la salud.

Monteagudo (2002) reporta las concentraciones de 12.8–86.4 µg/L de Hg en muestras de orina de una población minera en Perú. Asimismo, Chen *et al.*, (2014), reportaron concentraciones de 0.03–2.63 µg/L de Hg en niños consumidores de pescado en China. Por su parte, Benês *et al.*, (2002) reportaron concentraciones de 0.06–18.0 µg/L de Hg en niños bajo exposición “doméstica” en la República Checa. Las variaciones de las concentraciones de Hg obtenidas indican que los individuos que realizan actividades asociadas a la minería y metalurgia se encuentran en niveles altos de exposición a Hg, a diferencia de los individuos bajo exposición doméstica e ingesta de Hg.

El cabello es un biomonitor que resulta de fácil muestro y no requiere personal especializado para su toma, además, es de fácil transporte y almacenamiento (Esteban *et al.*, 2015). La concentración de Hg a lo largo de un cabello humano puede aportar información sobre la exposición estacional, debido a que durante su formación y crecimiento el Hg es incorporado a proteínas que construyen al cabello dentro del folículo (Liu *et al.* 2014; Esteban *et al.* 2015; Faro *et al.* 2010; Poulin y Mercurio, 2008). La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US Environmental Protection Agency, USEPA) y el Programa de la Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), han establecido el valor límite de referencia de 1000 µg/kg de Hg en el cuerpo humano que no representa riesgos a la salud.

La concentración de Hg en cabello humano ha sido determinada en numerosos estudios. Liu *et al.*, (2014) y Chen *et al.*, (2011) reportaron la concentración de 57 – 4810 µg/kg y 60 – 3020 µg/kg de Hg en cabello de individuos que residen en regiones costeras en

China y que basan su dieta proteica en consumo de pescado (Liu *et al.*, 2014; Chen *et al.*, 2011). Por su parte, Turizo y Olivero (2016) reportaron los valores de 120 – 3139 µg/kg de Hg en cabello de individuos de una población minera en Colombia.

El estudio de la contaminación ambiental por Hg en México es de gran importancia, debido a los efectos tóxicos que este elemento genera sobre la salud de la población. Es fundamental determinar las principales fuentes de exposición de Hg que existen en algunas zonas del país mediante la generación de investigaciones que ayuden a entender la disposición de Hg en el ambiente y así proponer estrategias de mitigación ante esta problemática ambiental.

El presente estudio se realizó en la zona minero/metalúrgica de Cedral, S.L.P. y la zona urbana de la Ciudad de México, donde se determinó la concentración de Hg en muestras de cabello de sus habitantes. Cedral, S.L.P., perteneció a la región minero-metalúrgica de “La Sierra de Catorce”, en la cual se procesó y empleó Hg con técnicas de minería de patio. Los desechos provenientes de esta actividad minera se acumularon en las cercanías de las haciendas de beneficio, donde actualmente se localiza la zona urbana del municipio. Los residuos mineros presentes, han provocado una elevada exposición a Hg en la población de Cedral, S.L.P, de manera directa.

Por otro lado, las grandes áreas urbanas, como la zona urbana de la Ciudad de México, suelen tener niveles de Hg más altos que las regiones menos urbanizadas. En las zonas urbanas existen actividades antropogénicas asociadas a fuentes de emisión de Hg, tales como, alta densidad de producción de energía, actividades industriales y sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos (RSU) y residuos peligrosos (RP), así como su incineración.

2. Generalidades

2.1 Propiedades y formas químicas del Hg en el ambiente

El mercurio (Hg) es el único elemento líquido en su forma metálica (Hg⁰) a temperatura ambiente (25 °C) (Faro *et al.*, 2010). Su punto de congelación se encuentra a los -39 °C, en ese estado, es un metal blanco, dúctil y de masa maleable (Eisler, 2007). Cuando se somete a temperaturas aproximadas a los 357 °C, este se expande uniformemente hasta alcanzar su punto de ebullición, alrededor de los 360 °C (Eisler, 2007).

El Hg es un metal de transición y pertenece al grupo 12 (IIB) de la tabla periódica, según la numeración recomendada por la Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (I.U.P.A.C., por sus siglas en inglés) (Parsons y Percival, 2005). El Hg en estado puro presenta una baja presión de vapor, también presenta afinidades calcófinas, es decir, tiene una alta afinidad para formar enlaces con el azufre (S), especialmente al grupo sulfhidrilo (-SH) (Parsons y Percival, 2005). El Hg no conduce el calor, pero es eficiente en la conducción de la electricidad (Faro *et al.*, 2010). Este metal tiene la cualidad de formar aleaciones con otros metales. Esta cualidad es denominada propiedad de amalgamación. En la tabla 1 se muestran algunas propiedades físico-químicas del Hg (Faro *et al.*, 2010).

Tabla 1. Propiedades físico-químicas del mercurio (Parsons y Percival, 2005).

Parámetro	Valor
Símbolo	Hg
Número Atómico	80
Peso Atómico	200.59 uma
Radio Atómico	150 pm
Punto de fusión	-38.79 °C (234 K)
Punto de ebullición	356.58 °C (630 K)
Densidad (25 °C)	13.534
Presión de vapor	59.229 kJ/mol

Comúnmente, el Hg en el ambiente se encuentra en los siguientes estados de oxidación:

- 1) **Estado de oxidación 0 o elemental (Hg⁰):** forma líquida plateada y volátil. En este estado de oxidación el Hg es prácticamente inerte en el ambiente (Faro *et al.*, 2010).
- 2) **Estado de oxidación I (Hg⁺):** ión monovalente, “mercurio mercurioso” (Hg⁺). Se moviliza en la atmósfera y puede ser depositado en el suelo o cuerpos de agua. Forma

especies químicas inorgánicas como cloruro de mercurio (HgCl_2), tricloro de mercurio ($\text{Hg}[\text{Cl}_3]^-$) y tetracloruro de mercurio ($\text{Hg}[\text{Cl}_4]^{2-}$). Estas especies son características de ambientes salinos (Eisler, 2006; Faro et al, 2010).

- 3) **Estado de oxidación II (Hg^{+2}):** ión divalente, “*mercurio mercúrico*” (Hg^{+2}). El Hg en estado de oxidación II puede sufrir reacciones químicas en el suelo y agua para generar compuestos orgánicos de Hg mediante procesos bacterianos (Faro et al, 2010).

Los estados de oxidación I y II (Hg^+ y Hg^{+2}) forman diversos compuestos: orgánicos e inorgánicos. Estos compuestos se les denomina especies de mercurio. Las especies que comúnmente se presentan en ambiente se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 2. Principales compuestos orgánicos e inorgánicos del Hg (Parsons et al., 2005)

Especies Inorgánicas	
Sulfuro	HgS (Cinabrio).
Cloruros	HgCl_2 ; Hg_2Cl_2
Óxidos	HgO ; Hg_2O
Nitratos	$\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$, Hg_2NO_3
Especies Orgánicas	
Cloruro de metilmercurio	$\text{H}_3\text{C—HgCl}$
Metilmercurio	Hg—CH_3
Dimetilmercurio	$\text{H}_3\text{C—Hg—CH}_3$
Dietilmercurio	$\text{H}_3\text{C—CH}_2\text{—Hg—CH}_2\text{—CH}_3$

Las especies inorgánicas de Hg, tales como cloruros y nitratos presentan una solubilidad en agua dentro de un rango muy amplio, mismo que oscila entre 20 g/L y 74 g/L. Por otro lado, los óxidos, nitratos y sulfuros de Hg son insolubles en agua (Parsons y Percival, 2005). En general, las especies inorgánicas de Hg presentan baja solubilidad en lípidos. Las especies inorgánicas de Hg, tales como cloruros, nitratos y óxidos presentan una baja estabilidad química. Estas especies pueden sufrir, mediante procesos químicos y bacterianos, reacciones químicas que generan especies orgánicas de Hg (Gaona y Malmagro, 2004; Faro et al., 2010).

Las especies orgánicas de Hg (compuestos organomercurados) presentan una alta estabilidad química; cabe destacar que el enlace carbono-mercurio (C-Hg) es químicamente estable y no se rompe en presencia de agua ni ácidos débiles o bases

(Eisler, 2006; Yarto *et al.*, 2004). Estas especies orgánicas de Hg presentan una baja solubilidad en agua, que oscila entre 0.1 g/L y 1 g/L. Por otro lado, presentan una afinidad a lípidos (Faro *et al.*, 2010). Estos niveles de afinidad y estabilidad química que presentan las especies orgánicas de Hg, ocasionan su acumulación en tejidos de seres vivos. La acumulación de estas especies orgánicas de Hg facilita su absorción y distribución por tejidos de organismos, así como la generación de efectos adversos (Faro *et al.*, 2010). Por lo anterior, las especies orgánicas de Hg se consideran sustancias potencialmente tóxicas en el medio ambiente (Eisler, 2006).

2.1.1 Ciclo Biogeoquímico del Hg

Los diferentes estados de oxidación de Hg y su formación de especies químicas en el ambiente, son resultado de complejas interacciones de procesos antropogénicos y naturales, tales como procesos atmosféricos, geológicos, hidrológicos, químicos y microbianos. A este conjunto de transformaciones químicas se le denomina ciclo biogeoquímico del Hg (Figura 1).

El Hg en la atmósfera, de origen natural o antropogénico, se introduce en forma de Hg⁰ y Hg inorgánico (Hg⁺² y HgO) (Faro *et al.*, 2010). Estos se emiten de su sublimación en el océano, producto de emisiones volcánicas y por la combustión de combustibles fósiles (Faro *et al.*, 2010). El Hg en la atmósfera puede sufrir transformaciones químicas como resultado de su interacción con el ozono (O₃) y otros compuestos, tales como hidróxido (OH⁻), cloruro (Cl⁻) y bromuro (Br⁻) (Wang *et al.*, 2005). Estas transformaciones químicas forman Hg⁺ y Hg⁺², mismos que son arrastrados por la lluvia y viento al suelo y a sistemas acuáticos (Wang *et al.*, 2005; Faro *et al.*, 2010).

Las formas químicas Hg⁺ y Hg⁺² depositadas en el suelo, pueden ser reducidas nuevamente a Hg⁰ y volver a la atmósfera, o incorporarse a sedimentos oceánicos y formar compuestos orgánicos en el suelo mediante su unión con iones sulfuro (Faro *et al.*, 2010). Por otro lado, el Hg⁺² puede formar compuestos organomercurados mediante su biotransformación por bacterias (Faro *et al.*, 2010). Este proceso se denomina metilación, mismo que consiste en la adición del grupo “metilo” (-CH₃) al Hg⁺² para generar metilmercurio (MeHg, HgCH₃). El MeHg presenta la capacidad de acumularse en tejidos de organismos vivos (Faro *et al.*, 2010). De esta forma, este compuesto orgánico ingresa a la cadena trófica, acumulándose principalmente en los tejidos de predadores superiores de la cadena alimenticia.

2.2. Fuentes de emisión de Hg

La emisión de Hg como contaminante tiene su origen en fuentes naturales y antropogénicas. Como principales fuentes naturales de emisión de Hg al medio ambiente se consideran: la desgasificación de la corteza terrestre, la actividad geotérmica y volcánica, la erosión de rocas suelos y la volatilización de Hg en sistemas acuáticos (Eisler, 2006; UNEP, 2013; Weinberg, 2010). Eisler (2006), estimó que las emisiones de Hg al ambiente por estas fuentes naturales liberan 36,000 ton de Hg al año.

Las fuentes antropogénicas de emisión de Hg más importantes son las generadas en la industria eléctrica, química, fabricación de cemento, y en la minería y metalurgia (Gaona y Malmagro, 2004). Estas emisiones consisten en la generación y liberación de especies inorgánicas de Hg como Hg^0 , sulfuros, cloruros, óxidos y nitratos de Hg (Gaona y Malmagro, 2004). El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, por sus siglas en inglés) estimó una emisión de 1960 ton de Hg como producto de actividades humanas en el año 2010 (UNEP, 2013).

La UNEP, en su publicación "Global Mercury Assessment Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport, 2013", reportó un inventario de emisiones referentes a la liberación de Hg al ambiente durante el año 2010. Estas emisiones provinieron de actividades humanas asociadas a las principales fuentes antropogénicas de emisión de Hg. En su inventario, reportó que las actividades humanas, tales como la quema de carbón y aceites emitieron 475 ton de Hg al ambiente durante el año 2010 (UNEP, 2013). Asimismo, se estimó que la quema de combustibles fósiles emitió 173 ton de Hg en ese mismo año. Por otro lado, durante la fabricación de compuestos químicos tales como dicloro (Cl_2), sosa cáustica (NaOH) y cloruro de sodio de alta pureza (NaCl), se emitieron aproximadamente 28.4 ton de Hg en el año 2010 (UNEP, 2013).

La minería y actividades metalúrgicas son consideradas las mayores fuentes de emisión de Hg a nivel global (Faro *et al.*, 2010). La minería artesanal de Au y Ag, es considerada la actividad minera de emisión intencional que libera grandes cantidades de Hg al ambiente (PNUMA, 2008). La UNEP estimó que durante la realización de la minería artesanal de Au y Ag se emitieron 727 ton de Hg en el año 2010 (UNEP, 2013). La segunda actividad minera que emite cantidades considerables de Hg al ambiente es la extracción de otros metales ferrosos y no ferrosos, tales como aluminio (Al), cobre (Cu), plomo (Pb) y Zinc

(Zn) (UNEP, 2013). Se estima que durante la extracción de estos metales, se emitieron aproximadamente 238.5 ton de Hg en el año 2010 (UNEP, 2010).

Por otro lado, con base en información reportada en el mismo inventario de emisiones de Hg , la extracción minera de Au que emplea Hg como agente extractante, emitió aproximadamente 97.3 ton de Hg en el año 2010 (UNEP, 2013). Asimismo, la producción primaria de Hg a partir de su extracción en reservorios geológicos emitió 11.7 ton de Hg en ese mismo año (UNEP, 2013).

2.3. Usos del Hg

El Hg se utiliza en la industria química, electrónica, eléctrica, minería y metalurgia, así como en el campo científico y médico. Sus propiedades; alta densidad y tensión superficial, baja capilaridad, conducción eficiente de la electricidad, y su expansión y contracción uniforme a cambios de presión y temperatura, son atractivas para su aplicación en diversos productos y procesos químicos (Faro *et al.*, 2010).

El Hg se emplea en la industria eléctrica y electrónica debido a su capacidad de conducir la electricidad (Weinberg, 2010). Se aplica en sistemas de encendido y apagado en termostatos, equipos de televisión, sistemas de seguridad y alarmas contra incendios (Weinberg, 2010). Por otro lado, el vapor de Hg se utiliza como gas ionizante en lámparas de tipo fluorescente y ultravioleta (Weinberg, 2010; Faro *et al.*, 2005). Asimismo, el Hg se emplea en la fabricación de pilas de “botón” o pilas de óxido de Hg. Estas pilas de Hg presentan la capacidad de almacenamiento de energía estable de larga duración, por lo que son utilizadas en aparatos portátiles, tales como, radios, audífonos y relojes (Weinberg, 2010).

En la industria química, el Hg se emplea como cátodo durante el proceso de producción de sosa cáustica (NaOH), dicloro (Cl₂) y cloruro de sodio (NaCl) de alta pureza (Parsons y Percival, 2005; Goldwater, 1972). Además, el Hg se utiliza como medio catalizador en la producción de cloruro de vinilo (C₂H₃Cl), acetato de vinilo (C₄H₆O₂) y acetaldehído (C₂H₄O) (Faro *et al.*, 2010; Parsons y Percival 2005; Gaona y Malmagro, 2004). Por otro lado, el Hg se emplea como agente de conservación y pigmentación en la fabricación de pinturas y colorantes (Faro *et al.*, 2010; UNEP, 2002).

En el campo científico, el Hg se utiliza en instrumentos de medición de presión y temperatura (Weinberg, 2010). La susceptibilidad del Hg a cambios de presión y temperatura se emplea en instrumentos de medición, tales como, barómetro, manómetros, hidrómetros y medidores de flujo, termómetro, psicómetro y pirómetro (Faro *et al.*, 2010; Parsons y Percival 2005; Weinberg, 2010) .

El Hg ha sido empleado en la medicina desde la antigüedad (Faro *et al.*, 2010). Se utiliza como ingrediente en antisépticos de aplicación tópica (ungüentos) para enfermedades infecciosas de la piel (Faro *et al.*, 2010). Por otro lado, se emplea en la formación de

empastes dentales que se aplican en obturaciones molares debido a su propiedad de amalgamación; uniones químicas con cualquier otro metal o combinación de metales. La amalgama dental es una mezcla constituida de Hg, Ag, estaño (Sn), cobre (Cu) y zinc (Zn) (Weinberg, 2010; Gaona y Malmagro 2004; Cervantes y Moreno-Sánchez, 1999).

2.3.1 Usos del Hg en la minería artesanal de Au y Ag

La minería artesanal de Au y Ag se realiza por medio de la aplicación de Hg y el aprovechamiento de su propiedad de amalgamación. A este proceso de extracción se le denomina método de “beneficio de patio” (UNEP, 2013; Telmer y Stapper, 2011; PNUMA, 2002).

El proceso de extracción de Au y Ag por medio del método de “beneficio de patio” consiste en recolectar, transportar y procesar minerales de Au o Ag en haciendas de beneficio. Estos minerales de Au y Ag se almacenan en “tolvas de recibo”. Posteriormente, los minerales de Au y Ag se someten a una reducción de tamaño mediante su fragmentación, trituración y molienda (PNUMA, 2002). El material resultante es un polvo fino, mismo que es acumulado y distribuido sobre la superficie del suelo para formar montículos denominados “tortas”. Estos montículos de polvo fino son sometidos a procesos de concentración gravimétrica o “lavado”, mismo que consiste en la reducción mínima posible de minerales sin interés económico (ganga) mediante su separación manual en canaletas y tinajas de agua (PNUMA, 2002).

Una vez que los minerales Au y Ag han sido seleccionados, se realiza el “incorporo”. Este proceso consiste en agregar y distribuir el Hg sobre montículos de minerales de Au y Ag previamente pulverizado y lavado. El resultado de este proceso es una mezcla homogénea de Au o Ag con Hg, denominada amalgama (PNUMA, 2002). En la mezcla, ninguno de los metales pierde sus propiedades, debido a que no existe un cambio en su estructura química, sino que, ocurre una fusión sólida que se puede separar a través de medios físicos (PNUMA, 2002). La eficiencia del proceso de amalgamación depende de la ausencia de impurezas; grasa u otros elementos no metálicos que alteren la fusión sólida, tales como carbón (C), azufre (S) y arsénico (As) (PNUMA, 2002).

Posteriormente, se retira manualmente el exceso de Hg de la amalgama. Finalmente, la amalgama se coloca sobre recipientes metálicos y se calienta en fogones. Este proceso de calentamiento de la amalgama se le denomina “quemado”. El proceso de “quemado” volatiliza al Hg, parte del cual se condensa y se recupera en cámaras de condensación, mismas que consisten en muros de cemento que contienen canales en el piso. Los canales dirigen al Hg condensado a un pozo externo al área bordeada de la cámara de condensación para su recolección manual (Díaz, 2010). De esta manera se obtiene una mezcla mayormente de Au o Ag y niveles traza de Hg (PNUMA, 2002).

2.3.2 Minería de Hg en México

En México, es posible encontrar diversas formas minerales de Hg, tales como, metacínabrio y sus variedades; onofrita (metalcínabrio con selenio) y guadalcazarita (metacínabrio con 4 por ciento de zinc), así como, cinabrio, livingstonita, montroyedita, terlinguaita, eglestonita y Hg nativo en pequeñas cantidades (Díaz, 2013).

Los yacimientos de Hg en México se localizan principalmente en la región del noreste y centro-occidente del territorio nacional. Las reservas naturales de Hg más importantes del país se ubican en los estados de Zacatecas, Querétaro, Guerrero, San Luis Potosí y Durango. Otros estados con yacimientos de Hg son Chihuahua, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Puebla, Sonora y Tlaxcala (Díaz, 2013; Díaz, 2011). En la Figura 2 se muestran los principales yacimientos de Hg en México.

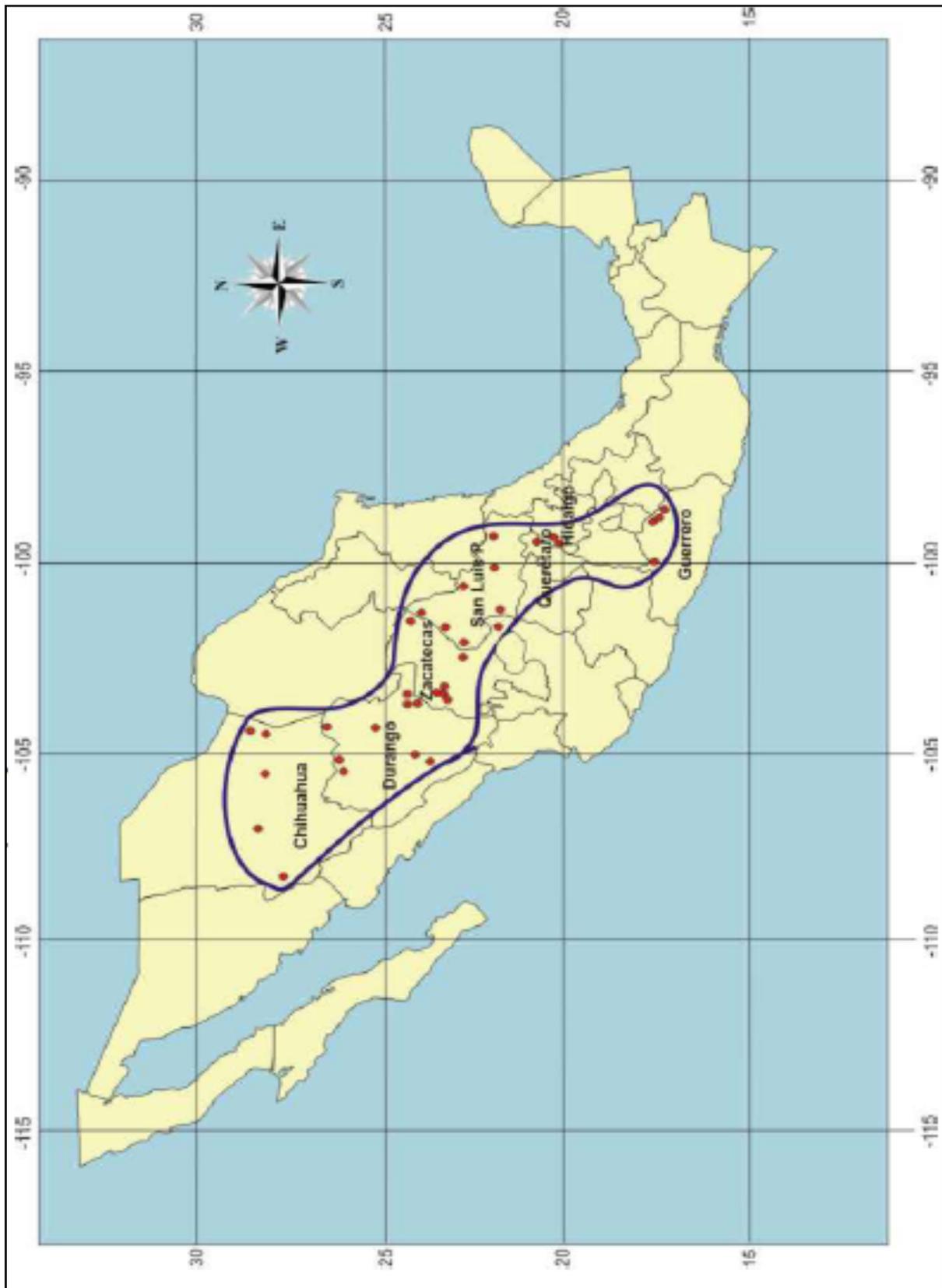


Figura 2. Principales yacimientos de minerales de Hg en México (Díaz, 2011).

2.4 Toxicocinética del Hg

En el cuerpo humano, el Hg puede ingresar y movilizarse a través de tres rutas de exposición importantes; inhalación, ingesta y contacto dérmico (Faro *et al.*, 2010). Los mecanismos y dinámica del Hg en el cuerpo humano durante su absorción, distribución y eliminación dependen de su forma química (orgánica e inorgánica) (Faro *et al.*, 2010). Respecto a la forma química, éstas tienen una relación que repercute en su absorción. En la siguiente tabla se muestran datos sobre la eficiencia de la absorción de Hg con relación a la ruta de exposición.

Tabla 3. Eficiencia de la absorción de Hg y ruta de exposición (Teaf, 2012).

Ruta de exposición	Hg ⁰	Hg inorgánico*	Hg orgánico.
Inhalación	Alta (80%)	Baja (1%)	Baja (1%)
Ingestión	Baja (1%)	Moderada (10-30%)	Alta (91-100%)
Contacto dérmico.	Baja (2.6%)	Baja (1%)	Baja (1%)

* El grupo de Hg inorgánico incluye HgCl₂, HgS y acetato de mercurio (C₄H₆O₄Hg).

Hg elemental (Hg⁰). La principal ruta de exposición de Hg⁰ es su inhalación y en menor proporción (baja) su ingesta y contacto dérmico (Blesa y Castro 2015). La absorción del Hg⁰ se lleva a cabo en membranas alveolares y capilares al interior del pulmón (Blesa y Castro, 2015). El Hg⁰ que ha sido absorbido presenta reacciones químicas y se une a grupos sulfhidrilo (-SH) en glóbulos rojos del torrente sanguíneo. Los glóbulos rojos son distribuidos por el organismo como vehículo de transporte de oxígeno (O₂) desde los pulmones hasta células en los tejidos (Silverthorn, 2008). Este mecanismo de transporte de O₂ distribuye Hg⁰ por los tejidos en el cuerpo humano (Blesa y Castro, 2015; Gaona y Malmagro, 2004). En los tejidos, el Hg⁰ se oxida a Hg inorgánico (Hg²⁺) por medio de reacciones químicas en enzimas. El Hg²⁺ sufre reacciones químicas que forman uniones con proteínas presentes en tejidos musculares y en el sistema nervioso central (Blesa y Castro, 2015; Faro *et al.*, 2010). Aproximadamente, el 80% del Hg⁰ inhalado se retiene en el organismo debido a que el vapor de Hg es liposoluble (Gonzalez, *et al.*, 2014; Blesa y Castro, 2015). Por otro lado, la retención del Hg⁰ por ingesta o dérmico es de entre 1 y

2.6% (López, 2013; Gaona y Malmagro, 2004). La eliminación del Hg^0 del cuerpo humano se realiza mediante su excreción en heces fecales (Blesa y Castro, 2015). La vida-media del Hg en el cuerpo humano es de 35-90 días (Gaona y Malmagro, 2004).

Hg orgánico. La principal fuente de exposición a compuestos orgánicos de Hg es su ingesta en productos alimenticios. El MeHg es una de las especies orgánicas que se encuentra comúnmente en los alimentos (Eisler, 2006). La absorción de MeHg ocurre en el tracto gastrointestinal, donde se absorbe casi en su totalidad (91-100%) (Gaona y Malmagro, 2004; Faro *et al.*, 2010). El MeHg se distribuye en el cuerpo mediante su unión a grupos -SH en proteínas y aminoácidos (Faro *et al.*, 2010). El MeHg se une principalmente al aminoácido esencial cisteína que constituye a la proteína de estructura, la queratina, misma que tiene la función de aportar nutrientes a tejidos, cabello, uñas y piel. Este aminoácido no se genera en el cuerpo humano, su aporte se basa en el consumo de productos con alto contenido proteico (Faro *et al.*, 2010). El MeHg se acumula principalmente en tejidos musculares y el riñón (Blesa y Castro, 2015). En el intestino, el MeHg sufre biotransformación (desmetilación) y genera Hg^{2+} . Por otro lado, en mujeres embarazadas el MeHg atraviesa la barrera placentaria y se acumula en el cerebro del feto (Blesa y Castro, 2015). Su eliminación ocurre mediante su expulsión en materia fecal y durante su incorporación en el crecimiento de cabello, uñas y piel. La vida media del MeHg en el cuerpo humano es de alrededor de 70-80 días (Blesa y Castro, 2015).

Hg inorgánico. Uno de los mecanismos de absorción de compuestos inorgánicos de Hg es, principalmente, resultado de su biotransformación. La acumulación de Hg^0 y MeHg en el cuerpo humano favorece la absorción de Hg inorgánico (Faro *et al.*, 2010). La biotransformación a Hg inorgánico ocurre mediante la oxidación química del Hg^0 y mediante procesos de desmetilización del MeHg (eliminación del grupo CH_3) (Gaona y Malmagro, 2004; Faro *et al.*, 2010). Por otro lado, la ingesta de sales inorgánicas de Hg, como el cloruro de Hg (HgCl_2), es otra ruta vía de absorción de Hg inorgánico importante. En la agricultura y producción alimentaria, el HgCl_2 se emplea como fungicida en cultivos y granos almacenados (Faro *et al.*, 2010).

La ingesta de compuestos inorgánicos (principalmente HgCl_2), se procesa en el tracto gastrointestinal, donde aproximadamente el 15% es absorbido y tiene una vida media de

aproximadamente 40 días (Faro *et al.*, 2010; Gaona y Malmagro 2004). Una vez que se incorpora al torrente sanguíneo, se une a grupos sulfhidrilos de aminoácidos en proteínas plasmáticas. Posteriormente, se transporta y acumula en el riñón, hígado, estómago, intestino, bazo, médula ósea y corazón (Faro *et al.*, 2010). Los principales receptores de Hg inorgánico son el intestino y el riñón, donde se realiza su eliminación por medio de las heces fecales y la orina (Blesa y Castro, 2015).

2.4.1 Efectos del Hg sobre la salud humana

Los efectos a la salud de un organismo por la exposición de Hg varían en función de la forma y especie de Hg, dosis y duración/frecuencia de la exposición (Besser, 2009; Teaf, 2012). La inhalación prolongada de Hg⁰ genera efectos neuroconductuales, tales como, cambio de humor, temblores y disminución de la habilidad cognitiva (Besser, 2009; Weinberg, 2010). Asimismo, el Hg⁰ en el interior del cuerpo humano atrofia los conductos respiratorios ocasionando disnea (dificultad para respirar) y hemoptisis (dolor y expulsión de sangre por los pulmones) (Weinberg, 2010). Los efectos asociados a exposiciones crónicas y agudas originan bronquitis y neumonía hasta progresar en un edema pulmonar y por consecuente, muerte por fallo respiratorio (Faro *et al.*, 2010).

El riñón es el órgano que resulta con mayores daños debido a la ingesta de compuestos inorgánicos de Hg, en particular HgCl₂; las cuales incluyen lesiones renales en células, retención de líquidos y minerales, así como la reducción de funciones celulares de absorción de glucosa y aminoácidos (Faro *et al.*, 2010). Asimismo, la ingesta de HgCl₂, ocasiona dolor abdominal, vómito y gastroenteritis ulcerosa que causa diarrea aguda y daños intestinales irreversibles. En ambos casos, las afectaciones severas traen como consecuencia la muerte por choque hipovolémico (pérdida drástica de sangre que repercute a su bombeo en el corazón) (Faro *et al.*, 2010).

Respecto a compuestos orgánicos de Hg, su ingesta genera daños irreversibles en sistemas neuronales, así como en intestinos, estómago y riñón (Faro *et al.*, 2010). El MeHg es la especie orgánica del Hg con mayor preocupación. Ésta presenta la capacidad de atravesar la barrera hematoencefálica y producir muerte de células neuronales y cambios en la arquitectura celular en regiones cerebrales asociadas a funciones motoras y sensoriales (Blesa y Castro, 2015). Los efectos de la exposición a MeHg en etapa prenatal son severos. El MeHg en fetos se acumula en el cerebelo (regiones relacionadas

con la coordinación) e interfiere con el crecimiento de las neuronas en desarrollo (Gaona y Malmagro, 2004). El MeHg puede causar daños irreversibles en el sistema nervioso central en desarrollo de recién nacidos (Weinberg, 2010). Se ha registrado en mujeres embarazadas expuestas a MeHg, el alumbramiento de bebés con parálisis cerebral, funciones motoras anormales y debilidad visual (Weinberg, 2010; Gaona y Malmagro, 2004).

En la siguiente tabla se muestran la vida media (días) del Hg en órganos y tejidos debido a la exposición de la forma química y especies orgánicas e inorgánicas de Hg.

Tabla 4. Vida media del Hg en los órganos y tejidos del cuerpo humano (Español, 2001).

Compuesto de Hg	Vida media en el cuerpo humano	Vida media en órganos y tejidos.	Órganos y tejidos mayormente dañados.
Hg ⁰ (Mercurio elemental)	35-90 días	Pulmón: 1.7 días. Riñón: 64 días. Cerebro: > 1 año	Pulmón y riñón
Hg inorgánico	40 días	Sangre: 20-28 días	Estómago, intestinos y riñón.
Hg orgánico	70-80 días	Sangre: 70 días Cerebro: 240 días.	Cerebro, intestinos, estómago y riñón.

2.5 Determinación de la exposición a Hg

La determinación de la exposición de Hg se realiza mediante el análisis de matrices biológicas como la sangre, orina y pelo (Faro *et al.*, 2010). La determinación en estas matrices biológicas estima el nivel de exposición en individuos sometidos a posibles fuentes de exposición. La determinación de la evaluación de exposición de Hg en humanos, con un impacto ambiental considerable, se evaluó en el año de 1956 en Minamata, Japón (Faro *et al.*, 2010). Este evento de contaminación ambiental se ha caracterizado en la historia de la humanidad como uno de los eventos de contaminación con mayores impactos ambientales (Faro *et al.*, 2010).

En la región de la bahía de Minamata, se establecieron industrias de manufactura de acetaldehído, mismas que emplearon Hg como catalizador (Parsons y Percival, 2005; Faro *et al.*, 2010). Los residuos con altos contenidos de Hg se descargaron en la bahía, estuarios y afluentes de agua durante varios años (Parsons y Percival, 2005; Faro *et al.*, 2010). En los sistemas acuáticos, el Hg fue biotransformado a MeHg mediante procesos bacterianos. Posteriormente, este se introdujo en la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos, bioacumulándose en organismos marinos (Parsons y Percival, 2005).

La alimentación de la población de la bahía de Minatamata se basa en el consumo de pescado y productos de origen marino como fuente de proteínas (Parsons y Percival, 2005). El consumo de estos alimentos ocasionó la intoxicación crónica por ingesta de MeHg en aproximadamente de 17,000 personas (Parsons y Percival, 2005). Los daños en la salud generados en la población consistieron principalmente en la aparición de deficiencias neuronales y cognitivas, así como, la muerte de 1,300 individuos (Parsons y Percival, 2005). La sintomatología que presentó esta intoxicación por ingesta de MeHg se le denominó como “Enfermedad Congénita de Minamata” (UNEP, 2013).

Para determinar el grado de exposición, se realizó el análisis en material sanguíneo del cordón umbilical de recién nacidos, cabello y material cerebral en individuos decesos. En el cerebro, se encontraron concentraciones de 0.35-5.3 mg/kKg de HgT (Parsons y Percival, 2005). La concentración promedio de Hg en cabello fue de 100 mg/kg de HgT (Parsons y Percival, 2005). Por otro lado, la concentración de HgT en material sanguíneo del cordón umbilical en recién nacidos diagnosticados con la “Enfermedad Congénita de Minamata”, fue de 3.1 mg/kg, significativamente mayor a la concentración promedio en recién nacidos de Japón, < 0.02 mg/kg.

En la región rural de Guizhou, China, se cultivan en grandes áreas de arroz. La población en su mayoría presenta un alto consumo de arroz y bajo consumo de pescado, con relación al resto de los habitantes de China (Weinberg, 2010). En áreas circundantes a esta región rural de Guizhou, existen fuentes de emisión de Hg que emiten este contaminante en cantidades considerables al medio ambiente; minería y fundición de Hg (Wanshan), fundición tradicional de Zn (Weining) e industria de carbón (Qingzhen) (Zhang *et al.*, 2010; Weinberg, 2010).

El suelo de la región rural de Guizhou presenta parámetros óptimos para el desarrollo de la agricultura, específicamente el cultivo de arroz; suelo rico en nutrientes, humedad y agua. Estos parámetros del suelo de arrozales son apropiados para la supervivencia del tipo de bacteria que transforma el Hg en MeHg. Investigadores chinos consideraron la posibilidad de que el MeHg producido en el suelo podría ser absorbido por las plantas de arroz.

Ellos determinaron la concentración de MeHg en productos agrícolas (arroz, maíz y vegetales), ganaderos (carne), avícolas (aves de corral), agua y aire. Con base en estos resultados ellos determinaron la probabilidad de ingesta diaria de Hg (Zhang *et al.*, 2010). Se encontró que aproximadamente el 95% del consumo de MeHg en los habitantes de esta región, provenía del arroz (Weinberg, 2010; Zhang *et al.*, 2010).

La exposición a MeHg por el consumo de arroz en la mayoría de los habitantes era baja, en comparación con el límite semanal tolerable establecido por la USEPA (0.10 µg/kg/día) por lo que se concluyó que estas personas probablemente enfrentan un riesgo menor. Sin embargo, en los habitantes de la localidad de Washan, su exposición al MeHg por el consumo de arroz superaba el valor permisible de ingesta semanal tolerable (78 µg/kg para HgT y 9.3 µg/kg para MeHg) y se consideró que existía un riesgo potencial para la salud de estas personas (Weinberg, 2010; Zhang *et al.*, 2010).

Estos estudios realizados en eventos de contaminación ambiental son relevantes, debido a que el pescado y el arroz en algunas regiones del mundo son productos alimenticios básicos. El arroz es un alimento básico principal para más de la mitad de la población del mundo. Solamente en Asia cerca del 70% de la población consume arroz como fuente de energía. (Weinberg, 2010).

Estos eventos de contaminación ambiental, de varios que se han suscitado en el mundo, han marcado la historia de la humanidad con relación al impacto ambiental generado por actividades antropogénicas. Como respuesta a la preocupación internacional sobre el Hg, varios países han impulsado el desarrollo de estudios que permitan cuantificar la emisión de Hg al medio ambiente, las principales fuentes de emisión y exposición al Hg, así como sus efectos de la sobre la salud de la población humana.

En la actualidad, existe en la bibliografía una variedad de estudios que emplean diferentes metodologías y análisis de matrices biológicas para la determinación de Hg. En la siguiente tabla se muestran algunos estudios realizados en matrices biológicas con relación a la contaminación de Hg y metodología analítica empleada.

Tabla 5. Características de los estudios realizados en matrices biológicas para la determinación de Hg (Hu y Chan, 2018).

Referencia	País	Biomarcador (unidades)	Concentración de Hg (promedio)	Método analítico
Lee y Kim, 2013	Corea del Sur	Sangre ($\mu\text{g/L}$)	4.96	Direct Mercury Analyzer - 80
Choi <i>et al.</i> , 2009	Islas Faroe	Sangre ($\mu\text{g/L}$)	29.50	Espectroscopia de absorción atómica a vapor frío.
Rajar <i>et al.</i> , 2015	Ghana	Orina ($\mu\text{g/L}$)	29.49	Direct Mercury Analyzer - 80
Kobal <i>et al.</i> , 2004	Eslovenia	Orina ($\mu\text{g/L}$)	69.30	Espectroscopia de absorción atómica a vapor frío.
Guallar <i>et al.</i> , 2002	Europa e Israel	Uñas ($\mu\text{g/kg}$)	0.25	Espectroscopia de rayos gamma "(Ge) Li"
Mourdukovich, <i>et al.</i> , 2012	Estados Unidos	Uñas ($\mu\text{g/kg}$)	0.22	Direct Mercury Analyzer - 80

2.5.1 Técnicas analíticas para la determinación de Hg

La cuantificación de elementos en concentraciones traza, requiere de métodos analíticos sensibles a bajos límites de detección y con alta precisión. Con relación al Hg, las técnicas analíticas a las que frecuentemente se recurren para su determinación, son las siguientes:

Espectrometría por Absorción Atómica

La espectrometría de absorción atómica (AA), es una técnica analítica sencilla y de bajo costo, en comparación con otras técnicas analíticas (Carretero y Pozo, 2007). Esta técnica presenta límites de detección en niveles partes por billón (ppb, $\mu\text{g/L}$) para el Hg. La figura 3 muestra los componentes de un espectro de absorción atómica.

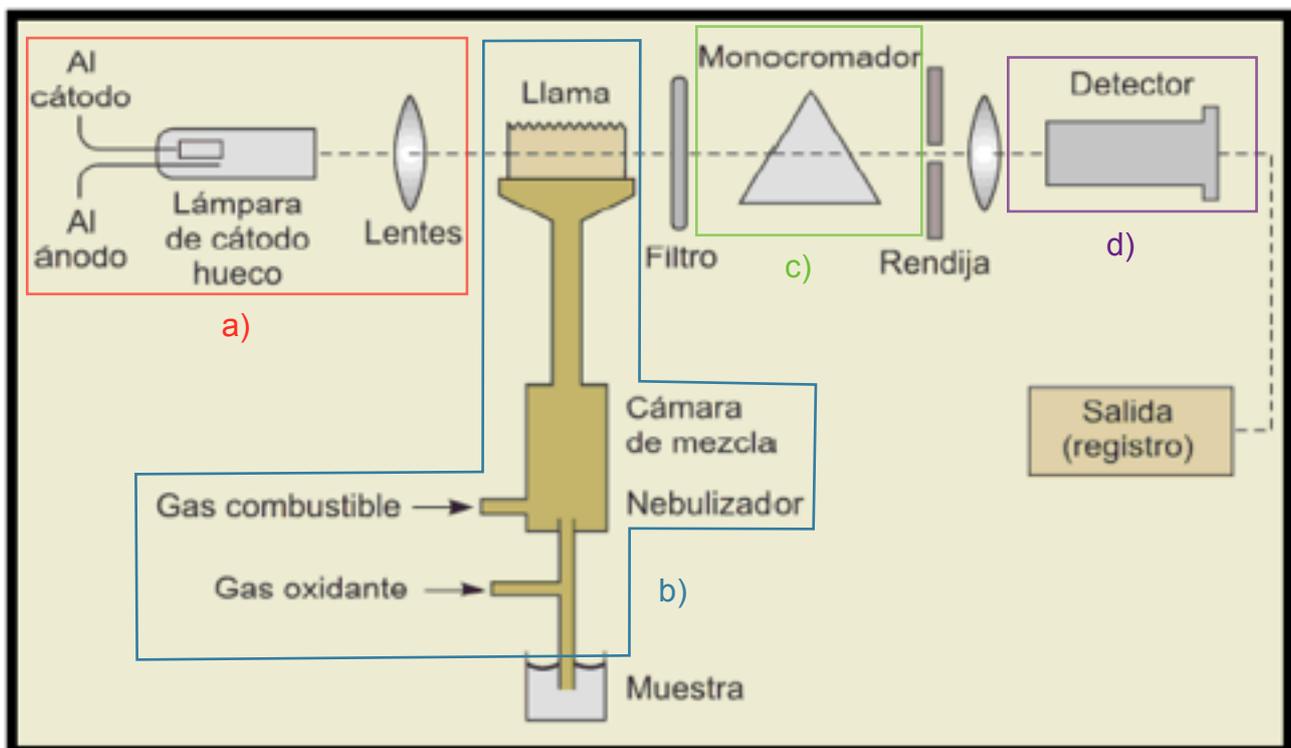


Figura 3. Esquema de componentes y principio de espectrometría de absorción atómica. En la figura se observa el funcionamiento interno de los aparatos que emplean AA como método analítico, estos se componen de; a) Fuente de radiación: emite la línea espectral del elemento de interés. b) Sistema de atomización: para suministrar energía suficiente para disociar al analito y formar átomos libres. c) Monocromador: para aislar la línea espectral espectral medida. d) Detector: acoplado con un sistema medidor o de registro de los datos obtenidos. (Carretero y Pozo, 2007).

El fundamento de la espectrometría de AA consiste en medir la absorción de radiación de una longitud de onda determinada (Christian, 2009; Rocha, 2000). Al igual que otras técnicas analíticas espectrométricas, es necesario transitar la muestra a un estado de vapor atómico. Este proceso, denominado como atomización, consiste en volatilizar la muestra y descomponerla en sus átomos y iones en forma gaseosa (Skoog *et al.*, 2001).

La técnica de AA, en una forma concisa, se describe a continuación. La muestra en forma líquida es aspirada a través de un tubo capilar y conducida a un nebulizador, donde se desintegra en un “rocío” o pequeñas gotas de líquido (Rocha, 2000). Las gotas formadas son conducidas a una flama, donde se produce una serie de eventos que originan la formación de átomos, mismos que absorben cualitativamente la radiación emitida por la lámpara. (Rocha, 2000) La cantidad de radiación absorbida está en función de su concentración (Skoog *et al.*, 2001).

El fundamento de la espectrometría de AA consiste en medir la absorción de radiación de una longitud de onda determinada (Christian, 2009; Rocha, 2000). Al igual que otras técnicas analíticas espectrométricas, es necesario transitar la muestra a un estado de vapor atómico. Este proceso, denominado como atomización, consiste en volatilizar la muestra y descomponerla en sus átomos y iones en forma gaseosa (Skoog *et al.*, 2001).

La técnica de AA, en una forma concisa, se describe a continuación. La muestra en forma líquida es aspirada a través de un tubo capilar y conducida a un nebulizador, donde se desintegra en un “rocío” o pequeñas gotas de líquido (Rocha, 2000). Las gotas formadas son conducidas a una flama, donde se produce una serie de eventos que originan la formación de átomos, mismos que absorben cualitativamente la radiación emitida por la lámpara. (Rocha, 2000)

La cantidad de radiación absorbida está en función de su concentración (Skoog *et al.*, 2001). La señal de la lámpara, una vez que pasa por la flama, llega a un monocromador que tiene la finalidad de discriminar todas las señales que acompañan la línea de interés. Esta señal de radiación electromagnética llega a un detector o transductor, posteriormente, pasa a un amplificador y por último a un sistema de lectura (Rocha, 2000).

Espectrometría de absorción atómica en vapor frío

La técnica de espectrometría de absorción atómica en vapor frío (AAS) es un método de atomización aplicable únicamente a la determinación de Hg, ya que es el único elemento metálico con una presión de vapor considerable a temperatura ambiente. El método para esta determinación es la vaporización en frío seguida de absorción atómica. La muestra es sometida a un tratamiento que consiste en una mezcla de ácidos (nitríco y sulfúrico) la cual oxida las todas las formas de Hg a Hg²⁺. Posteriormente, se utiliza cloruro de estaño para reducir el Hg²⁺ a la forma Hg⁰, el cual es arrastrado hacia la celda de observación del espectrómetro de AA mediante un flujo de gas inerte. Finalmente, se mide la absorbancia a 253.7 nm (Skoog *et al.*, 2001).

Analizador Directo de Mercurio

El Analizador Directo de Mercurio (DMA, por sus siglas en inglés; Direct Mercury Analyzer) es un instrumento analítico que permite determinar concentraciones traza de Hg. Este instrumento analítico puede analizar muestras sólidas y líquidas (Chaves, 2016). Las muestras no requieren de tratamiento previo al análisis; digestión ácida u otro tratamiento químico (MILESTONE, 2015).

Para determinar las concentraciones traza de Hg, el DMA emplea el principio de descomposición térmica, amalgamación y como técnica analítica espectrometría de absorción atómica. (MILESTONE, 2015; Chaves, 2016). El funcionamiento del DMA consiste en la descomposición térmica de la muestra mediante calentamiento controlado dentro de una cámara de cuarzo enriquecida con oxígeno. El Hg y otros productos de combustión se liberan de la muestra y pasan por un catalizador donde se eliminan a óxidos de nitrógeno y azufre, así como halógenos y otros compuestos que pueden interferir con el resultado del análisis (MILESTONE, 2015). El oxígeno conduce a estos compuestos de interferencia hacia un amalgamador de Au, donde se retiene de forma selectiva al Hg. El amalgamador se calienta en un horno interno para volatilizar al Hg. El Hg gaseoso es transportado por un gas de arrastre a un único bloque con un arreglo de celdas dobles o triples, ubicadas a lo largo del paso óptico del espectrofotómetro, donde se mide cuantitativamente por absorción atómica a 253.65 nm. En la figura 4 se muestra una representación esquemática del principio de funcionamiento del DMA

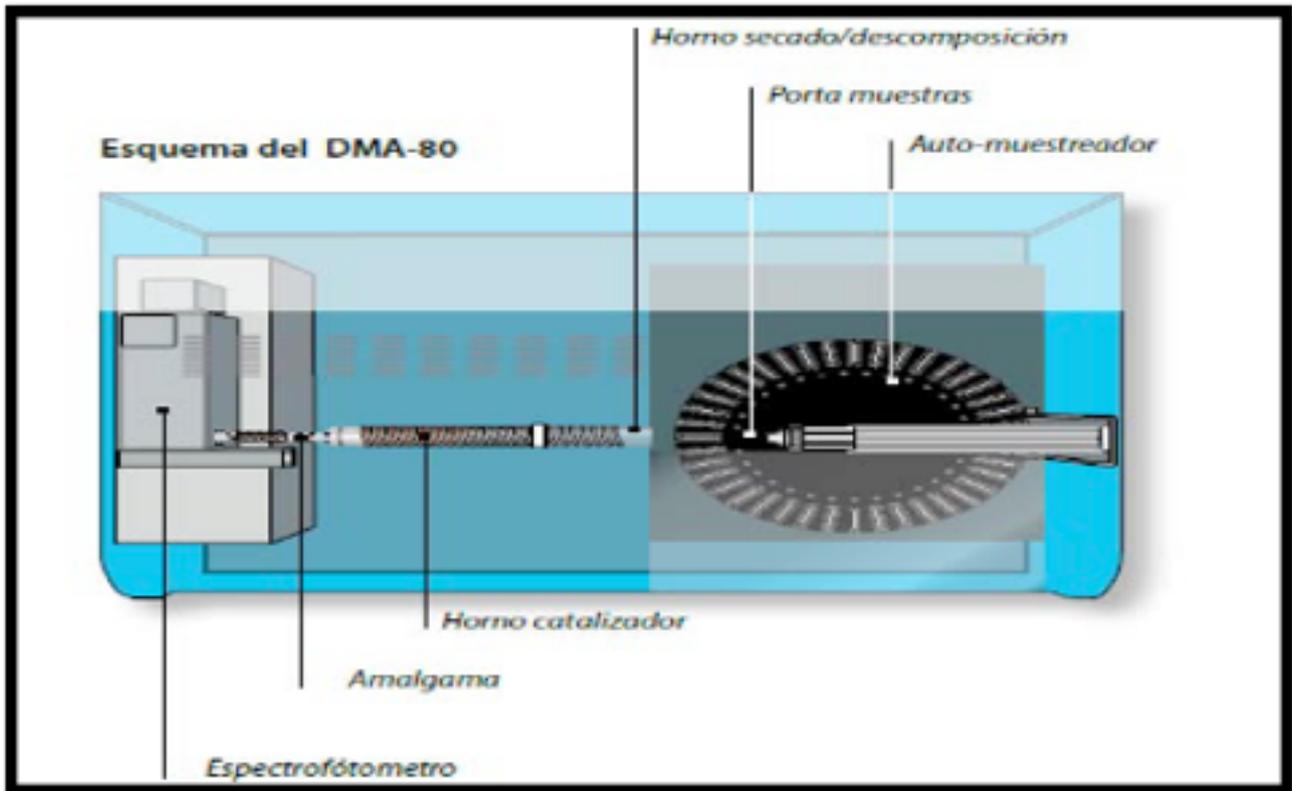


Figura 4. Representación esquemática del principio de funcionamiento del Analizador Directo de Mercurio. Para el análisis de una muestra se pesa o toma un volumen en una navicilla “coat boat” y se transfiere al auto-muestreador del DMA-80. Posteriormente el porta muestras automatizado toma una navicilla con la muestra a analizar y la ingresa al horno de secado/descomposición para su descomposición térmica. El Hg y otros residuos de combustión se liberan de la muestra y pasan por el horno catalizador, donde se eliminan los compuestos que pueden interferir con el análisis. El Hg se retiene de forma selectiva en una amalgama de oro la cual posteriormente se calienta para la liberación del Hg, que es transportado a un espectrofotómetro donde se mide cuantitativamente por absorción atómica (Direct Analyzer Mercury, DMA-80).

3. Zonas de muestreo

Para este trabajo se consideraron muestras de cabello de habitantes de las zonas de muestreo: la zona minero/metalúrgica de Cedral, S.L.P., y la zona urbana de la Ciudad de México. Los habitantes de la zona minero/metalúrgica de Cedral, S.L.P., se encuentran principalmente expuestos a residuos mineros procedentes de la extracción de Ag y Au mediante su amalgamación con Hg. Por otro lado, como principales fuentes de Hg en la zona urbana de la Ciudad de México se pueden considerar fuentes industriales, el uso amalgamas molares y el consumo de pescado.

3.1 Cedral, S.L.P.

3.1.1 Localización geográfica

La zona de estudio se encuentra en el estado de San Luis Potosí (S.L.P.) (Figura 5), ubicado en la parte central de la República Mexicana. La localización geográfica de S.L.P. corresponde a las coordenadas $21^{\circ} 09' 33''$ latitud norte y $102^{\circ} 18' 10''$ longitud oeste.

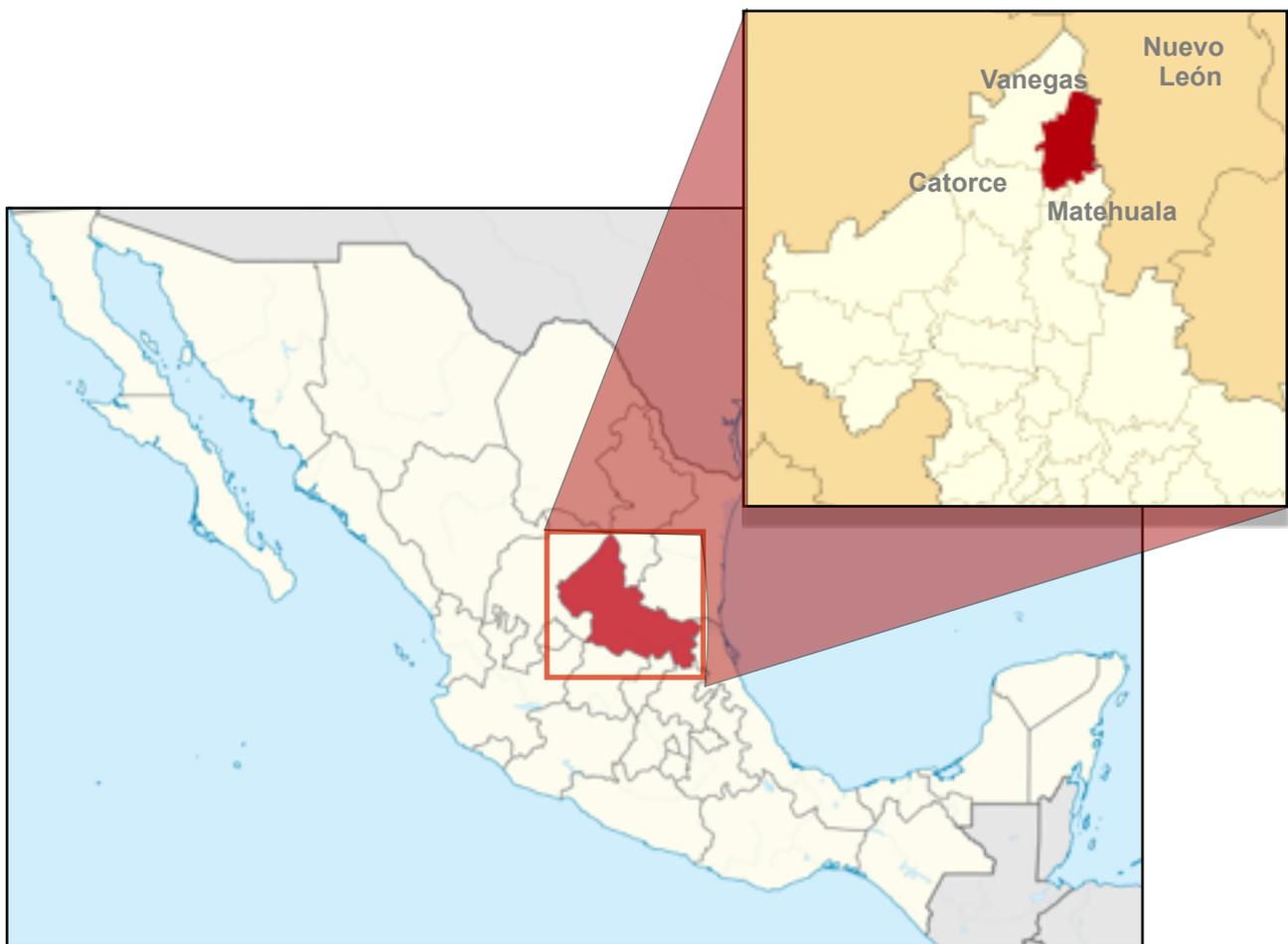


Figura 5. Ubicación geográfica de Cedral, S.L.P.

El municipio de Cedral se localiza en la zona del altiplano, ubicado al norte del estado de S.L.P. El Cedral colinda al norte con el estado de Nuevo León y el municipio de Vanegas, al oeste con el municipio de Catorce, al sur con los municipios de Villa de la paz y Matehuala y al este con el estado de Nuevo León. La población reportada en Cedral ascendió a 19,176 habitantes durante el año 2017, según datos oficiales del Informe anual sobre la situación de pobreza y rezago social 2017 del estado de S.L.P. La cabecera municipal tiene las siguientes coordenadas 100° 43" de longitud oeste y 23° 49" de latitud norte, con una altura de 1,700 mts. sobre el nivel del mar.

3.1.2 Características físicas

La geología en Cedral se constituye de rocas sedimentarias, vulcano-sedimentarias y rocas ígneas. Las rocas sedimentarias cubren gran parte de Cedral, mismas que están constituidas por calizas, areniscas, lutitas, margas, conglomerados y depósitos aluviales.

Las regiones oriente, centro y poniente de Cedral están formadas por zonas planas. Por otro lado, en la parte norte y sur se localizan pequeñas serranías que delimitan la cuenca. En la región del valle de Cedral afloran conglomerados, compuestos de grava de calizas y material arcilloso. Estos se encuentran cubiertos por aluviones arcillo-arenosos calcáreos, depósitos de pie de monte y conos aluviales, mismos que se formaron en laderas de la Sierra de Catorce, que limita al sur de Cedral (COREMI, 1992). Los suelos, debido a su origen, son mayormente sedimentarios. El material predominante se constituye de detritos de roca caliza, calcilutitas y areniscas. Estas se presentan en una superposición de estratos calichosos endurecidos que varían su profundidad; moderadamente profundos a poco profundos. En ellos se explota la actividad agrícola y ganadería con bajo rendimiento; pecuaria y ganado caprino.

La hidrología del lugar es mínima, no existen corrientes superficiales de importancia. Los acuíferos profundos en Cedral son explotados con la intención de poder irrigar. Existen norias y pozos profundos distribuidos por todo el municipio y zonas vecinas. Actualmente cuenta con zonas de unidad de riego. Respecto al clima en Cedral, la precipitación anual registrada es de 420 mm. Cedral tiene con una temperatura promedio de 16.8 °C. El clima en el norte del territorio es semicálido, en contraste con el clima semiseco-templado que predomina en el suroeste. En la mayor parte de la localidad predomina el clima seco-templado.

3.3 Actividad minera en Cedral, S.L.P.

Históricamente, Cedral se originó como una localidad de explotación minera perteneciente al Distrito minero Catorce. Esto se debe a la presencia de minerales de Ag en su territorio. La explotación de minerales realizada en Catorce era trasladada a “haciendas de beneficio” en Cedral, donde se establecieron 15 haciendas en grandes hectáreas de tierra. En estas “haciendas de beneficio” se extraía Ag por medio del método de “beneficio de patio”. La extracción de Ag generó cientos de toneladas de residuos mineros con altas concentraciones de Hg. Mismos que se acumularon en sitios dispersos por Cedral.

Actualmente, en Cedral existen dos depósitos de residuos mineros importantes: en la Hacienda “Jesús María” (localizada al NO de la cabecera de Cedral) y en la Hacienda “El Caballo” (localizada al S de la cabecera de Cedral).

3.2 Ciudad de México

3.2.1 Localización geográfica

La Ciudad de México se localiza en la zona centro sur del país, al ($19^{\circ} 35' 34''$ - $19^{\circ} 02' 54''$ y latitud norte; $98^{\circ} 56' 25''$ - $99^{\circ} 21' 54''$ de longitud oeste). Colinda al norte, este y oeste con el Estado de México, y al sur con el estado de Morelos.



Figura 6. Ubicación geográfica de la Ciudad de México.

3.2.2 Fuentes de emisión de Hg en la Ciudad de México

Las grandes áreas urbanas suelen tener niveles de Hg más altos que las regiones menos urbanizadas, esto debido a posibles fuentes de emisión antropogénica de Hg, tales como la altas densidades de producción de energía, actividades industriales y los sitios de disposición final de residuos así como su incineración (Rutter *et al.*, 2009).

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) es el segundo centro urbano más grande del mundo (Rutter *et al.*, 2009). La ZMCM tiene una población de aproximadamente 22.5 millones de habitantes, que a su vez generan diariamente 26 toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU). Estos RSU son depositados en varios sitios de disposición final; 2 rellenos sanitarios y 4 vertederos controlados (De la Rosa *et al.*, 2006; Rutter *et al.*, 2009).

En la ZMCM comúnmente se desechan en sitios de disposición final artefactos que contienen Hg, tales como termómetros, lámparas fluorescentes y baterías (De la Rosa *et al.*, 2006). Algunos estudios han estimado la cantidad promedio de Hg que se emite como resultado de su evaporación en tiraderos de basura; 16.9 ton provienen de termómetros, 15.7 ton se emiten de lámparas fluorescentes y aproximadamente 7 ton de Hg se liberan como resultado de la oxidación de baterías (De la Rosa *et al.*, 2006).

Por otro lado, Morton *et al.*, (2018), en un estudio de contaminación ambiental por Hg en la Ciudad de México, determinó que existe una importante fuente de emisión de Hg atmosférico cuya distribución posiblemente se relaciona con industrias ubicadas al norte de la ZMCM.

4. Objetivos

Objetivo General

- I. Determinar la concentración de Hg total (HgT) en muestras de cabello de habitantes de la zona minero/metalúrgica de Cedral, S.L.P. y la zona urbana de la Ciudad de México.

Objetivos particulares

- I. Determinar cuál es el grupo de habitantes (por género) de las zonas de muestreo con mayor exposición al Hg.
- II. Relacionar la concentración de HgT en muestras de cabello de habitantes de la zona minero/metalúrgica de Cedral S.L.P., a posibles fuentes de exposición de Hg.
- III. Relacionar la concentración de HgT en muestras de cabello de habitantes de la zona urbana de la Ciudad de México, a posibles fuentes de exposición de Hg.

5. Hipótesis

La concentración de Hg en las muestras de cabello presentan una correlación positiva con el consumo de pescado.

6. Materiales y métodos

6.1 Muestreo

El muestreo de la presente investigación se realizó por conveniencia en los lugares de estudio; Cedral S.L.P. (sitio 1) y la Ciudad de México (sitio 2). Este muestreo consiste en seleccionar aquellos individuos accesibles que acepten ser incluidos en el estudio. Esto, fundamentalmente en la conveniente accesibilidad y proximidad de los sujetos (Otzen y Manterola, 2017). Los individuos que accedieron voluntariamente a donar cabello para la realización del presente estudio, se les cortó de 5 a 50 cm de cabello desde el área inferior hasta las puntas del mismo. Para cortarlo se requirió del uso de tijeras de acero inoxidable. Durante la toma de muestras, las tijeras se sometieron a un proceso de limpieza con acetona, con la finalidad de evitar su contaminación con polvo y grasa corporal.

Las muestras colectadas se introdujeron en bolsas de polietileno con cierre hermético de 5 x 20 cm marca Ziploc®. Posteriormente, se trasladaron al laboratorio ICP-MS del Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México. Finalmente se resguardaron en interior de un refrigerador a temperatura controlada con la finalidad de evitar el crecimiento de hongos y bacterias.

Previo al trabajo de campo, se diseñó una encuesta que se aplicó a los individuos donadores de cabello. La encuesta contempló lineamientos establecidos en recientes investigaciones para la determinación de Hg en cabello en países como China y en la Unión Europea (Chen *et al.*, 2014; Liu, 2014; Esteban *et al.*, 2015). Los lineamientos consisten en la exploración de posibles fuentes de exposición por medio de preguntas relacionadas con el consumo de pescado, hábitos fumadores, aplicación de tintes de cabello, tratamiento médico y número de obturaciones molares con amalgamas. Además, se preguntó el peso, altura y edad.

El diseño del presente muestreo consideró los lineamientos, principios y aspectos éticos estipulados en el Reglamento de la Ley General de Salud en Material de Investigación para la Salud, publicado el día 7 de febrero de 1984 en el Diario Oficial de la Federación y modificado el día 2 de febrero de 2014; los cuales indican que la investigación en humanos deberá someterse a su cabal cumplimiento y garantizar la dignidad y el bienestar de la persona sujeta a esta investigación.

6.2 Preparación de muestras

Las muestras se sometieron a un proceso de lavado ultrasónico para retirar polvo y sustancias adheridas. La finalidad del lavado es eliminar residuos que puedan interferir con los resultados durante la determinación de la concentración de Hg en las muestras. El proceso de lavado consistió en un lavado ultrasónico triplicado con 100 mL de una solución 3:1 de agua desionizada: Jabón Extran[®]. Posteriormente, con 100 mL de acetona y finalmente con 100 mL de agua desionizada. Cada lavado ultrasónico se realizó por un periodo de 10 min en un equipo ULTRA sonik marca NEY[®].

Las muestras previamente lavadas se colocaron en un contenedor de 5x10 cm de papel encerado marca Reynolds[®], previamente rotulado para su identificación. Posteriormente, se colocaron dentro de un horno de secado marca Binder[®] a una temperatura de 60 °C durante 24 horas para eliminar restos de líquidos del proceso de lavado. Finalmente, previo a su análisis, las muestras se colocaron dentro de un contenedor hermético de unicel.

6.3 Análisis por DMA-80 (Direct Mercury Analyzer)

Se pesaron 200 mg de cada muestra de cabello en una navicilla (coat boat), para su posterior análisis en el equipo Direct Mercury Analyzer (DMA-80). Previamente se realizó una curva de calibración con 8 puntos (0, 0.1, 0.5, 1.0, 2.0, 3.0, 5.0, 10 y 15.0 $\mu\text{g/mL}$) a partir de una solución acuosa certificada de 10 $\mu\text{g/mL}$ de Hg (High purity standard). Para conocer el desempeño instrumental se analizaron varios blancos; un material de referencia con concentración de Hg teórica (MR, "In House"), un material de referencia certificado ERM-DB001 (human hair), del Institute for Reference Material and Measurements y un material de referencia certificado MRC-2780 (Hard rock mine waste) del National Institute of Standards & Technology.

6.4 Control de calidad

La calidad del procedimiento analítico aplicado para la determinación de Hg, es evaluada en términos de porcentaje de recuperación del material de referencia. En la tabla 5 y tabla 6 se muestran la exactitud (%error), precisión y porcentajes de recuperación, en su caso, para evaluar la calidad analítica.

Tabla 6. Control de calidad para MRC-ERM-DB001 (human hair) y el MRC-2780 (hard rock mine waste).

MRC	n	Valor certificado (µg/kg)	Promedio (µg/kg)	Precisión (%DPR)	Exactitud (%error)	%Recuperación
ERM-DB001	5	365	365.13	5.002	0.036	100.03
2780	10	710	710.796	1.025	0.112	100.11

Tabla 7. Control de calidad para material de referencia interno “MR-In house” (cabello humano).

	n	Límite de detección (µg/L)	Promedio (µg/kg)	Precisión (%DPR)
Hg	10	5	1047.01	1.308

6.5 Tratamiento estadístico de los resultados

Para el tratamiento y su posterior interpretación de la posible relación entre la concentración de Hg en muestras de cabello encontrada y las fuentes de exposición y género, se emplearán diferentes pruebas estadísticas como herramienta para la discusión de los resultados. Primeramente, se realizará un análisis de homocedasticidad de varianza (prueba de Levene) para corroborar el comportamiento “normal” o no de los datos. El análisis de prueba de homocedasticidad o prueba de Levene, evalúa la igualdad de varianzas de una variable, calculada para dos o más poblaciones. Este análisis estadístico es potente para conocer la distribución de una o más poblaciones de datos.

Posteriormente, para conocer la(s) posible(s) relación(es) entre las fuentes de exposición a Hg (peso, altura, tratamiento médico, tratamiento de cabello, hábitos fumadores, consumo de pescado y uso de amalgamas) y la variable de respuesta (Hg [µg/kg]) se realizará un análisis de correlación de Spearman. Este se aplicará a los resultados totales y a los resultados agrupados por género y por localidad, con la finalidad de lograr una interpretación de los resultados que facilite la visualización del análisis y el entendimiento de la posible existencia de la relación entre las fuentes de exposición a Hg y la concentración de Hg en las muestras de cabello.

Finalmente se realizará un análisis de comparación de medias mediante la prueba de U de Mann-Whitney-Wilcoxon para comparación de muestras independientes.

7. Resultados y discusión

Las encuestas, toma y análisis de muestras se realizaron en el periodo de julio de 2016 a enero de 2017. Se colectaron muestras 21 individuos en Cedral, S.L.P. (sitio 1); 3 hombres y 18 mujeres. La edad mínima en hombres es de 33 años y en mujeres es de 12 años. La edad máxima en hombres es de 59 años y en mujeres es de 55 años. Con relación al género y edad; 4 mujeres son ≤ 15 años y 7 mujeres tienen una edad que varía entre los 16-30 años. En el intervalo de 31-45 años existe 1 hombre y 5 mujeres. Por último, el grupo de edad de ≥ 46 se integra de 2 hombres y 2 mujeres. Los resultados del sitio se muestran en la tabla 8.

En la CDMX (sitio 2), se colectaron 37 individuos; 8 hombres y 29 mujeres. La edad mínima en hombres es de 18 años y en mujeres es de 12 años. La edad máxima en hombres es de 53 años y de 56 años en mujeres. Con relación al género y edad; 2 mujeres son ≤ 15 años. El grupo de individuos con una edad que varía entre 16-30 años se integra de 5 hombres y 11 mujeres. Asimismo, 1 hombre y 10 mujeres integran el grupo de edades que varían entre 31-45 años. Por último, el grupo de edad de ≥ 46 años se forma de 2 hombres y 6 mujeres. Los resultados del sitio 2 se muestran en la tabla 9.

Tabla 8. Edad y género de individuos participantes en Cedral, S.L.P. y Ciudad de México.

Sitios de estudio	n	Femenino						Masculino					
		Grupos de edades				M i n	M a x	Grupos de edades				M i n	M a x
		≤ 15	16-30	31-45	≥ 46			≤ 15	16-30	31-45	≥ 46		
Cedral, S.L.P.	21	4	7	5	2	12	55	0	0	1	2	33	59
Ciudad de México	37	2	11	10	6	12	56	0	5	1	2	18	8

Los resultados de la aplicación de la encuesta de exploración de fuentes de exposición para el sitio 1 se muestran en la tabla 9. Los resultados correspondientes al sitio 2 se muestran en la tabla 10.

Tabla 9. Resultados de encuestas en Cedral, S.L.P.

Sitio 1 (Cedral, S.L.P.)													
Género	n	Tratamiento médico		Tratamiento de cabello.		Hábitos fumadores		Consumo de pescado/mes			No. de amalgamas		
		SI	NO	SI	NO	SI	NO	0	1-3	4-6	0-3	4-7	8-12
Hombre	3	1	2	0	3	3	0	1	1	1	2	1	0
Mujer	18	1	17	10	8	2	16	8	9	1	16	0	2
Total	21	2	19	10	11	5	16	9	10	2	18	1	2

Tabla 10. Resultados de encuestas en la CDMX.

Sitio 2 (CDMX)												
Género	n	Tratamiento médico		Tratamiento de cabello.		Hábitos fumadores.		Consumo de pescado/mes			No. de amalgamas	
		SI	NO	SI	NO	SI	NO	0-5	6-11	>12	0-4	5-9
Hombre	8	2	6	0	8	1	7	5	1	2	6	2
Mujer	29	4	25	18	11	5	24	26	3	0	24	5
Total	37	6	31	18	19	6	31	31	4	2	30	7

La validación del procedimiento analítico empleado en este estudio se evaluó mediante el cálculo del porcentaje de recuperación, precisión y exactitud del MRC-ERM-BD001 y MRC-2780. La exactitud del procedimiento fue de 0.036% y 0.112%, respectivamente, que indica un bajo error asociado al método analítico. La precisión fue del 5.002% y 1.025%, la cual indica una eficiente reproductividad de los resultados. El porcentaje de recuperación se calculó en 100.03% y 100.11%. El límite de detección del equipo es de 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$. La interpretación de los índices de calidad, muestran que el método analítico es bueno y que puede ser aplicado exitosamente a muestras problema para proporcionar resultados confiables.

Los resultados del análisis de muestras en el sitio 1 tiene por valor mínimo 41.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de HgT y un valor máximo de 386.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de Hg. El sitio 1 presenta los valores estadísticos de media de 145 $\mu\text{g}/\text{kg}$, mediana de 113.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y desviación estándar de +/- 99.6. Los resultados correspondientes al sitio 2 indican como valor mínimo 59.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de Hg y como valor máximo de 2382.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de Hg. El sitio 2 presenta los valores estadísticos de media de 473.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$, mediana de 237.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y desviación estándar de +/- 533.7. Los datos estadísticos del sitio 1 y sitio 2 se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 11. Datos estadísticos de los resultados.

	Ubicación	n	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desv. est.
HgT [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Cedral, S.L.P	21	145	113.2	41.6	386.7	99.6
	Ciudad de México	37	473.4	237.5	59.3	2382.4	533.7

Las concentraciones de Hg en muestras de cabello de habitantes del sitio 1 y del sitio 2, se compararon con el valor límite de Hg recomendado por la Agencia para las Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR), la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US Environmental Protection Agency, USEPA) y el Programa de la Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), establecido en 1 ppm (1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$) de Hg en cabello, que no representa riesgo para la salud. De las 58 muestras de cabello de individuos totales, solamente 6 individuos (17% de la población), superaron ese valor establecido en aproximadamente 50.59%. Los 6 individuos habitan en el sitio 2.

Por otro lado, se comparó la concentración promedio de Hg encontrada en muestras de cabello de individuos del sitio 1 y sitio 2, y valores reportados en estudios similares que determinaron Hg en muestras de cabello. En la tabla 12 se muestran las comparaciones de los valores de HgT en cabello del presente estudio y estudios similares.

Tabla 12. Comparación de la concentración de Hg en cabello del presente estudio y estudios similares.

Referencia	País	Localidad	Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	
			Min	Máx
Turizo, <i>et al.</i> , 2016	Colombia	San Martín de Loba	0.12	31.39
Chen, <i>et al.</i> , 2011	China	Hainan	57	4810
Liu, <i>et al.</i> , 2014	China	Beijing	60	3020
Este estudio	México	Cedral, S.L.P.	41.6	386.7
		Ciudad de México.	59.3	2382.4

Se puede observar que los valores reportados oscilan en un amplio rango. Los valores encontrados en el presente estudio son significativamente más altos que para Turizo *et al.*, (2016). Por otro lado, los valores de Hg reportados en Chen *et al.*, (2011) y Liu *et al.*, (2014) son significativamente más altos que los valores encontrados en el presente estudio para ambos sitios de estudio de México. Sin embargo, el valor máximo reportado en el presente estudio; 2382.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$, supera el valor límite recomendado por la ATDSR, USEPA y PNUMA.

Análisis estadístico.

Para conocer la posible relación entre las fuentes de exposición y la concentración de Hg en muestras de cabello de habitantes del sitio 1 y sitio 2, se realizó un análisis estadístico de prueba de homocedasticidad; prueba de Levene, y posteriormente, se realizó un análisis de correlación de Spearman y prueba de U de Mann-Whitney.

Prueba de homocedasticidad de varianzas.

La aplicación de la prueba de Levene para el presente estudio resultó en 0.02838, menor al intervalo de confianza ($p=0.05$) por lo que se concluye la existencia de diferencias significativas en las variaciones de la población.

Prueba de Correlación de Spearman para HgT.

Para conocer la(s) posible(s) relación(es) entre las posibles fuentes de exposición de Hg (peso, altura, tratamiento médico, tratamiento de cabello, hábitos fumadores, consumo de pescado y uso de amalgamas) y la variable de respuesta (Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]) se realizó un análisis de correlación de Spearman. El análisis de correlación de Spearman se aplicó a los resultados totales y posteriormente a los resultados agrupados por género y localidad.

Se aplicó la prueba de correlación de Spearman a las concentraciones de Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]). Se utilizó un intervalo de confianza del 95% ($p=0.05$) y un coeficiente de correlación de Spearman $r_s= 0.259$. Los resultados de los análisis de correlación de Spearman para Hg se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 13. Correlación de Spearman para las concentraciones de HgT.

	Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Edad	Peso	Altura	Consumo de pescado	Amalgamas
Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	1.000000					
Edad	0.226531	1.000000				
Peso	-0.023764	*0.513947	1.000000			
Altura	0.168472	0.003830	*0.421154	1.000000		
Consumo de pescado	*0.456025	0.202756	0.126367	0.145245	1.000000	
Amalgamas	0.061992	*0.354881	0.233515	-0.041927	0.199735	1.000000

Se puede observar que existe una relación significativa del 51% entre el consumo de pescado y la concentración de Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]. Liu, *et al.*, (2014), determinó que la concentración de Hg en cabello se encuentra relacionada con la frecuencia de consumo de pescado (Liu, *et al.*, 2014). Por otro lado, se ha determinado que existe una relación significativa entre la concentración de Hg en humanos y ciertos sectores de la población que frecuentemente consumen pescado, en comparación con la población que no lo consume (Chen, *et al.*, 2014; Bjornberg *et al.*, 2003).

En México, Zamora *et al.*, (2017), caracterizaron la exposición a MeHg mediante el análisis del promedio de ingesta de pescado en habitantes de Mazatlán, Sinaloa. Ellos determinaron que el consumo de pescado es un fuente de exposición importante que se relaciona con la exposición de MeHg (Zamora *et al.*, 2017). Asimismo, determinaron que los niños son el grupo de habitantes con mayor riesgo. Por su parte, Gaxiola *et al.*, (2014) determinaron la alteración de la concentración de Hg ocasionada por el consumo de pescado y la exposición al tabaco en mujeres embarazadas en Baja California sur. Ellos, mediante el análisis de muestras de cabello, determinaron que la frecuencia de consumo de pescado contribuye significativamente en la concentración de HgT en cabello de estas mujeres embarazadas (Gaxiola *et al.*, 2014). Asimismo, encontraron que existen otras fuentes de exposición que pueden potencialmente contribuir a la carga corporal de Hg (Gaxiola *et al.*, 2014).

La correlación de Spearman para la concentración de Hg, no muestra una relación entre la concentración de Hg y otras variables como la edad, peso, altura y número de obturaciones molares hechas de amalgamas. Para fines prácticos, no se muestran los resultados de la correlación de Spearman para las variables hábitos fumadores, tratamiento médico y tratamiento de cabello, debido a que en ningún caso se encontró relaciones significativas entre las variables y la agrupación de los resultados de las concentraciones de HgT (por género y localidad).

Prueba de Correlación de Spearman para concentración de HgT y género.

Posteriormente, se determinó la posible relación significativa entre el género y la concentración de Hg en muestras de cabello de habitantes del sitio 1 y sitio 2. Se utilizó un intervalo de confianza del 95% ($p=0.05$) y un coeficiente de correlación de Spearman $r_s= 0.259$. Los resultados para los individuos femeninos se muestran en la tabla 14. Los resultados para los individuos masculinos se muestran en la tabla 15.

Tabla 14. Correlación de Spearman para la concentración de Hg en cabello de habitantes femeninos de Cedral S.L.P.y la Ciudad de México

	Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Edad	Peso	Altura	Consumo de pescado	Amalgamas
Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	1.000000					
Edad	0.221766	1.000000				
Peso	-0.060631	*0.530462	1.000000			
Altura	0.143749	-0.120249	*0.300748	1.000000		
Consumo de pescado	*0.538305	*0.274035	0.155668	0.017005	1.000000	
Amalgamas	0.194468	*0.488465	*0.322509	-0.051865	0.212353	1.000000

Se puede observar que existe una relación significativa entre el género femenino y el consumo de pescado que repercute en la concentración de Hg. La interpretación de la relación significativa existente es debido a que ciertas sustancias químicas liposolubles se acumulan en individuos con mayor cantidad de tejido graso (Valls-Llobet, 2010). Los individuos femeninos presentan un 15% de materia grasa superior a los individuos masculinos. Por lo anterior, es posible que los individuos femeninos sean mayores bioacumuladores químicos de contaminantes tóxicos (Valls-Llobet, 2010). Por otro lado,

se observa que no existen relaciones significativas entre el género masculino y algún otro factor que genere algún impacto en la concentración de Hg. Por otro lado, no se muestra una relación entre la concentración de Hg y otras variables como la edad, peso, altura y número de obturaciones molares hechas de amalgamas.

Tabla 15. Correlación de Spearman para la concentración de Hg en cabello de habitantes masculinos de Cedral S.L.P. y la Ciudad de México.

	Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Edad	Peso	Altura	Consumo de pescado	Amalgamas
Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	1.000000					
Edad	-0.009091	1.000000				
Peso	-0.151734	*0.501183	1.000000			
Altura	-0.338681	-0.041191	*0.520839	1.000000		
Consumo de pescado	0.248872	-0.294959	-0.372961	0.116012	1.000000	
Amalgamas	-0.313981	-0.249191	-0.206699	0.173127	0.224868	1.000000

Posteriormente, para conocer dónde habitan los individuos (femeninos) con mayor concentración de Hg debido al consumo de pescado, se aplicó la prueba de correlación de Spearman a los resultados agrupados por localidad. Los resultados se muestran en la tabla 16 y 17.

Tabla 16. Correlación de Spearman para la concentración de Hg en habitantes femeninos de Cedral S.L.P.

	Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Edad	Peso	Altura	Consumo de pescado	Amalgamas
Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	1.000000					
Edad	0.111834	1.000000				
Peso	0.024057	*0.850586	1.000000			
Altura	0.159742	0.254526	0.319236	1.000000		
Consumo de pescado	0.218295	0.080309	-0.060406	0.112837	1.000000	
Amalgamas	-0.201976	*0.282971	0.149233	-0.263115	*0.333705	1.000000

Tabla 17. Correlación de Spearman para la concentración de Hg en cabello de habitantes femeninos de la Ciudad de México.

	Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Edad	Peso	Altura	Consumo de pescado	Amalgamas
Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	1.000000					
Edad	0.190216	1.000000				
Peso	-0.198137	0.186167	1.000000			
Altura	0.138736	-0.223468	*0.421581	1.000000		
Consumo de pescado	*0.354923	0.086663	-0.046088	0.065741	1.000000	
Amalgamas	-0.003918	*0.435326	0.206864	0.007866	-0.132423	1.000000

Se puede observar que existe una relación significativa entre el frecuente consumo de pescado y la concentración de HgT en los habitantes femeninos de la Ciudad de México, respecto a los habitantes femeninos de la Cedral, S.L.P. Con relación a la tabla 8 y 9, los individuos femeninos de la Ciudad de México estudiados consumen en promedio 3.8 veces más cantidad de pescado que los individuos femeninos de Cedral, S.L.P. Cabe destacar que existe la posibilidad de la existencia de factores que contribuyen al aumento de la concentración de Hg en individuos femeninos de la CDMX que no fueron contemplados en el presente estudio.

Por otro lado, no se muestra una relación entre la concentración de Hg y otras variables como la edad, peso, altura y número de obturaciones molares hechas de amalgamas.

Prueba de U de Mann-Whitney-Wilconxon para comparación de muestras independientes.

Para corroborar la existencia de diferencias significativas entre los grupos de individuos femeninos de los sitios 1 y 2, se realizó una prueba de comparación mediante la prueba de U de Mann-Whitney-Wilconxon. Con el fin de conocer si existe una relación entre la

concentración de HgT en las muestras de cabello de los individuos femeninos y el lugar donde habitan, se partió del siguiente supuesto:

H_0 = No hay diferencias significativas entre la concentración de Hg en los grupo de individuos femeninos que habitan en el sitio 1 y sitio 2.

H_a = La concentración de Hg en individuos femeninos que habitan en el sitio 1, es significativamente menor que la concentración de Hg en individuos femeninos que habitan en el sitio 2.

Para determinar si la diferencia entre las medianas es estadísticamente significativa, se comparó el valor p con el nivel de significancia. Por lo general, el nivel de significancia (α) es de 0.05; indica un riesgo del 5% de concluir que existe una diferencia cuando no existen diferencias reales.

El criterio de decisión (aceptación o rechazo de H_0) consiste en: si el valor p es menor o igual al nivel de significancia, se rechaza la hipótesis nula (H_0) y consecuentemente se acepta la hipótesis alternativa (H_a). El valor p que resulta de la aplicación de prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon es igual a $p= 0.004292$, que es mucho menor que $\alpha=0.05$. Por lo anterior, podemos concluir que a partir de los resultados: la concentración de HgT en individuos femeninos que habitan en el sitio 1, es significativamente menor que la concentración de HgT en individuos femeninos que habitan en el sitio 2.

8. Conclusión.

En este estudio se presentan los resultados de la determinación de la concentración de Hg en cabello, asociado a diferentes fuentes de exposición de habitantes de 2 sitios de estudio: Cedral S.L.P. (sitio 1) y la Ciudad de México (sitio 2).

Se determinó la concentración de HgT en muestras de cabello de habitantes de la zona minero/metalúrgica de Cedral S.L.P. y la zona urbana de la Ciudad de México.

Las muestras de cabello de los habitantes de Cedral, S.L.P. presentaron en promedio una concentración baja de Hg, en comparación con la concentración promedio de Hg en muestras de cabello de habitantes de la Ciudad de México. El análisis de los datos indica que en la Ciudad de México, el 17% de los individuos participantes en este estudio superan el límite máximo recomendado por la USEPA, PNUMA y ATDSR; 1000 µg/kg.

Los resultados encontrados indican que existe una relación positiva entre la frecuencia de consumo de pescado y la concentración de HgT en muestras de cabello de los habitantes de ambos sitios de estudio.

Con relación al género, los individuos masculinos participantes no presentaron relaciones significativas con las fuentes de exposición consideradas en este estudio. Por otro lado, los individuos femeninos presentan una relación significativa positiva con el consumo de pescado.

El análisis de los datos, con relación a los individuos femeninos y el sitio de estudio sugiere que los individuos femeninos que habitan en la Ciudad de México presentan mayor exposición a Hg, en comparación a los individuos femeninos que habitan en Cedral, S.L.P. Esta elevada exposición a Hg en los individuos femeninos se asocia principalmente con la frecuencia de consumo de pescado. Cabe destacar que como resultado del muestreo realizado, se observó que los individuos participantes que habitan en la Ciudad de México consumen aproximadamente 3.8 veces más pescado y/o productos marinos que los individuos participantes que habitan en Cedral, S.L.P. Esto sugiere que el cabello es una matriz biológica que refleja la exposición a Hg orgánico (MeHg), comúnmente asociada a alimentos proteicos, como el pescado y productos provenientes del mar (enlatado o fresco). Lo anterior respalda la hipótesis propuesta en el presente estudio y como se ha reportado en otras investigaciones.

Este estudio permitió reconocer la exposición de Hg en los habitantes de dos zonas relacionados con diferentes entornos de exposición al Hg. En una zona minero/metalúrgica donde el Hg se encuentra principalmente en forma inorgánica se observó un menor impacto en comparación con una zona urbana donde la principal forma de Hg presente es el MeHg, y donde el impacto es mayor. La evaluación de estos resultados nos permite corroborar que la forma química del Hg es determinante en la toxicidad de este elemento. Este estudio permitirá el desarrollo de futuras investigaciones, en las cuales se recomienda considerar el análisis de otros bioindicadores que permita evaluar el impacto en humanos, como la orina, sangre, y saliva, asimismo, emplear metodologías para realizar especiación química del Hg.

9. Bibliografía.

- Acosta-Saavedra, L.C., Moreno, M.E., Rodríguez-Kessler, T., Luna, A., Gomez, R., Arias-Salvatierra, D., y Calderon-Aranda, E.S. (2011) Environmental exposure to lead and mercury in Mexican children: a real health problem, *Toxicology Mechanisms and Methods*, 21(9), 656-666.
- Arango, S. S (2012). Biomarcadores para la evaluación de riesgo en la salud humana. *Revista Facultad Nacional de Salud Publica*, 2012, vol. 30, no 1, p. 75-82
- Benês, B., Spěvácková, V., Smid, J., Cejchanova, M., Kaplanová, E., Cerna, M. y Blatný, J. (2002). Determination of normal concentration levels of Cd, Pb, Hg, Cu, Zn and Se in urine of the population in the Czech Republic. República Checa. *Central European journal of public health*, 10(1-2), 3-5.
- Besser, R. E. (2009). Exposición de niños al mercurio metálico: revisión nacional de incidentes de exposición. Atlanta, Estados Unidos. ATSDR.
- Bjornberg, K.A., Vahter, M., Petersson-Grawe, K., Glynn, A., Cnattingius, S., Darnerud, P.O., Atuma, S., Aune, M., Becker, W., Berglund, M., (2003). Methyl mercury and inorganic mercury in Swedish pregnant women and in cord blood: influence of fish consumption. *Environ. Health Perspect.* 111, 637–641.
- Blesa, M. y Castro, G. (2015). Historia Natural y Cultural del Mercurio. Argentina. Editorial AAPC. Tomado el día 28 de enero del 2018 de http://aargentinapciencias.org/wp-content/uploads/2017/10/libro_historia_natural_cultural_mercurio.pdf.
- CONAGUA. (2015). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México (0901), Distrito Federal.
- Caldwell, K. L., Mortensen, M. E., Jones, R. L., Caudill, S. P. y Osterloh, J. D. (2009). Total blood mercury concentrations in the US population: 1999-2006. Estados Unidos. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212(6), 588-598.
- Carretero L., M. I. y Pozo R., M. (2007). Mineralogía aplicada: salud y medioambiente. Buenos Aires, Argentina. Thomson-Paraninfo.
- Cervantes, C. y Moreno-Sánchez, R. (1999). Contaminación ambiental por metales pesados. México. AGT.
- Chan, H. M., (2011), Mercury in Fish: Human Health Risks. Michigan, Estados Unidos. En *Encyclopedia of Environmental Health*, 697-704.
- Chaves, I. R. (2016). Metodologías analíticas utilizadas actualmente para la determinación de mercurio en músculo de pescado. Costa Rica. *Pensamiento Actual*. 16(26), 113-122.

- Chen, G., Chen, X., Yan, C., Wu, X. y Zeng, G. (2014). Surveying mercury levels in hair, blood and urine of under 7-year old children from a coastal city in China. China. *International journal of environmental research and public health*, 11(11), 12029-12041.
- Choi, B., Yeum, K. J., Park, S. J., Kim, K. N., & Joo, N. S. (2015). Elevated serum ferritin and mercury concentrations are associated with hypertension; analysis of the fourth and fifth Korea national health and nutrition examination survey (KNHANES IV-2, 3, 2008-2009 and V-1, 2010). *Environmental toxicology*, 30(1), 101-108.
- Christian, G. D. (2009). *Química Analítica*, 6ª Edición. Mexico .MacGraw-Hill.
- Consejo de Recursos Minerales. (2002). *Anuario estadístico de la minería mexicana 2001*. Ciudad de México, México. Consejo de Recursos Minerales.
- De la Rosa, D. A., Velasco, A., Rosas, A., & Volke-Sepulveda, T. (2006). Total gaseous mercury and volatile organic compounds measurements at five municipal solid waste disposal sites surrounding the Mexico City Metropolitan Area. *Atmospheric Environment*, 40(12), 2079-2088.
- Díaz, J. C. (2011). *Informe sobre el mercado del mercurio en México*. Ciudad de México, México. Comisión para la Cooperación Ambiental.
- Díaz, J. C. (2013). *Evaluación de los suministros de mercurio primario y secundario en México*. México. Ciudad de México. Comisión para la Cooperación Ambiental.
- Eisler, R. (2006). *Mercury hazards to living organisms*. Florida, Estados Unidos. CRC Press.
- Eisler, R. (2007). *Eisler's encyclopedia of environmentally hazardous priority chemicals*. Amsterdam, Reino Unido. Elsevier.
- Environment Canada. (2004) *Mercury and the Environment. Mercury Management Federal Legislation and Guidelines*. Canada. Tomado el día 22 de Enero del 2018 de, <http://www.ec.gc.ca/mercure-mercury/default.asp?lang=En&n=D40A0594-1>.
- Escolero, Ó. A., Morales-Casique, E., & Arce, J. L. (2015). *Geología del Valle de México*. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 67(2), 1-2.
- Español C., S. (2012). *Contaminación con mercurio por la actividad minera*. Bogotá, Colombia. *Biomédica*, 32(3), 309-11.
- Español, S. (2001). *Toxicología del mercurio. Actuaciones preventivas en Sanidad Laboral y Ambiental*. Jornada internacional sobre el impacto ambiental del mercurio utilizado en la minería artesanal del oro en Iberoamérica. Lima, Perú. GAMA-CYTED.

- Esteban, M., Schindler, B. K., Jiménez, J. A., Koch, H. M., Angerer, J., Rosado, M. y Bloemen, L. (2015). Mercury analysis in hair: Comparability and quality assessment within the transnational COPHES/DEMOCOPHES project. *Majadahonda, España. Environmental research*, 141, 24-30.
- Faro, L. R. F., Barbosa, R. D., y Pallarés, M. A. (Eds.). (2010). *El mercurio como contaminante ambiental y agente neurotóxico*. Vigo, España. Universidad de Vigo.
- Gaona Martínez, J., y Valiente Malmagro, M. (2004). *El mercurio como contaminante global*. Barcelona, España. Universidad Autónoma de Barcelona
- Guallar, E., Sanz-Gallardo, M. I., Veer, P. V. T., Bode, P., Aro, A., Gómez-Aracena, J., ... & Kok, F. J. (2002). Mercury, fish oils, and the risk of myocardial infarction. *New England Journal of Medicine*, 347(22), 1747-1754.
- Gaxiola-Robles, R., Bentzen, R., Zenteno-Savín, T., Labrada-Martagón, V., Castellini, J.M., Celis, A., ...Y Méndez-Rodríguez, L.C. (2014). Marine diet and tobacco exposure affects mercury concentrations in pregnant women (I) from Baja California Sur, Mexico. *Toxicology reports*, 1, 1123-1132.
- González-Estecha, M., Bodas-Pinedo, A., Guillén-Pérez, J. J., Rubio-Herrera, M. Á., Ordóñez-Iriarte, J. M., Trasobares-Iglesias, E. M., ... y Martínez-Astorquizd, T. (2014). Exposición al metilmercurio en la población general; toxicocinética; diferencias según el sexo, factores nutricionales y genéticos. *Nutrición Hospitalaria*, 30(5), 969-988.
- Harris, R. (2007). *Ecosystem responses to mercury contamination : indicators of change : based on the SETAC North America Workshop on Mercury Monitoring and Assessment, 14-17 September 2003, Pensacola, Florida, USA*. Florida, Estados Unidos. SETAC CRC Press.
- Hu, X. F. ., Singh, k., y Chan, H.M. (2018). Mercury Exposure, Blood Pressure, and Hypertension: A Systematic Review and Dose-response Meta-analysis. *Environmental health perspectives*, 126(07), 076002.
- INEGI. (2000) Mapa Geoestadístico. Tomado el 3 de Febrero del 2018. Disponible en <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825292843>.
- Instituto Nacional de Estadística, & Informática (Mexico). (2015). *Anuario Estadístico y Geográfico del Distrito Federal 2015*. INEGI.
- Kešeljević, B., Huremović, J. y Sulejmanović, J. (2012). Determination of mercury in the urine by atomic absorption spectrometry-cold vapor technique. *Bosnia y Herzegovina. Glasnik hemičara i tehnologa Bosne i Hercegovine*, 38, 31-34.

- Kobal, A. B., Horvat, M., Prezelj, M., Briški, A. S., Krsnik, M., Dizdarevič, T., ... & Kobal, D. (2004). The impact of long-term past exposure to elemental mercury on antioxidative capacity and lipid peroxidation in mercury miners. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 17(4), 261-274.
- Lee, B. K., & Kim, Y. (2013). Blood cadmium, mercury, and lead and metabolic syndrome in South Korea: 2005–2010 Korean National Health and Nutrition Examination Survey. *American journal of industrial medicine*, 56(6), 682-692.
- Liu, J. L., Xu, X. R., Yu, S., Cheng, H., Peng, J. X., Hong, Y. G. y Feng, X. B. (2014). Mercury contamination in fish and human hair from Hainan Island, South China Sea: Implication for human exposure. Hainan, China. *Environmental research*, 135, 42-47.
- Lu, X., Li, L. Y., Wang, L., Lei, K., Huang, J., & Zhai, Y. (2009). Contamination assessment of mercury and arsenic in roadway dust from Baoji, China. *Atmospheric Environment*, 43(15), 2489-2496.
- MILESTONE. (2015). Direct Analyzer Mercury. Tomado el día 1 de Febrero del 2018. Disponible en <http://www.milestonesrl.com/es/mercurio/dma-80/caracter%C3%ADsticas.html#a1>.
- Miranda-Aragón, L., Treviño-Garza, E. J., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., Pompa-García, M. y Aguirre-Salado, C. A. (2013). Tasa de deforestación en San Luis Potosí, México (1993-2007). México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 19(2), 201-215.
- Monteagudo, F. (2002). Evaluación de la Contaminación por Mercurio en Población de Mineros Artesanales de Oro de la Comunidad de Santa Filomena–Ayacucho–Perú, Durante el Periodo Agosto 2000–Septiembre 2001. Lima, Perú. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Mordukhovich, I., Wright, R. O., Hu, H., Amarasiriwardena, C., Baccarelli, A., Litonjua, A., ... & Schwartz, J. (2012). Associations of toenail arsenic, cadmium, mercury, manganese, and lead with blood pressure in the normative aging study. *Environmental health perspectives*, 120(1), 98-104.
- Morton-Bermea, O., Garza-Galindo, R., Hernández-Álvarez, E., Ordoñez-Godínez, S. L., Amador-Muñoz, O., Beramendi-Orosco, L., ... & Rosas-Pérez, I. (2018). Atmospheric PM 2.5 Mercury in the Metropolitan Area of Mexico City. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 100(4), 588-592.
- Otzen, T., y Manterola, C. (2017). Técnicas de Muestreo sobre una Población a Estudio. *International Journal of Morphology*, 35 (1) 227-232.

- Parsons, M. y Percival, J. (2005). Mercury : sources, measurements, cycles and effects. Ottawa, Canada. Mineralogical Association of Canada.
- Poulin, J. y Mercurio, G. H. (2008). Evaluación de la carga de morbilidad ambiental a nivel nacional y local. Organización Mundial de la Salud. Ginebra, Suiza. Prüss-Üstün.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2002). Evaluación mundial sobre el mercurio. Ginebra, Suiza. Programa Interorganismos para la Gestión Racional de las Sustancias Químicas (IOMC).
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2008). El uso del mercurio en la minería del oro artesanal y en pequeña escala. Ginebra, Suiza. PNUMA.
- Rajaei, M., Sánchez, B. N., Renne, E. P., & Basu, N. (2015). An investigation of organic and inorganic mercury exposure and blood pressure in a small-scale gold mining community in Ghana. *International journal of environmental research and public health*, 12(8), 10020-10038.
- Ramos-Arroyo, Y. R. y Siebe-Grabach, C. D. (2006). Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 23(1), 54-74.
- Ramírez, A. V. (2008). Intoxicación ocupacional por mercurio. Cajamarca, Perú. *Facultad de Medicina*, 69 (1), 46-51.
- Rocha C., E. (2000). Principios básicos de espectroscopia. México. Universidad Autónoma de Chihuahua.
- Rutter, A. P., Snyder, D. C., Stone, E. A., Schauer, J. J., Gonzalez-Abraham, R., Molina, L. T., ... & Foy, B. D. (2009). In situ measurements of speciated atmospheric mercury and the identification of source regions in the Mexico City Metropolitan Area. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(1), 207-220.
- Santa Rosa, R. M., Müller, R. C., Alves, C. N., Sarkis, J. E. D. S., Bentes, M. H. D. S., Brabo, E. y De Oliveira, E. S. (2000). Determination of total mercury in workers' urine in gold shops of Itaituba, Para State, Brazil. *Science of the total environment*, 261(1), 169-176.
- Silverthorn, D. U. (2008). Fisiología humana. Buenos Aires, Argentina. Médica Panamericana.
- Skoog, D. A., Holler, F. J. y Nieman, T. A. (2001). Principios de análisis instrumental, 5ta Edición. España. McGraw-Hill Interamericana.

- Telmer, K., & Stapper, D. (2011). Guía Práctica: Reducción del uso de mercurio en la minería de oro artesanal y de pequeña escala. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Ginebra, Suiza. Global Mercury Partnership
- Turizo T., A. J. y Olivero V., J. D. (2016). Determinación de los niveles de mercurio en el distrito minero de San Martín de Loba, sur de Bolívar (Colombia). Cartagena de Indias, Colombia. Universidad de Cartagena.
- Valls-Llobet, C. (2010). Contaminación ambiental y salud de las mujeres. Investigaciones feministas, 1, 149-159.
- Veiga, M. M., J. Hinton y L. Cameron. (1999). Mercury in the Amazon: A Comprehensive review with special emphasis on bioaccumulation and bio indicators. Minamata, Japón. National Institute for Minamata Disease. 99, 19-39.
- Vázquez-Sánchez, E., y Jaimes-Palomera, L. R. (1989). Geología de la cuenca de México: Geofísica Internacional (México), v. 28.
- Vélez B., J.M., (2007) Inventario físico de los recursos minerales del municipio Peñamiller, Querétaro. Querétaro, México. Servicio Geológico Mexicano. Fideicomiso de fomento minero.
- Wang Z., Zhang X., Chen Z. y Zhang Y., (2005). Mercury concentrations in size fractionated airborne particles at urban and suburban sites in Beijing, China. Beijing, China. Atmospheric Environment, 40, 2194-2201.
- Weinberg, J. (2010). Introducción a la Contaminación por Mercurio para las ONG. Red Internacional de Eliminación de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (IPEN), 166.
- Xiu, G., Cai, J., Zhang, W., Zhang, D., Büeler, A., Lee, S., ... y Zhang, P. (2009). Speciated mercury in size-fractionated particles in Shanghai ambient air. Shanghai, China. Atmospheric Environment, 43(19), 3145-3154.
- Yarto, M., Gavilán, A. y Castro, J. (2004). La contaminación por mercurio en México. Ciudad de México, México. Gaceta ecológica, (72).
- Zhang, H., Feng, X., Larssen, T., Qiu, G., & Vogt, R. D. (2010). In inland China, rice, rather than fish, is the major pathway for methylmercury exposure. Environmental Health Perspectives, 118(9), 1183.